

SOLUÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS POR MEIOS NATURAIS

Aplicação a Casos de Estudo

JOANA MENESES RIBEIRO

Dissertação submetida para satisfação parcial dos requisitos do grau de
**MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL — ESPECIALIZAÇÃO EM HIDRÁULICA E RECURSOS
HÍDRICOS E AMBIENTE**

Orientador: Professor Manuel Pacheco Figueiredo

Coorientadora: Professora Cristina Santos

JUNHO DE 2025

MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL 2024/2025

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

Tel. +351-22-508 1901



m.ec@fe.up.pt

Editado por

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Rua Dr. Roberto Frias

4200-465 PORTO

Portugal

Tel. +351-22-508 1400



feup@fe.up.pt



<http://www.fe.up.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição que seja mencionado o Autor e feita referência a *Mestrado em Engenharia Civil - 2024/2025 - Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2025.*

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respetivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir de versão eletrónica fornecida pelo respetivo Autor.

A meus Pais, minha família e meus amigos.

Conhecimento é Poder

Francis Bacon

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer, antes de mais, à minha coorientadora, Professora Cristina Santos, por toda a sua dedicação, empenho e rigor com que me orientou ao longo destes meses. O seu apoio constante e a sabedoria que me foi transmitindo, sempre com tranquilidade, foram fundamentais para o desenvolvimento desta dissertação.

Agradeço também ao Engenheiro Samuel Cardoso, o meu orientador na empresa Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda, pela disponibilidade com que me ajudou sempre que necessário, ao longo de todo este processo.

Agradeço aos meus amigos, pela amizade, que se revelou no apoio que me deram, não só neste último semestre, como também ao longo destes 5 anos. Tornaram todo o processo mais simples, mais leve e mais feliz.

Quero agradecer à minha família, aos meus avós, tios e primos, que além de todo o carinho e apoio que sempre me deram, por me fazerem acreditar ainda mais nas minhas capacidades.

Por fim, e por serem o meu maior apoio em tudo o que faço, quero agradecer aos meus pais e ao meu irmão, porque sem eles, sem a sua preocupação, paciência, sem todo o amor que me dão, e acima de tudo por terem acreditado sempre em mim, nada seria possível.

Muito obrigada a todos os que contribuíram para o meu crescimento e sucesso.

RESUMO

A gestão de águas residuais urbanas continua a representar um desafio significativo, sobretudo em contextos descentralizados e de baixa densidade populacional, onde os sistemas tradicionais de tratamento se revelam menos adequados, do ponto de vista económico, de operação e de manutenção. Neste enquadramento, os sistemas naturais, nomeadamente a lagunagem e os leitos de macrófitas, surgem como alternativas viáveis, de operação simples e com baixo impacto ambiental.

A presente dissertação tem como objetivo o desenvolvimento de uma metodologia de apoio à seleção que permita comparar objetivamente estes dois sistemas naturais de tratamento. Para tal, foi realizada uma análise aprofundada do funcionamento e das principais características de cada sistema, bem como das condicionantes legais e ambientais associadas à sua implementação. Foi ainda realizada uma análise do estado da arte, da qual resultou a identificação dos principais critérios de decisão, limitações operacionais e eficiências associadas a cada sistema, constituindo a base técnica da metodologia desenvolvida. De seguida, foram definidos os critérios que mais pesam na seleção do que melhor se adequa em função das características locais.

A metodologia desenvolvida foi aplicada a três casos de estudo reais, disponibilizados pela empresa Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda., localizados em diferentes regiões de Portugal, tendo em consideração as áreas necessárias, os custos de implementação, os caudais afluentes e efluentes, e as condições climáticas. Em cada caso, foi determinado o sistema preferencial com base na comparação de todos esses parâmetros, tendo também em conta o cumprimento dos requisitos legais.

Os resultados obtidos demonstraram a aplicabilidade e a eficiência da metodologia na avaliação comparativa de soluções naturais de tratamento, sendo semelhantes às soluções definidas previamente pela empresa. A abordagem adotada reforça a importância da adaptação das soluções de tratamento naturais às características específicas de cada local, promovendo uma gestão mais eficiente, sustentável e tecnicamente adequada das águas residuais.

Assim, a metodologia proposta poderá vir a revelar-se uma ferramenta útil de apoio à tomada de decisão na seleção de soluções de tratamento de águas residuais por meios naturais, inicialmente a nível nacional, pelos intervalos de valores adotados e por se reger pelas normas portuguesas, mas com foco na sua globalização e adaptação a nível mundial.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Águas Residuais, Sistemas Naturais, Lagunagem, Leito de Macrófitas, Metodologia de Seleção.

ABSTRACT

Urban wastewater management remains a significant challenge, particularly in decentralized settings and low-density regions, where conventional treatment systems often prove inadequate due to their operational complexity, high maintenance requirements and economic burden. In such contexts, nature-based treatment solutions, notably waste stabilization ponds and constructed wetlands, offer a viable alternative by providing simpler operation and lower environmental impact.

This dissertation aims to develop a decision-support methodology to objectively compare these two natural treatment systems and assist in selecting the most appropriate solution for each specific context. The work began with a detailed technical analysis of each system's functional principles, advantages, limitations and regulatory constraints. A comprehensive review of the current state of the art supported the identification of key decision criteria, including performance efficiencies, operational limitations and environmental suitability, which collectively formed the foundation of the proposed comparative framework.

The methodology was applied to three real-world case studies, provided by the engineering firm Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda., located in diverse climatic and geographic regions of Portugal. For each case, the methodology assessed land requirements, implementation costs, hydraulic loads, and local climatic conditions, leading to the identification of the most suitable solution, while ensuring compliance with national legal standards.

The results demonstrated that the methodology is both applicable and effective in guiding the comparative assessment of natural wastewater treatment systems. The outcomes were also consistent with the solutions previously considered by the consulting entity involved in the study. The proposed approach reinforces the importance of tailoring wastewater treatment strategies to local conditions and provides a structured tool to support more sustainable and context-sensitive decision-making.

While the methodology was developed and tested within a national framework, the structure and evaluation criteria were designed with adaptability in mind, enabling future application in other geographical and regulatory contexts.

KEYWORDS: Wastewater Treatment, Nature-based Solutions, Waste Stabilization Ponds, Constructed Wetlands, Decision-Support Methodology.

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	I
RESUMO	III
ABSTRACT	V
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
ÍNDICE DE TABELAS	XI
SÍMBOLOS, ACRÓNIMOS E ABREVIATURAS.....	XII

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. ENQUADRAMENTO E MOTIVAÇÃO	1
1.2. OBJETIVOS	2
1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	2
2. SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO	4
2.1. SISTEMA DE LAGUNAGEM	4
2.1.1. LAGOAS ANAERÓBIAS	5
2.1.2. LAGOAS FACULTATIVAS.....	5
2.1.3. LAGOAS DE MATURAÇÃO.....	6
2.2. LEITOS DE MACRÓFITAS	6
2.2.1. MACRÓFITAS	7
2.2.2. ESCOAMENTO SUB-SUPERFICIAL	8
2.2.2.1. Escoamento Sub-Superficial Horizontal	9
2.2.2.2. Escoamento Sub-Superficial Vertical.....	10
2.2.2.3. Escoamento Sub-Superficial Híbridos	10
2.2.3. ESCOAMENTO SUPERFICIAL	11
2.2.3.1. Escoamento Superficial de Macrófitas Flutuantes.....	11
2.2.3.2. Escoamento Superficial de Macrófitas Submersas	11
2.2.3.3. Escoamento Superficial de Macrófitas Emergentes	12
2.3. ENQUADRAMENTO LEGAL.....	13
2.3.1. EUROPEU.....	13
2.3.2. NACIONAL	14
3. ESTADO DA ARTE	16

3.1. USO DO SOLO.....	16
3.2. SOLUÇÕES PARA ZONAS POUCO HABITADAS, RURAIS E ESCASSAS	17
3.3. EFICÁCIA DE TRATAMENTO	19
3.4. INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TIPOS DE MACRÓFITAS	23
3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	24
4. CASOS DE ESTUDO	26
4.1. ETAR DE LOUSAL	26
4.2. ETAR DE PENEDO GORDO.....	30
4.3. METODOLOGIA PROPOSTA PARA A SELEÇÃO DOS DOIS TIPOS DE TRATAMENTO	34
4.3.1. ÁREAS TOTAIS DE CADA SISTEMA	35
4.3.2. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE	39
4.3.3. CONDIÇÕES AMBIENTAIS	41
4.4. DISCUSSÃO DE RESULTADOS.....	43
4.4.1. ÁREAS TOTAIS DE CADA SISTEMA	43
4.4.2. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE	46
4.4.3. CONDIÇÕES AMBIENTAIS	48
4.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	49
4.5.1. ETAR DE LOUSAL NORTE.....	49
4.5.2. ETAR DE LOUSAL SUL	50
4.5.3. ETAR DE PENEDO GORDO	50
5. CONCLUSÕES	53
5.1. CONCLUSÕES GERAIS.....	53
5.2. TRABALHOS FUTUROS	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Esquematização de um sistema típico de lagoas de estabilização de águas residuais (J. D. C. Carvalho 2023).	5
Figura 2 - Perfil tipo de um leito de macrófitas – Tipo de Macrófitas («Formas biológicas das plantas Aquáticas» 2022).	7
Figura 3 – a) <i>Typha</i> («Colombian Plants Made Accessible», s.d.). b) <i>Lemna</i> (Online 2021) c) <i>Egeria densa</i> («Flora-On Flora de Portugal», s.d.)	8
Figura 4 - Representação de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento sub-superficial horizontal (Macário et al. 2018).	9
Figura 5 - Representação de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento sub-superficial vertical descendente (Macário et al. 2018).	10
Figura 6 – Representação de um perfil de leito de macrófitas flutuantes com escoamento superficial (Macário et al. 2018).	11
Figura 7 - Representação de um perfil de leito de macrófitas submersas com escoamento superficial (Macário et al. 2018).	12
Figura 8 - Representação de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento superficial (Macário et al. 2018).	12
Figura 9 - Imagem de satélite de Minas de Lousal com a localização de ambas as ETAR («Google Earth», s.d.).	27
Figura 10 - Vista Geral da ETAR de Lousal Norte (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).	28
Figura 11 - Vista Geral da ETAR de Lousal Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).	28
Figura 12 - Obra de Entrada da ETAR a) de Lousal Norte b) e de Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).	29
Figura 13 - Fossa Sética - com laje de betão degradada da ETAR a) de Lousal Norte b) e de Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).	30
Figura 14 - Imagem de satélite de Penedo Gordo com a localização da ETAR («Google Earth»).	31
Figura 15 - Vista geral da ETAR do Penedo Gordo Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).	32
Figura 16 - Obra de Entrada da ETAR do Penedo Gordo Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).	33
Figura 17 - Vista da Lagoa de Maturação Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).	33
Figura 18 - Metodologia base para a seleção dos dois tipos de tratamento.	34

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Comparação entre sistemas de tratamento de águas residuais: sistemas tradicionais (lamas ativadas), sistemas naturais (lagunagem e leitos de macrófitas artificiais), com base nos estudos analisados.	24
Tabela 2 - Carga orgânica volúmica em lagoas anaeróbias, em função da temperatura.	36
Tabela 3 - Carga orgânica superficial em lagoas facultativas, em função da temperatura.	37
Tabela 4 - Porosidade do meio de acordo com o material de enchimento utilizado.	38
Tabela 5 - Concentrações típicas dos principais poluentes das águas residuais urbanas em Portugal.	39
Tabela 6 - Eficiências de remoção para o sistema de lagunagem.	40
Tabela 7 - Eficiências de remoção para o leito de macrófitas.	40
Tabela 8 - VLE (valores limites de emissão).	41
Tabela 9 - Limites da temperatura média mensal.	41
Tabela 10 - Limites da precipitação média mensal.	42
Tabela 11 - Inputs para a determinação do Qmda e respetivos resultados obtidos.	43
Tabela 12 - Inputs para a determinação do Qdom e respetivos resultados obtidos.	43
Tabela 13 - Inputs para a determinação do Qdim e respetivos resultados obtidos.	43
Tabela 14 - Áreas totais de cada sistema de lagunagem e respetivos parâmetros associados.	44
Tabela 15 - Áreas totais de cada sistema de leito de macrófitas e respetivos parâmetros associados.	44
Tabela 16 - Estimativa de custo de investimento para cada sistema natural de tratamento, para os 3 casos de estudo.	45
Tabela 17 - Valores de concentração de cada parâmetro do caudal afluente.	46
Tabela 18 - Valores de eficiência de remoção no caudal afluente.	46
Tabela 19 - Valores de concentração no caudal efluente para o sistema de lagunagem.	47
Tabela 20 - Valores de concentração no caudal efluente para o sistema de leito de macrófitas.	47
Tabela 21 - Temperaturas Médias Mensais (°C).	48
Tabela 22 - Precipitações Médias Mensais (mm/mês).	49

SÍMBOLOS, ACRÓNIMOS E ABREVIATURAS

CBO₅ - Carência Bioquímica de Oxigénio

ha- hectare

CQO - Carência Química de Oxigénio

SST - Sólidos Suspensos Totais

GEE - Gases com Efeito de Estufa

FTIR - Espectroscopia de Infravermelhos por Transformada de Fourier

NH₃-N - Amónia-Nitrogénio

e.p. - equivalente-populacional

CW - Leito de Macrófitas Construído

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

N - Azoto

P - Fósforo

1

INTRODUÇÃO

1.1. ENQUADRAMENTO E MOTIVAÇÃO

A gestão de águas residuais urbanas representa atualmente um enorme desafio e de elevada importância, sendo reconhecida como um dos pilares para o cumprimento do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6), definido pela Organização das Nações Unidas (ONU), que visa garantir a disponibilidade e gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos. Para atingir essa meta, o indicador 6.3 está diretamente relacionado com a gestão de águas residuais urbanas, pois afirma: “Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejos e minimizando a libertação 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” («Água Potável e Saneamento • ODS - BCSD Portugal», s.d.).

A ausência de tratamento de águas residuais é uma das principais preocupações mundiais (Garfí, Flores, e Ferrer 2017). A rápida urbanização nos países em desenvolvimento aumentou significativamente a quantidade de águas residuais domésticas urbanas, que se tornaram a principal fonte de poluição da água (Xia et al. 2024). Estas águas, quando descarregadas no meio ambiente, podem estar contaminadas com poluentes orgânicos, bactérias, vírus, azoto e fósforo, e por este motivo, é necessário que sejam devidamente tratadas antes da sua descarga no ambiente (WISE FRESH WATER 2025). Tratar as águas residuais urbanas de forma a torná-las limpas e seguras é, por isso, essencial não só para a proteção do meio ambiente, como também para garantir a saúde pública (Environmental Protection Agency, Ireland 2024).

Neste contexto, tanto a União Europeia como Portugal, têm vindo a desenvolver legislação específica que visa garantir a qualidade das águas residuais tratadas quando descarregadas no meio hídrico, estabelecendo não só normas, como também limites máximos de emissão e níveis obrigatórios de tratamento (*Diretiva (UE) 2024/3019 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de novembro de 2024*) (MINISTÉRIO DO AMBIENTE 1997).

Há mais de um século que o sistema de tratamento de águas residuais por lamas ativadas tem sido o método de tratamento de águas residuais predominante a nível mundial («Activated Sludge», s.d.). No entanto, as ETAR que recorrem a soluções baseadas na natureza, como os sistemas de lagunagem e os leitos de macrófitas, apresentam um impacto ambiental significativamente inferior, quando comparadas com as ETAR tradicionais, devido ao elevado consumo de eletricidade e produtos químicos que estas apresentam. Segundo (Garfí, Flores, e Ferrer 2017), o impacto ambiental potencial de uma ETAR tradicional é entre 2 a 5 vezes superior ao gerado pelos sistemas baseados na natureza.

A falta de tratamento adequado de águas residuais é particularmente significativa em comunidades rurais e de pequena dimensão, também designadas como pequenos aglomerados (geralmente com menos de 2000 habitantes), que se caracterizam por recursos financeiros limitados, baixos níveis de especialização

técnica e acesso restrito a tecnologias avançadas. Nestes contextos, a simplicidade de funcionamento dos sistemas de tratamento assume particular relevância, sendo desaconselhada a implementação de instalações com componentes mecânicos e elétricos complexos, destacando-se as soluções naturais de tratamento de águas residuais, face à sua simplicidade (Matos, Ferreira, e Matos 2023) (Garfi, Flores, e Ferrer 2017).

Face a este enquadramento, torna-se evidente a relevância de promover não só soluções de tratamento de águas residuais, como também as mais sustentáveis. Assim, a presente dissertação assenta na premissa de que é fundamental reforçar o papel dos sistemas naturais de tratamento, não só enquanto alternativas viáveis às ETAR tradicionais, mas sobretudo como soluções alinhadas com os princípios da sustentabilidade.

Neste sentido, o trabalho desenvolvido parte da necessidade de destacar a importância da adoção de tratamentos naturais e, sobretudo, de desenvolver uma metodologia de apoio à decisão que permita comparar, de forma objetiva, dois dos principais sistemas naturais, o leito de macrófitas e o sistema de lagunagem, identificando, caso a caso, qual a solução mais adequada em função de vários parâmetros.

1.2. OBJETIVOS

Com foco em alcançar o objetivo principal desta dissertação, o desenvolvimento de uma metodologia de seleção dos dois tipos de tratamento naturais, com aplicação potencial em projetos futuros, foram estipulados os seguintes objetivos específicos:

- Estudar e descrever as etapas que compõem os processos de tratamento por lagunagem e por leitos de macrófitas;
- Definir, entre os casos de estudo a desenvolver, as condições-base que justificam a aplicação deste tipo de sistemas;
- Definir uma metodologia de seleção dos dois tipos de tratamento, que possa ser usada em projetos futuros;
- Apresentar um modelo de tratamento das águas residuais em cada caso de estudo, aplicando a metodologia desenvolvida.

1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação encontra-se estruturada em cinco capítulos, organizados de forma a proporcionar uma leitura fluida da problemática, fundamentação teórica, metodologia adotada e aplicação prática do trabalho desenvolvido, estando dispostos da seguinte forma:

- O Capítulo 1 corresponde à introdução, onde são apresentados o enquadramento e motivação do tema, os objetivos da dissertação, bem como a estrutura geral do documento.
- O Capítulo 2 aborda os dois sistemas naturais de tratamento de águas residuais, os sistemas de lagunagem e os leitos de macrófitas, descrevendo os seus princípios de funcionamento, vantagens e limitações, e é também apresentado o enquadramento legal aplicável à sua implementação.
- O Capítulo 3 constitui o estado da arte, reunindo e analisando referências bibliográficas relevantes sobre o desempenho dos sistemas naturais, critérios de dimensionamento, eficiência de remoção, limitações operacionais e exemplos de casos de aplicação a nível nacional e internacional.

- O Capítulo 4 apresenta os casos de estudo analisados, incluindo a caracterização das localidades, as condições de base e a análise dos respetivos caudais. É também neste capítulo que se desenvolve e aplica a metodologia de apoio à tomada de decisão, com vista à seleção do sistema natural mais adequado em cada contexto. São ainda apresentados os resultados obtidos e avaliados face aos objetivos propostos.
- O Capítulo 5 apresenta as conclusões gerais do trabalho, refletindo sobre os principais resultados obtidos, as vantagens e limitações da metodologia proposta, e sugestões para trabalhos futuros.

2

SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO

O sistema de lagunagem e os leitos de macrófitas são sistemas naturais de tratamento de águas residuais projetados para imitar os processos que ocorrem na natureza, mas num ambiente mais controlado e consequentemente, mais sustentáveis, quando comparados com os sistemas de tratamento tradicionais, como os de lamas ativadas.

2.1. SISTEMA DE LAGUNAGEM

O sistema de lagunagem consiste no tratamento natural de águas residuais, pela atividade biológica das bactérias e das algas. Este sistema é constituído por um conjunto de lagoas que, idealmente, não necessitam da intervenção de meios mecânicos de arejamento durante o processo de tratamento, e onde ocorrem processos idênticos aos que ocorrem em meios naturais, nomeadamente a decomposição biológica da matéria orgânica por microrganismos em lagos ou zonas húmidas.

A eficiência destes processos varia de acordo com a temperatura, o grau de exposição solar, o clima, a geometria da lagoa, o tipo de escoamento e de efluente a ser tratado, o tipo de microrganismos produtores, entre outros. Temperaturas elevadas e um bom grau de exposição solar, são fatores que beneficiam o processo de lagunagem, pois aumentam a taxa de degradação da matéria orgânica, a oxigenação por fotossíntese e a remoção de poluentes, permitindo reduzir áreas de implantação necessárias (Sperling 2007) (Verbyla, Sperling, e Maiga 2017).

Os sistemas de lagunagem são geralmente constituídos por várias lagoas dispostas em série, em que cada tipo de lagoa tem um papel específico e complementar no tratamento. As lagoas anaeróbias são colocadas no início do sistema e são responsáveis pela remoção das cargas orgânicas mais elevadas, sem oxigénio. As lagoas facultativas, situadas a jusante, combinam processos aeróbios na superfície e anaeróbios no fundo, continuando a decomposição da matéria orgânica. Por fim, as lagoas de maturação, normalmente aeróbias, são instaladas no final da linha de tratamento, e destinam-se principalmente à remoção de microrganismos patogénicos. Esta organização sequencial permite otimizar a eficiência global do tratamento, garantindo a remoção progressiva dos poluentes ao longo do sistema (Nagarajan et al. 2019) (Verbyla, Sperling, e Maiga 2017).

A combinação sequencial destas três lagoas, garante um sistema robusto eficiente e adaptado a contextos de baixo custo e alta sustentabilidade, sobretudo em regiões com clima quente e de boa exposição, estando representado essa mesma sequência na Figura 1.

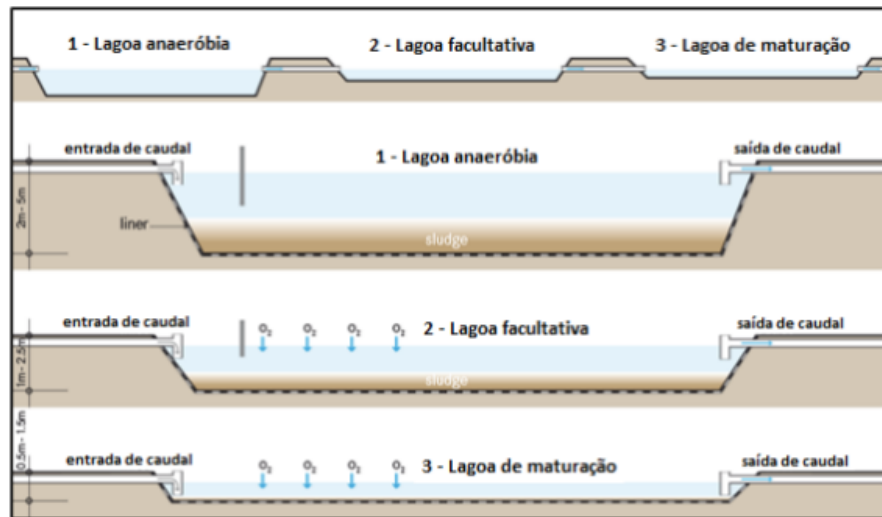


Figura 1 – Esquema sequencial típico de um sistema de lagunagem (J. D. C. Carvalho 2023).

2.1.1. LAGOAS ANAERÓBIAS

As lagoas anaeróbias correspondem à primeira etapa do tratamento em sistemas de lagunagem, sendo responsáveis pela remoção inicial das cargas orgânicas mais elevadas. Nestes reservatórios profundos, a decomposição da matéria orgânica ocorre totalmente na ausência de oxigénio, ou seja, em condições anaeróbias, pela atividade das bactérias anaeróbias.

Estas lagoas apresentam geralmente uma profundidade que varia entre 2 e 5 metros, e são projetadas para receberem efluentes com elevadas cargas orgânicas, e removerem entre 200 e 500 kg CBO₅/ha/dia. O seu tempo de retenção hidráulico é relativamente curto, variando entre 1 a 7 dias, período suficiente para que as bactérias anaeróbias decomponham grande parte da matéria orgânica acumulada no fundo (Tilley et al. 2014).

Neste processo, durante a digestão anaeróbia, os microrganismos convertem o carbono orgânico em metano e dióxido de carbono, alcançando eficiências médias de remoção de CBO₅ cerca de 60%. No entanto, este valor pode variar entre 50 a 85% dependendo da carga afluente e das condições ambientais (Oliveira 2018) (Tilley et al. 2014).

Estas lagoas devem ser seguidas por lagoas facultativas, de forma a garantir a continuação do processo de tratamento e a remoção complementar da carga orgânica.

2.1.2. LAGOAS FACULTATIVAS

As lagoas facultativas constituem a segunda etapa do tratamento em sistemas de lagunagem, sendo responsáveis pela continuação da remoção da carga orgânica proveniente das lagoas anaeróbias. Estas lagoas operam sob regime combinado, onde coexistem processos aeróbios, anóxicos e anaeróbios, organizados de forma estratificada ao longo da profundidade da lagoa.

Na camada superior, em contacto direto com a atmosfera, predominam as condições aeróbias, sendo o oxigénio dissolvido fornecido sobretudo pela fotossíntese das microalgas presentes. Estas algas produzem oxigénio durante o dia, permitindo que a matéria orgânica seja degradada por bactérias aeróbias, e durante a noite, a ausência de luz solar interrompe a fotossíntese e a respiração microbiana consome o oxigénio disponível, podendo levar a uma significativa diminuição dos níveis de oxigénio, sobretudo nas camadas inferiores. Já na camada intermédia, o processo de decomposição é considerado

anóxico, ou seja, as bactérias recorrem apenas a oxigénio combinado, pela ausência de oxigénio livre. Por fim, na camada inferior, é formada uma camada de substrato orgânico cada vez maior, ao longo do tempo, justificada pela tendência dos sedimentos sólidos em depositarem-se no fundo da lagoa, formando-se condições anaeróbias, semelhantes às observadas nas lagoas anaeróbias, permitindo a digestão da matéria orgânica, pelas bactérias anaeróbias. (Ferreira 2021)

A profundidade destas lagoas, varia entre 1 e 2,5 metros e os tempos de retenção entre 5 e 30 dias, dependendo da carga orgânica afluyente e as condições climáticas (Tilley et al. 2014). Demonstram elevada eficácia na remoção de CBOs, com eficiências que podem variar entre 80 a 95%, contribuindo também para a redução de microrganismos patogénicos, devido à radiação solar e à ação do oxigénio dissolvido (Oliveira 2018).

A designação “facultativa” deve-se à sua capacidade em operar com diferentes tipos de metabolismo microbianos, consoante a disponibilidade de oxigénio ao longo do dia. Esta variabilidade torna estas lagoas versáteis e adequadas a uma ampla gama de condições ambientais.

2.1.3. LAGOAS DE MATURAÇÃO

As lagoas de maturação correspondem geralmente à última etapa do sistema de lagunagem, e são essencialmente utilizadas para a remoção de microrganismos patogénicos, atuando como processo de tratamento terciário. São predominantemente lagoas aeróbias, mas em algumas situações podem comportar-se como facultativas, dependendo da profundidade e da carga orgânica aplicada (J. D. C. Carvalho 2023).

Estas lagoas são pouco profundas, geralmente com profundidades entre 0,5 e 1,5 metros, de forma a permitir uma maior penetração da radiação solar, favorecendo assim a fotossíntese e os mecanismos naturais de desinfecção. A presença intensa de luz solar, o aumento do pH, o oxigénio dissolvido e o tempo de retenção, contribuem para a inativação de bactérias, vírus e protozoários patogénicos. A eficiência de remoção de CBOs varia entre 60 e 80%, e os tempos de retenção entre 15 a 20 dias. (Tilley et al. 2014) (Sperling 2007).

A carga orgânica aplicada nestas lagoas é muito baixa, cerca de 15 kg CBOs/ha/dia, dado que o objetivo principal já não é a remoção de matéria orgânica, mas sim a redução microbiológica do efluente tratado (Oliveira 2018). Quando bem dimensionadas e em regiões com boa exposição solar, estas lagoas podem atingir uma elevada eficiência na remoção de coliformes fecais, tornando-se adequadas para a reutilização da água tratada ou para a sua descarga em meios hídricos sensíveis (J. D. C. Carvalho 2023).

2.2. LEITOS DE MACRÓFITAS

Os leitos de macrófitas, também designados por *wetlands*, Fito-ETARs ou zonas húmidas, são sistemas naturais de tratamento de águas residuais que utilizam plantas aquáticas, macrófitas, e microrganismos para promover a remoção da matéria orgânica presente na água.

A degradação da matéria orgânica nos leitos de macrófitas é fruto da atividade simbiótica entre as macrófitas e os microrganismos presentes na rizosfera. Durante a fotossíntese, as macrófitas acumulam oxigénio nas folhas e transportam-no para as raízes, criando um ambiente aeróbio favorável à proliferação de microrganismos aeróbios, os principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Esta interação gera um efeito sinérgico, que aumenta a taxa de degradação das águas residuais. Os microrganismos proliferam na rizosfera e no rizoplano e, ao degradarem a matéria orgânica, originam produtos de fácil absorção que servem como fonte alimento para as raízes. Em

contrapartida, as raízes libertam metabolitos (nutrientes ou compostos orgânicos) que são absorvidos pelos microrganismos, funcionando também como fonte de alimento. Para além da degradação biológica, ocorre também a remoção de sólidos em suspensão, por sedimentação e por fixação à superfície das raízes das macrófitas, facilitada por interações eletrostáticas entre as partículas e as superfícies biológicas. Parte da matéria coloidal pode ser retida no meio poroso ou fixada nas superfícies das raízes, contribuindo para a redução da carga poluente. A sombra gerada pelas folhas das macrófitas, reduz significativamente a incidência de luz solar sobre a superfície da água, limitando assim a fotossíntese de algas e prevenindo a sua proliferação excessiva (Kadlec e Wallace 2009).

Assim, durante a passagem das águas residuais pelo leito artificial (meio poroso) e pelas raízes das macrófitas, ocorrem ainda processos como filtração, reações oxidação-redução, absorção e precipitação, que contribuem para a remoção de nutrientes, nomeadamente azoto e fósforo, e para a redução da carga microbiana, incluindo microrganismos patogénicos (Kadlec e Wallace 2009).

Os leitos de macrófitas podem ser classificados como naturais ou artificiais. Os sistemas artificiais, subdividem-se pelo tipo de escoamento, podendo ser sub-superficial ou superficial, pela orientação do fluxo, podendo ser vertical, horizontal, ascendente ou descendente, e pelo tipo de vegetação, podendo ser flutuantes, submersas ou emergentes.

Os sistemas artificiais de leitos de macrófitas são projetados para replicar os processos naturais que ocorrem em zonas húmidas, como pântanos, onde a interação entre vegetação, solo e microrganismos promove naturalmente a depuração da água (Vymazal 2010). Na Figura 2 estão representados os tipos de macrófitas existentes.

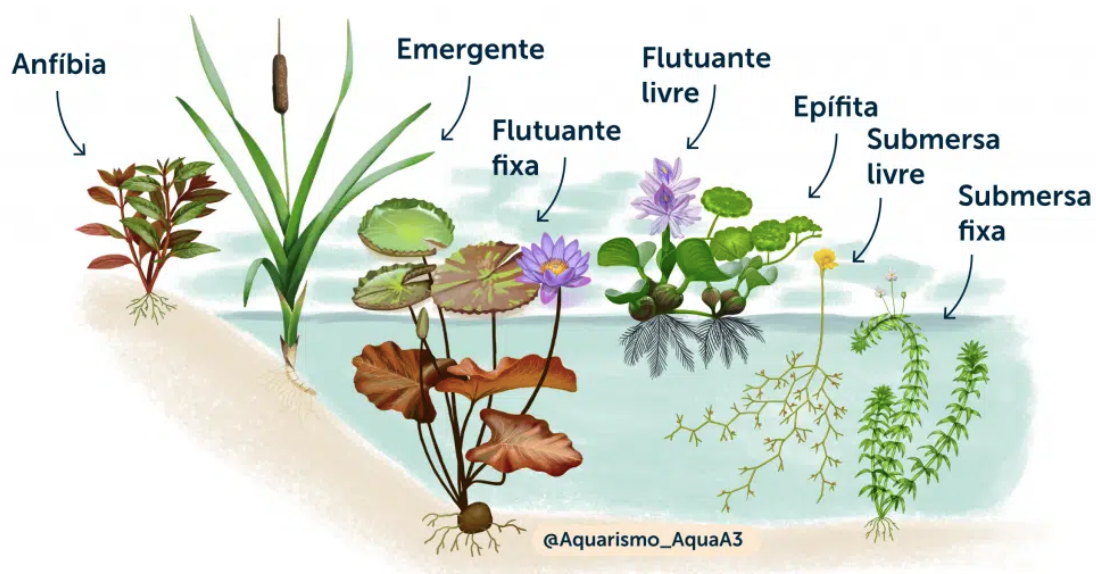


Figura 2 - Perfil tipo de um leito de macrófitas – Tipo de Macrófitas («Formas biológicas das plantas Aquáticas» 2022).

2.2.1. MACRÓFITAS

As macrófitas são plantas aquáticas que, ao longo do seu processo evolutivo, migraram do ambiente terrestre para o meio aquático, desenvolvendo várias adaptações morfológicas e anatómicas necessárias

à vida na água, em especial para a flutuação. Estas plantas produzem quantidades significativas de biomassa rica em nutrientes e precisam também de nutrientes para o seu desenvolvimento, sendo este influenciado pela qualidade da água onde habitam (Lesiv et al. 2020).

Estas plantas são essenciais no funcionamento dos leitos de macrófitas, uma vez que contribuem para a oxigenação do meio através do transporte descendente do oxigénio gerado na fotossíntese para as raízes. Este oxigénio permite a atividade metabólica dos microrganismos aeróbios, incluindo bactérias nitrificantes, fundamentais na remoção de compostos azotados (Vymazal 2010). As macrófitas necessitam de nutrientes como sais minerais, fósforo e azoto, para o seu desenvolvimento, os quais estão presentes em abundância nas águas residuais domésticas, favorecendo o seu crescimento e, consequentemente, a eliminação mais eficaz dos poluentes no meio (Lesiv et al. 2020).

As macrófitas podem ser classificadas de acordo com a sua adaptação ao meio aquático, em: emergentes (como *Typha* e *Phragmites australis*), flutuantes (como *Nymphaea* e *Lemna*) ou submersas (como *Potamogeton pectinatus* e *Egeria densa*), estando alguns destes exemplos representados na Figura 3, e cuja descrição será desenvolvida nos subcapítulos seguintes. Além destas, existem ainda tipos menos comuns, como as epífitas, que se desenvolvem sobre outras plantas aquáticas (como *Hydrocotyle spp.*) e as anfíbias, capazes de sobreviver tanto em áreas alagadas como fora dela (como *Eleocharis geniculata*) (Mota 2020).

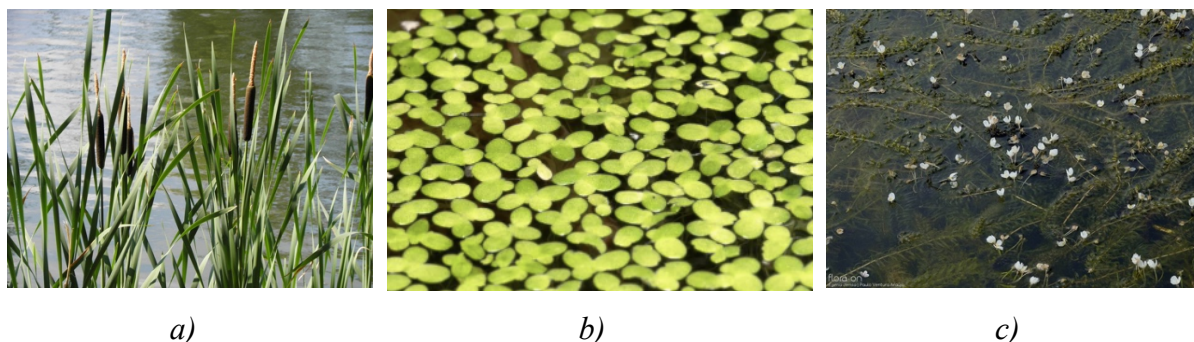


Figura 3 – a) *Typha* («Colombian Plants Made Accessible», s.d.). b) *Lemna* (Online 2021) c) *Egeria densa* («Flora-On | Flora de Portugal», s.d.)

2.2.2. ESCOAMENTO SUB-SUPERFICIAL

Os sistemas de leitos de macrófitas com escoamento sub-superficial são uma das soluções naturais mais amplamente utilizadas para o tratamento de águas residuais, especialmente em zonas rurais e pequenos aglomerados populacionais (García et al. 2010). Estes sistemas são classificados segundo a direção do escoamento da água: escoamento sub-superficial horizontal ou vertical, como será descrito nos subcapítulos seguintes.

Estes sistemas utilizam macrófitas emergentes, plantadas num meio poroso (geralmente cascalho ou areia), através do qual as águas residuais percolam. Durante esse percurso, a água entra em contacto com biofilmes, raízes e rizomas das plantas, onde ocorrem simultaneamente processos de filtração e de biodegradação da matéria orgânica. As macrófitas emergentes utilizadas neste sistema são plantas enraizadas no solo, com caules e folhas que se estendem para fora da superfície da água. Naturalmente, estas espécies encontram-se nas margens de cursos e massas de água, onde o solo permanece húmido ou alagado (Macário et al. 2018).

Uma das principais vantagens destes sistemas, é o facto de o efluente se manter confinado no interior do leito, sem exposição à superfície (nem a fatores externos), o que minimiza a emissão de maus odores, reduz o risco de transmissão de doenças e contribui para uma maior integração paisagística do meio envolvente (Ferreira 2021).

Assim, e de forma resumida, no escoamento sub-superficial as águas residuais entram pela superfície do sistema e, por ação da gravidade, atravessam o material filtrante até atingirem as raízes das macrófitas e ao fundo do leito (Ferreira 2021).

2.2.2.1. Escoamento Sub-Superficial Horizontal

O sistema de escoamento sub-superficial horizontal é o tipo de leito de macrófitas mais utilizado em Portugal e na Europa. Tradicionalmente, este tipo de sistema tem sido aplicado no tratamento de águas residuais domésticas e municipais, no entanto, a sua utilização tem-se alargado ao tratamento de outros tipos de efluentes, incluindo efluentes industriais, escorrências pluviais e águas provenientes da atividade agrícola (R. J. A. dos Santos 2016).

Neste sistema, o efluente é introduzido numa das extremidades do leito e escoam lentamente ao longo do meio poroso/filtrante, mantendo-se abaixo da superfície do leito. Durante esse percurso, a água residual atravessa zonas com diferentes condições, nomeadamente aeróbias, anóxicas e anaeróbias, acontecendo o seu tratamento propriamente dito. Devido às baixas taxas de transferência de oxigénio características deste sistema, justificado pela água residual ser mantida abaixo da linha de superfície do leito, a maior parte da matéria orgânica é degradada por processos anaeróbios. O leito é construído com uma ligeira inclinação, que assegura o escoamento horizontal até à zona de saída, onde a água é recolhida por um sistema de controlo de nível antes de ser descarregada. Este sistema permite ajustar o tempo de retenção hidráulico, parâmetro necessário ter em atenção para a eficácia do tratamento, pois se demasiado curto poderá comprometer a eficiência do tratamento, e se demasiado longo, exigirá a necessidade de leitos de maior dimensão (Vymazal 2010) (García et al. 2010).

A Figura 4 representa um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento sub-superficial horizontal.

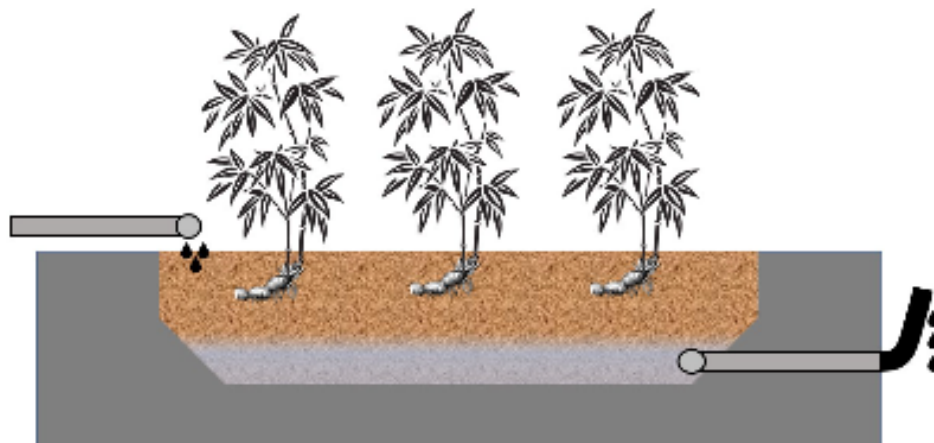


Figura 4 - Representação de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento sub-superficial horizontal (Macário et al. 2018).

2.2.2.2. Escoamento Sub-Superficial Vertical

Os sistemas de escoamento sub-superficial vertical caracterizam-se pela aplicação do efluente ao longo da superfície do leito, onde este escoar verticalmente através do meio poroso. A alimentação do sistema é feita de forma intermitente, permitindo a entrada de ar nos intervalos entre ciclos e promovendo um ambiente aeróbio favorável à atividade microbiana responsável pelo processo de nitrificação. Após novos ciclos de alimentação, a formação de zonas anóxicas permite a ocorrência de processos de desnitrificação, desde que estejam reunidas as condições adequadas, nomeadamente a presença de carbono disponível (García et al. 2010).

Nestes sistemas, podem existir dois sentidos de escoamento: o vertical descendente, que é o mais comum, e o vertical ascendente. No escoamento vertical descendente, a água residual é aplicada na superfície do leito e infiltra-se rapidamente até à base, onde é recolhida. O leito é geralmente constituído por uma camada de gravilha na base e uma camada superior de areia, assegurando a filtração e o contacto com a biomassa microbiana. Por outro lado, no escoamento vertical ascendente, a água residual é introduzida pela base e ascende por capilaridade até à superfície, necessitando por norma de recorrer a sistemas mecanizados. Nestes sistemas, o leito é constituído por uma base de cascalho, uma camada intermédia de gravilha e uma camada superior de solo, sendo esta configuração adequada à criação de zonas anóxicas que favorecem processos como a desnitrificação (R. J. A. dos Santos 2016).

A eficiência de remoção de poluentes nestes sistemas depende, em grande parte, da capacidade de oxigenação do meio poroso, e por isso, das propriedades dos materiais utilizados, nomeadamente a sua granulometria e a frequência dos ciclos de alimentação.

Na Figura 5 está representado de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento sub-superficial vertical descendente.

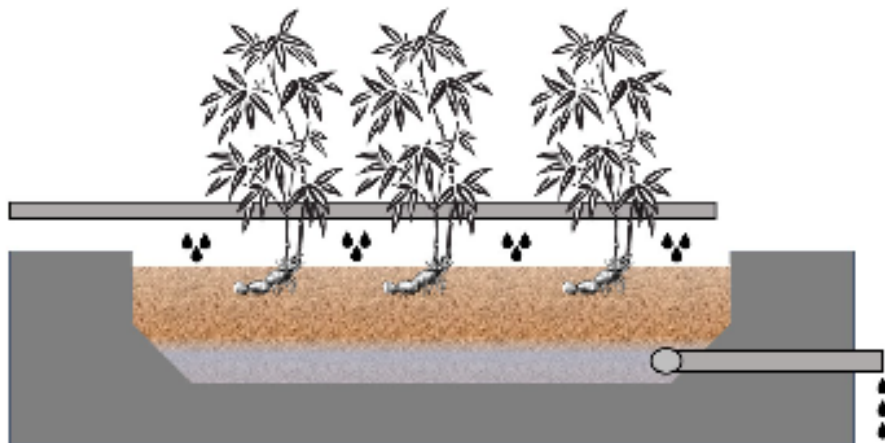


Figura 5 - Representação de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento sub-superficial vertical descendente (Macário et al. 2018).

2.2.2.3. Escoamento Sub-Superficial Híbridos

Nos sistemas de escoamento sub-superficial híbridos ou mistos, combinam-se os dois tipos de sistemas de escoamento sub-superficiais, verticais e horizontais, com o objetivo otimizar a eficácia no tratamento das águas residuais. Esta configuração permite tirar partido das vantagens específicas de cada tipo de

escoamento, apresentado assim, uma maior eficiência na remoção de nutrientes, como o azoto e o fósforo (Ferreira 2021).

2.2.3. ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Os leitos de macrófitas com escoamento superficial assemelham-se a zonas húmidas naturais e, para além de tratarem as águas residuais, podendo também servir de habitat para a vida selvagem.

Estes sistemas consistem numa lagoa ou canal preenchidos com um substrato adequado para suportar as raízes das macrófitas não flutuantes, com espessura entre 20 e 30 cm, sobre o qual permanece uma lâmina de água com profundidade entre 0,1 e 0,8 m. O fundo do sistema deve ser impermeabilizado, geralmente através de uma tela de polietileno, de modo a evitar infiltrações e a consequente contaminação das águas subterrâneas, podendo esta barreira ser dispensada em locais onde o solo seja naturalmente argiloso e de baixa permeabilidade. Nestes sistemas, as águas residuais escoam horizontalmente acima da superfície do leito, e permanecem expostas à atmosfera, o que os torna mais vulneráveis à presença de microrganismos patogénicos e ao contacto humano direto. Existem diferentes configurações de escoamento superficial, de acordo com o tipo de macrófitas utilizadas, nomeadamente emergentes, submersas ou flutuantes (R. J. A. dos Santos 2016).

2.2.3.1. Escoamento Superficial de Macrófitas Flutuantes

Nos sistemas de escoamento superficial com macrófitas flutuantes, forma-se uma densa cobertura de plantas na superfície da água, a qual reduz significativamente a penetração da radiação solar. Esta limitação de luz inibe o crescimento de algas, conduzindo à criação de condições anaeróbias na massa de água. Como as raízes das macrófitas flutuantes não estão enraizadas no substrato, permanecem totalmente em contacto com a água, aumentando a superfície de contacto entre a biomassa vegetal e o efluente. Esta interação promove uma remoção mais eficaz de sólidos suspensos totais e poluentes orgânicos, bem como a absorção de nutrientes, como o azoto e fósforo (R. J. A. dos Santos 2016).

Na Figura 6 está representado um perfil de leito de macrófitas flutuantes com este tipo de escoamento superficial.

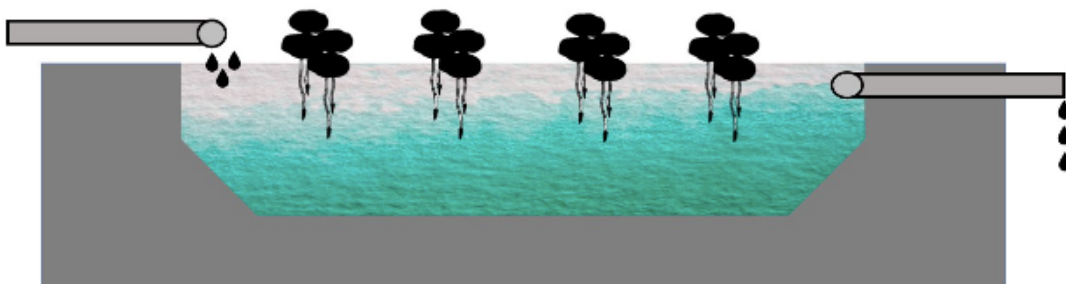


Figura 6 – Representação de um perfil de leito de macrófitas flutuantes com escoamento superficial (Macário et al. 2018).

2.2.3.2. Escoamento Superficial de Macrófitas Submersas

Nos sistemas de escoamento superficial com macrófitas submersas, as plantas apresentam os tecidos fotossintéticos totalmente submersos, podendo ou não estar enraizadas no substrato, e em algumas

espécies, apenas as suas flores emergem à superfície. Estas macrófitas consomem o dióxido de carbono dissolvido na água durante a fotossíntese, o que conduz a um aumento da concentração de oxigénio dissolvido e a uma elevação do pH, favorecendo esta alteração fenómenos como a precipitação do fósforo. Embora menos comuns, estes sistemas são aplicáveis em leitos com zonas mais profundas, onde o cultivo deste tipo de vegetação é viável.

A Figura 7 apresenta um perfil de leito de macrófitas submersas com escoamento superficial.



Figura 7 - Representação de um perfil de leito de macrófitas submersas com escoamento superficial (Macário et al. 2018).

2.2.3.3. Escoamento Superficial de Macrófitas Emergentes

Nos sistemas de escoamento superficial com macrófitas emergentes, a base do leito é impermeável ou impermeabilizada, sendo preenchida com uma camada de 20 a 30 cm de solo arável, que serve de suporte ao enraizamento das plantas. A lamina de água, com profundidades entre alguns centímetros e cerca de 1 metro, mantém-se acima do nível do solo, criando zonas superficiais aeróbias e zonas mais profundas anaeróbias. A vegetação cobre geralmente mais de 50% da superfície e inclui espécies adaptadas ao encharcamento (R. J. A. dos Santos 2016). Para além da oxigenação da rizosfera, a biomassa acumulada fornece carbono orgânico para a desnitrificação em zonas anóxicas internas, contribuindo para a remoção de azoto. Este tipo de sistema é eficiente na remoção de compostos orgânicos e de sólidos suspensos totais, mas apresenta uma menor eficácia na remoção de fósforo (Macário et al. 2018).

Na Figura 8 encontra-se representado de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento superficial.

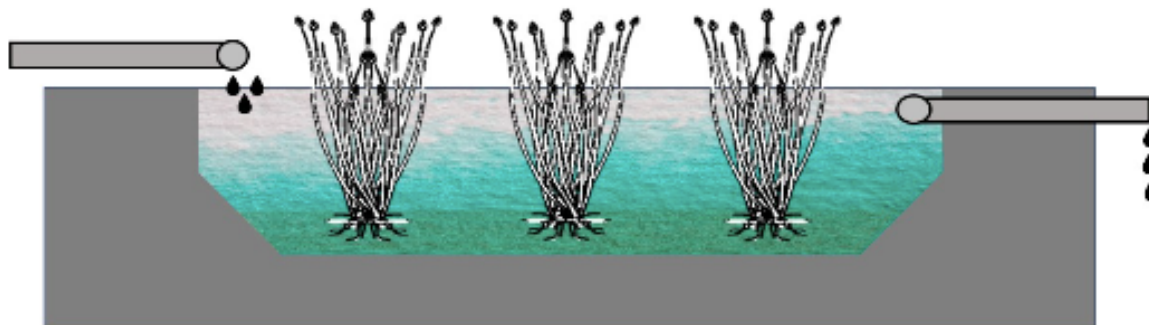


Figura 8 - Representação de um perfil de leito de macrófitas emergentes com escoamento superficial (Macário et al. 2018).

2.3. ENQUADRAMENTO LEGAL

Após o tratamento de águas residuais, o efluente final deve apresentar um grau de qualidade que cumpra as normas de descarga estabelecidas na legislação em vigor, bem como os objetivos de qualidade definidos para o meio recetor.

Tanto em Portugal como a nível europeu, existem normas legais que regulam o acesso ao saneamento básico e a gestão das águas residuais. Para além da vertente social associada ao desenvolvimento destas políticas, existe igualmente uma preocupação ambiental, refletida na definição de objetivos a cumprir na gestão das águas urbanas, de modo a minimizar os impactos ambientais negativos das descargas de efluentes no meio hídrico.

2.3.1. EUROPEU

A nível europeu, a gestão das águas residuais está regulada por diretivas específicas, consoante o tipo de efluente e o meio recetor, com o objetivo de assegurar que as descargas no ambiente não comprometem a qualidade da água nem o equilíbrio dos ecossistemas terrestres, aquáticos e das zonas húmidas, garantindo o seu bom estado ecológico e químico, sendo essas:

- Diretivas do Quadro da Água (DQA, 2000/60/CE), “Artigo 1.º - Objectivo - O objectivo da presente directiva é estabelecer um enquadramento para a protecção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas que: a) Evite a continuação da degradação e proteja e melhore o estado dos ecossistemas aquáticos, e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas directamente dependentes dos ecossistemas aquáticos, no que respeita às suas necessidades em água; b) Promova um consumo de água sustentável, baseado numa protecção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis; c) Vise uma protecção reforçada e um melhoramento do ambiente aquático, nomeadamente através de medidas específicas para a redução gradual das descargas, das emissões e perdas de substâncias prioritárias e da cessação ou eliminação por fases de descargas, emissões e perdas dessas substâncias prioritárias; d) Assegure a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e evite a agravação da sua poluição; e) Contribua para mitigar os efeitos das inundações e secas” (*Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000*).
- Diretivas de Águas Subterrâneas (2006/118/EC), “Artigo 1.º - Objectivo - 1. A presente directiva estabelece medidas específicas, previstas nos n.º 1 e 2 do artigo 17.º da Directiva 2000/60/CE, para impedir e controlar a poluição das águas subterrâneas. Essas medidas incluem, designadamente: a) Critérios para a avaliação do bom estado químico das águas subterrâneas; b) Critérios para a identificação e a inversão de tendências significativas e persistentes para o aumento das concentrações de poluentes e para a definição dos pontos de partida para a inversão dessas tendências. 2. A presente directiva completa as disposições destinadas a prevenir ou limitar a introdução de poluentes nas águas subterrâneas já previstas na Directiva 2000/60/CE e visa prevenir a deterioração do estado de todas as massas de águas subterrâneas.” (*Directiva 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro de 2006*).
- Diretivas de Padrões de Qualidade Ambiental (2008/105/EC), “Artigo 1.º - Objecto - A presente directiva estabelece normas de qualidade ambiental (NQA) para substâncias prioritárias e para outros poluentes, como previsto no artigo 16.º da Directiva 2000/60/CE, a fim de alcançar um bom estado químico das águas de superfície e em

conformidade com as disposições e objectivos do artigo 4.o dessa directiva.” (*Directiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Dezembro de 2008*).

- Diretivas de Emissões Industriais (IED, 2010/75/EU, “Artigo 1.o - Objecto - A presente directiva define as regras aplicáveis à prevenção e ao controlo integrados da poluição proveniente das actividades industriais. Define também regras destinadas a evitar e, quando tal não seja possível, a reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a evitar a produção de resíduos, a fim de alcançar um elevado nível de protecção do ambiente no seu todo.” (*Directiva 2010/75/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de Novembro de 2010*).
- Diretiva de Tratamentos de Águas Residuais Urbanas (2024/3019/UE), “Artigo 1.o - Objeto - A presente diretiva prevê regras relativas à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas, a fim de proteger o ambiente e a saúde humana, em consonância com a abordagem «Uma Só Saúde», ao mesmo tempo que permite reduzir progressivamente as emissões de gases com efeito de estufa para níveis sustentáveis, melhorar o balanço energético das atividades de recolha e tratamento de águas residuais urbanas e contribuir para a transição para uma economia circular. Prevê igualmente regras relativas ao acesso de todas as pessoas ao saneamento, à transparência do setor das águas residuais urbanas, à vigilância periódica de parâmetros para a saúde pública relevantes nas águas residuais urbanas e à aplicação do princípio do poluidor-pagador.” (*Diretiva (UE) 2024/3019 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de novembro de 2024*).

Todas estas diretivas em conjunto, garantem o tratamento correto das águas residuais, uma vez que cada uma assegura um objetivo em específico. Todos os Estados-Membros da União Europeia são obrigados a desenvolver e a cumprir um conjunto de medidas eficazes em termos de custos com vista à proteção do ambiente e da saúde pública.

Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente, a Diretiva 91/271/CEE, de 21 de maio de 1991, é a mais relevante neste contexto, por ter como objetivo primordial “proteger o ambiente dos efeitos nefastos das descargas de águas residuais urbanas”. Esta diretiva foi posteriormente alterada pela Diretiva 98/15/CE da Comissão Europeia, de 27 de fevereiro de 1998 e pelos regulamentos (CE) n.º 1882/2003, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 29 de setembro e n.º 1137/2008, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de outubro de 2008. Estas diretivas foram transpostas para a legislação portuguesa, através do Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho e pelo Decreto-Lei n.º 348/98, de 9 de novembro («APA realiza sessão sobre nova DARU» 2025).

2.3.2. NACIONAL

A legislação portuguesa, através de decretos-lei, diplomas e portarias, estabelece normas tanto para a qualidade da água, consoante o seu uso específico, como para a gestão das águas residuais, ou seja, para a sua recolha, tratamento e descarga no meio aquático. Neste contexto, dentro da legislação portuguesa destacam-se os seguintes diplomas legais:

- Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho – “Artigo 1.o - Âmbito de aplicação - 1 - As disposições do presente diploma aplicam-se à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático, procedendo à transposição para o direito interno da Directiva n.º 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio de 1991. 2 - A aplicação das normas constantes no presente diploma não poderá, em caso algum, pôr em causa o cumprimento das normas de qualidade das águas constantes do Decreto-Lei n.º 74/90, de 7 de Março.” (MINISTÉRIO DO AMBIENTE 1997).

- Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de agosto – “Artigo 1.º - Objectivo - O presente diploma estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos.” (Ambiente 1998).
- Decreto-Lei nº 348/98, de 9 de novembro – “Artigo 1.o - O presente diploma procede à transposição para o direito interno da Directiva nº 98/15/CE, da Comissão, de 21 de Fevereiro, que altera a Directiva nº 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio, no que respeita a determinados requisitos estabelecidos no seu anexo I.(...) Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização.” (MINISTÉRIO DO AMBIENTE 1998).

De acordo com a Agência Portuguesa do Ambiente, é da responsabilidade de Portugal cumprir as seguintes obrigações («Agência Portuguesa do Ambiente», s.d.):

- Garantir que todas as aglomerações com uma carga gerada superior a 2.000 e.p. disponham de sistemas coletores de águas residuais (artigo 3º) e que estas sejam sujeitas a um tratamento secundário (artigo 4.º) antes da descarga no meio recetor;
- Identificar zonas sensíveis (artigo 5.º) de acordo com os critérios estabelecidos no anexo II da Diretiva, sendo que todas as aglomerações com uma carga ≥ 10.000 e.p. que descarreguem em zonas sensíveis devem ser sujeitas a um tratamento mais rigoroso do que o secundário. Podem ainda ser identificadas zonas menos sensíveis (artigo 6.º) sendo que nestes casos pode ser aplicado um tratamento menos rigoroso do que o secundário, desde que devidamente justificado. A revisão das zonas sensíveis deve ser efetuada de 4 em 4 anos;
- Proceder ao controlo das descargas das ETAR urbanas para verificação do cumprimento dos requisitos exigidos pela Diretiva (artigo 15.º). Esta informação deve ser reportada de 2 em 2 anos;
- Publicar e divulgar, de 2 em 2 anos, um relatório sobre o cumprimento da DARU (artigo 16.º);
- Proceder à elaboração de um programa de implementação da DARU (artigo 17.º) a reportar de 2 em 2 anos.

Assim, o cumprimento do enquadramento legal, tanto a nível europeu como nacional, é essencial para assegurar que o tratamento e a descarga das águas residuais ocorram de forma segura e sustentável, garantindo a proteção do ambiente e da saúde pública.

3

ESTADO DA ARTE

Neste capítulo, será feita uma análise da literatura existente sobre os sistemas naturais de tratamento de águas residuais, nomeadamente os sistemas de lagunagem e os sistemas de leito de macrófitas artificiais. Pretende-se identificar os principais avanços e limitações associados a cada tecnologia, bem como comparar diferentes abordagens e resultados. A análise incidirá sobre a avaliação da eficácia na remoção de poluentes, o desempenho em diferentes contextos operacionais, os requisitos de uso de solo, os custos associados e o potencial de aplicação em zonas rurais e com escassez de recursos, para cada tipo de sistema.

3.1. USO DO SOLO

No Artigo de Fan et al. 2021 foi realizado um estudo sobre o uso do solo em diferentes sistemas de tratamento de águas residuais domésticas, questionando a visão tradicional de que os leitos de macrófitas artificiais requerem sempre mais área do que os sistemas tradicionais, como é o caso do sistema centralizado de lamas ativadas. Foram considerados dois tipos de uso do solo: o uso direto, que corresponde à área física ocupada pelo sistema de tratamento no local onde é instalado, e o uso indireto, que representa a área de solo necessária indiretamente para suportar o sistema, como a produção de materiais, o fabrico de equipamentos e a geração de energia utilizada durante a construção e a operação. Os resultados mostraram que, com base numa unidade de águas residuais tratadas, o uso total de solo associado a um leito de macrófitas artificial típico em Pequim, na China, foi inferior a metade do necessário nos sistemas centralizados, e quando comparado por unidade de poluente removido, o uso de solo por parte dos leitos de macrófitas artificiais correspondeu a cerca de 61%, 67%, 73% e 64% daquele utilizado pelos sistemas tradicionais para remover, respetivamente, a CBO₅, a CQO, os SST e o NH₃-N. Verificou-se ainda que o uso indireto do solo foi significativamente superior ao uso direto: cerca de 3 vezes mais no caso dos leitos de macrófitas artificiais e até 10 vezes mais nos sistemas tradicionais. Além disso, em todos os sistemas avaliados, a fase de construção exigiu mais solo do que a fase de operação, sendo este um aspeto frequentemente ignorado nas avaliações tradicionais, diferença justificada pelo elevado consumo de materiais necessários à construção das infraestruturas.

Por fim, os autores estimaram que, caso os sistemas tradicionais existentes na China fossem substituídos por leitos de macrófitas artificiais, poderia ser evitado o uso de mais de 2 mil milhões de metros quadrados de solo. Esta estimativa, embora teórica, sublinha o potencial destes sistemas em termos de eficiência no uso global do solo (Fan et al. 2021).

Conclui-se que os leitos de macrófitas artificiais são mais eficientes em termos de uso total de solo, apesar de requererem mais área física no local de instalação, ou seja, um maior uso direto, que compensam com um uso significativamente inferior de solo indireto, quando comparados com os sistemas tradicionais. Estes resultados contrariam a perceção comum de que este tipo de solução exige

demasiada área e que é inadequado para zonas urbanas. Esta perspectiva de avaliação sistêmica poderá servir de base para melhorar as políticas de planejamento do uso do solo e gestão de águas residuais.

No Artigo de Garfí et al. 2017 foi realizada uma Análise do Ciclo de Vida com o objetivo de comparar os impactos ambientais e os custos de três alternativas para o tratamento de águas residuais em pequenas comunidades (1500 habitantes-equivalentes): um sistema tradicional de lamas ativadas, um sistema de leitos de macrófitas e um sistema de lagunagem com lagoas de algas de alta taxa (sistemas otimizado para atingirem uma elevada eficiência num espaço mais reduzido). Os resultados mostraram que o sistema convencional apresentou o pior desempenho ambiental, com impactos entre 2 a 5 vezes superiores aos dos sistemas naturais, devido principalmente ao elevado consumo de eletricidade e de reagentes químicos, como o dióxido de carbono e o polieletrólito. Por outro lado, os sistemas de leitos de macrófitas artificiais e os sistemas de lagunagem com lagoas de algas de alta taxa, apresentaram desempenhos ambientais semelhantes entre si, destacando-se o sistema de leitos de macrófitas na ocupação de solo, necessitando de apenas 3,5 m² por habitante-equivalente, face aos 6 m² por habitante-equivalente exigidos pelo sistema de lagunagem.

Em termos económicos, o sistema de lagunagem com lagoas de algas de alta taxa revelou ser a solução menos dispendiosa, com custos de investimento e operação mais baixos, o que o torna a solução mais adequada do ponto de vista económico, enquanto o sistema tradicional de lamas ativadas demonstrou ser 2 a 3 vezes mais caro do que os sistemas naturais. O sistema de leito de macrófitas artificiais, embora ligeiramente mais caro que o sistema de lagunagem, mostrou ser mais eficiente em termos de ocupação do solo, como referido anteriormente, podendo ser preferido em contextos onde a área disponível é limitada (Garfí, Flores, e Ferrer 2017).

Conclui-se que, as soluções baseadas na natureza, isto é, o leito de macrófitas artificiais e o sistema de lagunagem com lagoas de algas de alta taxa, são alternativas viáveis e sustentáveis para o tratamento de águas residuais em pequenos aglomerados populacionais, permitindo reduzir significativamente os impactos ambientais e os custos operacionais, ainda que exijam uma maior área de implantação face aos sistemas tradicionais. No entanto, a sua adoção deve ser ponderada em função de fatores locais, como a disponibilidade de espaço, o clima e os recursos técnicos existentes.

Através da análise destes dois artigos concluiu-se que, em comparação com os sistemas tradicionais, os sistemas naturais de tratamento de águas residuais apresentam um maior uso direto do solo, mas um menor uso do solo total, e têm um menor impacto ambiental e custos mais reduzidos, o que torna sugere que os sistemas naturais sejam uma opção mais vantajosa e sustentável para o tratamento de águas residuais.

3.2. SOLUÇÕES PARA ZONAS POUCO HABITADAS, RURAIS E ESCASSAS

Perante os desafios associados ao tratamento de águas residuais domésticas em zonas rurais com escassez de recursos, (Datta et al. 2021) realizaram uma avaliação em escala real de um leito de macrófitas artificial instalado numa aldeia semiárida da Índia, com o objetivo de melhorar a gestão das águas residuais e aumentar a eficiência do uso da água em comunidades com pouca infraestrutura. O sistema de leitos de macrófitas foi implementado na aldeia de Kothapally, no estado de Telangana, para tratar as águas residuais provenientes de 100 habitações (aproximadamente 500 pessoas), tendo sido monitorizado durante 1 ano.

Durante esse período, registaram-se eficiências médias de remoção de 65% para CQO, 60% para sulfatos, 67% para azoto inorgânico e uma remoção superior a 80% para coliformes totais. A água tratada foi armazenada num pequeno tanque agrícola e utilizada para irrigar 0,6 ha de campos agrícolas, permitindo aos agricultores cultivar duas culturas adicionais: grão-de-bico (na época seca de inverno) e milho-doce (no verão). Esta disponibilidade garantida de água tratada reduziu a vulnerabilidade às secas, o que contribuiu para a resiliência agrícola da aldeia. A biomassa proveniente do leito de macrófitas artificial foi colhida regularmente e utilizada como alimentação para o gado, essencial para os trabalhos agrícolas. Estimou-se que o uso da água tratada resultou num rendimento agrícola líquido adicional de 70.000 rupias (aproximadamente 1.000 dólares) só nesse ano.

O sistema demonstrou ser eficiente, sustentável e facilmente gerível pela própria comunidade local. Com um custo de construção de cerca de 10.000 dólares e custos operacionais e de manutenção praticamente nulos, o leito de macrófitas artificial provou ser economicamente viável e ter um impacto ambiental positivo. Para além disso, contribuiu para a melhoria da saúde pública, ao reduzir o risco associado ao contacto com águas residuais não tratadas. O estudo conclui que esta tecnologia tem um elevado potencial de replicação noutras regiões tropicais semiáridas com escassez de água (Datta et al. 2021).

Na dissertação de (Ferreira 2021) foi desenvolvido um estudo técnico que propõe a implementação de um sistema de leito de macrófitas construído para o tratamento de águas residuais domésticas no concelho de Ferreira de Zêzere. A escolha deste local baseou-se num levantamento das regiões de Portugal com maiores carências ao nível do saneamento básico, tendo-se destacado este concelho por apresentar menos de 30% de taxa de acesso ao mesmo. A par disso, as características naturais e a baixa densidade populacional da região, tornam-na adequada à aplicação de soluções baseadas na natureza. O sistema proposto é um leito de macrófitas de escoamento sub-superficial vertical, composto por três fases: um tanque séptico onde ocorre a separação e transformação da matéria sólida por processos físicos e biológicos; um leito de macrófitas, que atua como tratamento secundário removendo os contaminantes pela filtração e ação das plantas; e uma base com sistema de drenagem que recolhe a água tratada e a conduz para o coletor final. Além de outros fatores, a escolha do local teve em conta a proximidade da origem do efluente e a inclinação do terreno, de modo a garantir o escoamento gravitacional e a eficácia do sistema.

Apesar de este tipo de sistema exigir uma área significativa para a sua instalação e envolva custos moderadamente elevados, devido sobretudo ao substrato filtrante e às características do terreno, apresenta vantagens claras face aos sistemas de tratamento tradicionais: é de fácil implementação e operação, tem baixo custo de manutenção e promove uma abordagem ambientalmente sustentável. Esta é uma solução viável para zonas rurais e pouco habitadas, pensando na reutilização de águas residuais tratadas para as principais atividades económicas dessas regiões, como a agricultura (Ferreira 2021).

Assim, depois de analisadas estas duas dissertações e os respetivos casos de estudo, conclui-se que os sistemas de leitos de macrófitas artificiais se revelam soluções promissoras para o tratamento de águas residuais em zonas rurais, pouco habitadas, e com escassez hídrica. A sua aplicação nestes contextos tem demonstrado viabilidade económica e ambiental, sendo particularmente adequada a comunidades com recursos limitados e reduzida infraestrutura de saneamento.

3.3. EFICÁCIA DE TRATAMENTO

No Artigo de Shaheen et al., 2024 foi avaliado o desempenho de uma estação de tratamento pelo sistema de lagunagem, composta por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação, localizada em Giza, no Egito. Foram analisadas 24 amostras, recolhidas ao longo de 6 meses, em diferentes etapas do sistema (entrada, lagoa anaeróbia, lagoa facultativa, lagoa de maturação e efluente final), com base na análise de um conjunto de parâmetros, como vírus entéricos, microeucariontes, indicadores bacterianos, bactérias patogénicas e características físico-químicas. Foram detetados sete tipos de vírus ao longo das diferentes fases do sistema, com reduções médias que variam entre 1,24 a 5,94 log, sendo os vírus entéricos, parasitas e bactérias patogénicas os mais eficazmente removidos. O sistema demonstrou eficiências de remoção de 56,8% para CBO₅, 51,1% para CQO e 93,6% para amónia, cumprindo os requisitos legais egípcios para reutilização agrícola da água tratada. Verificaram-se ainda remoções superiores a 99% de coliformes fecais e patogénicos bacterianos, embora se mantivessem cargas relevantes no efluente final.

Conclui-se que, apesar da elevada eficácia na remoção de microrganismos patogénicos, as cargas iniciais extremamente elevadas conduzem a concentrações consideráveis no efluente final, sendo reforçada por isso a necessidade de adotar normas nacionais mais rigorosas no Egito relativamente à presença de patogénicos nas águas destinada à reutilização agrícola, de modo a garantir a proteção da saúde pública (Shaheen et al. 2024).

Através de uma revisão sistemática e de uma meta-análise, Calabrò, Pangallo, e Zema, 2024 analisaram a aplicação de sistemas de lagunagem, com base em 63 casos de estudo, extraídos de 36 artigos científicos publicados nos últimos 15 anos, envolvendo águas residuais urbanas, agroalimentares e industriais. A maioria destes estudos referem-se a águas residuais urbanas, com forte concentração geográfica em países de clima árido ou semiárido, como Itália, Argélia e Irão. Em mais de metade dos casos, os sistemas incluíam sistemas de arejamento, e observou-se uma grande variação na capacidade de armazenamento, sendo a profundidade das lagoas geralmente inferior a poucos metros, o que favorece as condições aeróbias. A eficiência de remoção de CQO variou entre 25% e 98%, com a maioria dos efluentes a cumprir os limites legais para descarga ou reutilização agrícola. No entanto, poucos estudos forneceram dados sobre parâmetros energéticos, o que limitou a avaliação da eficiência energética dos sistemas. A meta-análise, realizada com uma seleção de 10 artigos (29 casos de estudo), mostrou diferenças significativas nos valores de pH e oxigénio dissolvido, influenciadas pela presença de mecanismos de arejamento e, em menor grau, pelo tipo de água residual tratada. A eficiência do tratamento foi superior nas lagoas aeróbias, e não dependeu significativamente do tipo de efluente. Foram identificadas lacunas de investigação relevantes, como a escassez de dados atualizados e a ausência de parâmetros operacionais fundamentais, como o tempo de retenção hidráulico e a carga orgânica volumétrica, o que dificultou comparações mais sistemáticas entre estudos. São propostas estratégias para otimizar o desempenho das lagoas de estabilização como: arejamento intermitente e noturno; redução dos caudais de ar; adaptação da biomassa microbiana a compostos inibidores; construção de barreiras internas para manter o tempo de retenção hidráulico planeado e evitar curto-circuitos; integração com outras tecnologias (como sistemas de tratamento de macrófitas artificiais); e a utilização dos efluentes tratados para ferti-irrigação em vez da sua descarga em massas de água (Calabrò, Pangallo, e Zema 2024).

Este estudo reforça a importância de investigar mais profundamente o funcionamento microbiológico das lagoas, o potencial da utilização de inóculos microbianos adaptados, a separação física entre camadas aeróbias e anaeróbias, os efeitos de diferentes regimes de arejamento na eficiência depurativa

e a melhoria da remoção de nutrientes, para que estes sistemas atinjam um tratamento cada vez mais eficaz.

No Artigo de Desye et al., 2022 foi avaliada a eficiência de um sistema de lagunagem para o tratamento de águas residuais provenientes do campus Kito Furdisa, da Universidade de Jimma, na Etiópia. O sistema era constituído por sete lagoas: duas anaeróbias, uma facultativa e quatro de maturação. Foi realizado um estudo transversal laboratorial com base na análise de 60 amostras de águas residuais recolhidas ao longo de 3 meses, e os resultados mostraram eficiências de remoção de 75,3% para CBO₅, 56,5% para CQO, 65,8% para SST, 79% para azoto total e 69,2% para fósforo total. A remoção de coliformes totais foi de 99,99% e de coliformes fecais de 94,3%. As lagoas de maturação destacaram-se na remoção de nutrientes e microrganismos, como coliformes, enquanto as lagoas anaeróbias e as facultativas foram mais eficazes na remoção de carga orgânica (CBO₅ e SST). Apesar do desempenho ser considerado satisfatório, a qualidade do efluente final não cumpria os limites legais da Etiópia para descarga no meio ambiente, devido aos elevados valores de CBO₅, CQO, fósforo, SST e coliformes. A eficiência global da estação foi de 73,5%, e o índice de qualidade da água do efluente de 30, classificado como “má qualidade”.

Assim sendo, embora a estação de tratamento seja adequada ao tratamento de águas residuais, o sistema necessita de melhorias operacionais ao nível do tratamento preliminar, do design, da remoção de lamas, de tratamentos adicionais, bem como uma manutenção e monitorização mais rigorosa do sistema, para garantir o cumprimento dos limites de descarga (Desye et al. 2022).

Com o objetivo de avaliar o desempenho dos sistemas de lagunagem no tratamento de águas residuais industriais, Lutta, Adeyemo, e Ong'or 2022 analisaram o funcionamento da estação da fábrica de açúcar *Nzoia Sugar Company*, no Quênia. Este estudo teve como objetivo analisar a eficiência de remoção de poluentes ao longo das diferentes lagoas do sistema: aeróbia, facultativa e de maturação, avaliando parâmetros CQO, CBO₅, SST, TDS, cor, turvação, pH e condutividade elétrica, e as amostras foram recolhidas quinzenalmente durante 6 meses, e laboratorialmente segundo métodos normalizados. As lagoas do sistema estão dispostas em série, com a seguinte configuração: inicialmente estão duas lagoas aeróbias (equipadas com arejadores mecânicos inoperacionais à data do estudo), seguidas por duas facultativas e, por fim, uma de maturação. Os resultados mostraram que a estação de tratamento não cumpria os limites legais de descarga, e que o efluente final apresentava níveis elevados de carga orgânica e de sólidos. O pior desempenho foi registado nas lagoas aeróbias, com uma eficiência de remoção de CBO₅ muito reduzida (2,5%) e um aumento da carga de CQO (47,1%), atribuídos ao pH demasiado ácido (entre 4,1 a 4,3) e à inatividade dos arejadores mecânicos. Já as lagoas facultativas apresentaram os melhores resultados, com remoções de CBO₅ (67,8%), CQO (58%) e SST (41,9%), beneficiando de condições mais favoráveis de pH (cerca de 6) e de temperatura (25 °C). A lagoa de maturação apresentou um desempenho intermédio, com tempo de retenção mais elevado e melhor geometria hidráulica, mas ainda assim insuficiente para garantir um efluente final de qualidade aceitável. Foram ainda identificados problemas hidráulicos que comprometeram o desempenho do sistema, como razões comprimento/largura inadequadas (C/L entre 1/1 e 1,2/1 nas lagoas principais, sendo 2/1 a 10/1 as recomendadas), bem como o posicionamento incorreto de entradas e saídas, promovendo fenómenos de curto-circuito e zonas mortas.

Conclui-se que o sistema de lagunagem desta fábrica de açúcar apresenta uma eficiência global insatisfatória e constitui um risco significativo de poluição do rio Kuywa, o recetor do efluente final. São recomendadas intervenções para corrigir a “engenharia” do sistema (como reparação e consequente

reativação dos arejadores, reformulação das lagoas, reposicionamento hidráulico), bem como uma monitorização mais frequente e rigorosa, de forma a assegurar o cumprimento das normas e a proteção da saúde pública e do ambiente aquático envolvente (Lutta, Adeyemo, e Ong'or 2022).

No Artigo de Flores et al. 2021 foi realizado um estudo com o objetivo de quantificar e comparar as emissões de gases com efeito de estufa (CO_2 , N_2O , CH_4), provenientes de dois sistemas de tratamento de águas residuais de adegas: um sistema de leito de macrófitas artificiais e outro sistema de lamas ativadas, instalados em duas adegas diferentes localizadas na Galiza, em Espanha, durante a época das vindimas e fora desta. Para medir as emissões de gases em cada sistema, foram utilizados dois tipos de câmaras em conjunto com um analisador de gases por espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR). No sistema de leito de macrófitas, as medições foram feitas com uma câmara estática colocada sobre a superfície do leito, permitindo avaliar com grande detalhe a variabilidade espacial e temporal (sazonal, diária e instantânea) das emissões. Já no sistema de lamas ativadas, foi utilizada uma câmara flutuante, posicionada à superfície da água, também ligada ao analisador FTIR, permitindo medir as emissões tanto da linha de tratamento de águas como da linha de lamas.

As taxas de emissão dos gases com efeito de estufa no sistema de leito de macrófitas, variaram entre 135 e 75 400 $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ para CO_2 , 0,17 a 30,9 $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ para N_2O e -30,5 a 1.790 $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ para CH_4 . No sistema de lamas ativadas, as taxas de emissão situaram-se entre 15.600 e 143.000 $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ para CO_2 , 11,3 a 47,5 $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ para N_2O e 25,2 a 1.010 $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ para CH_4 . Estes resultados demonstraram que, em ambas as épocas do ano, as emissões à superfície foram consistentemente menores no sistema de leito de macrófitas. Durante a época das vindimas, as emissões de CO_2 , N_2O e CH_4 nos leitos de macrófitas artificiais foram respetivamente 1,3, 1,8 e 2 vezes inferiores às registadas no sistema de lamas ativadas, e fora da época das vindimas, as diferenças aumentaram para 12, 34 e 1,6 vezes, respetivamente. Relativamente ao tratamento de lamas, as emissões registadas no tanque do sistema de lamas ativadas foram até 16 300 vezes superiores às registadas nas unidades específicas dos sistemas de leitos de macrófitas dedicadas ao tratamento de lamas.

Concluiu-se que, a implementação de sistemas de leitos de macrófitas artificiais constitui uma alternativa sustentável e competitiva face às tecnologias tradicionais de tratamento de águas residuais no setor vitivinícola, com potencial para reduzir significativamente as emissões de gases com efeito de estufa. Este estudo reforça a importância de adaptar o tratamento preliminar das águas residuais para otimizar o desempenho destes sistemas e demonstra a utilidade da metodologia FTIR como ferramenta precisa e fiável para a monitorização ambiental em tempo real (Flores et al. 2021).

Ainda noutro artigo, Flores et al. 2019, realizaram uma Análise do Ciclo de Vida com o objetivo de avaliar o desempenho ambiental de diferentes sistemas de tratamento e gestão de águas residuais provenientes de adegas. Foram comparados seis cenários representativos das opções mais comuns adotadas por adegas no sudoeste da Europa, incluindo sistema de leitos de macrófitas, sistemas de lamas ativadas e gestão por terceiros, consistindo o sistema de lamas ativadas no tratamento realizado localmente na adega, através de reatores biológicos e processos aeróbios, e a gestão por terceiros na recolha e transporte das águas residuais para empresas externas sem qualquer tipo de tratamento no local de origem.

Os resultados demonstraram que os cenários com sistemas de leitos de macrófitas artificiais foram os mais sustentáveis do ponto de vista ambiental, enquanto os da gestão por terceiros apresentaram o pior desempenho, seguidos pelos sistemas de lamas ativadas. Os impactos ambientais potenciais associados

aos sistemas de leitos de macrófitas artificiais foram entre 1,5 a 180 vezes inferiores comparativamente à gestão por terceiros, e entre 1 a 10 vezes inferiores face aos sistemas de lamas ativadas. Esta vantagem deve-se sobretudo ao menor consumo de energia e de reagentes químicos, bem como à eliminação da necessidade de transporte de águas residuais (no caso da gestão por terceiros) e de lamas (no caso dos sistemas de lamas ativadas).

Este estudo evidenciou ainda que os sistemas de leitos de macrófitas artificiais podem ser utilizados não só para o tratamento de águas residuais, mas também para o tratamento de lamas, através da implementação de sistemas de leitos de macrófitas artificiais específicas para esse fim. Esta solução descentralizada, permite evitar o transporte das lamas para unidades externas, reduzindo ainda mais o impacto ambiental.

Assim, pode-se concluir que os sistemas de leitos de macrófitas artificiais constituem uma solução eficiente e sustentável, com elevado potencial de aplicação em adegas que ainda não dispõem de um sistema de tratamento adequado, ou como complemento a sistemas de lamas ativadas existentes (Flores et al. 2019).

Em Lisboa, Santos 2016, avaliou a influencia conjunta dos poluentes mais comuns presentes em águas residuais e de parâmetros operacionais em leitos de macrófitas de escoamento sub-superficial horizontal, através da análise de 178 ensaios experimentais extraídos de 40 artigos científicos. O estudo concluiu que a CBOs é dispensável como indicador da matéria orgânica, uma vez que a análise baseada exclusivamente na CQO permitiu avaliar a remoção da matéria orgânica com resultados equivalentes, tornando redundante o uso simultâneo dos dois parâmetros. Relativamente aos SST, observou-se um padrão de remoção semelhante ao da matéria orgânica, com fortes correlações entre as variáveis, mas sem dependência face à duração de operação, dado que a maior parte da remoção dos SST ocorre na secção inicial do leito. Verificou-se que a eficiência de remoção do fósforo também aumenta com o aumento do tempo de retenção hidráulico, havendo correlação com a remoção da matéria orgânica, uma vez que ambos os compostos são afetados por processos de sedimentação e filtração no meio de enchimento.

Por fim, o estudo evidenciou uma elevada correlação entre coliformes totais, SST e CQO, o que poderá indicar indiretamente que a eficiência de remoção dos microrganismos patogénicos depende do aumento do tempo de retenção e da granulometria do meio de enchimento (R. J. A. dos Santos 2016).

A análise destes sete estudos permitiu concluir que, os sistemas naturais de tratamento de águas residuais, como os sistemas de lagunagem e os sistemas de leitos de macrófitas artificiais, apresentam desempenhos geralmente positivos na remoção de poluentes e de microrganismos patogénicos, embora os resultados variem consoante as condições operacionais e o tipo de sistema. No geral, os sistemas de leitos de macrófitas artificiais apresentam uma maior consistência e eficiência depurativa, sobretudo em cenários quando bem concebidos e operados com tempos de retenção adequados, mas ainda assim, os sistemas de lagunagem continuam a ser uma solução viável, desde que bem dimensionados, operados e monitorizados. A combinação de diferentes soluções de tratamento, bem como a sua adaptação às características específicas de cada local, é bastante importante para maximizar a eficiência dos sistemas e assegurar a proteção do ambiente e da saúde pública.

3.4. INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TIPOS DE MACRÓFITAS

No Artigo de Dias et al. 2016, foi avaliada a eficiência de três espécies de macrófitas: Lentilha-de-água, Alface D'Água e Aguapé, no tratamento de águas residuais domésticas provenientes do Riacho Mussuré, em João Pessoa, no Brasil, um curso de água contaminado por esgoto doméstico. O estudo foi realizado em escala laboratorial, com quatro tanques de igual volume: um para cada uma das espécies, e um funcionando apenas como controle, sem plantas. Todos os tanques foram mantidos em locais onde havia exposição solar direta e protegidos da chuva. Após este período, foram retiradas e analisadas amostras do efluente tratado de cada um dos tanques, e verificou-se que todas as macrófitas foram eficientes no tratamento das águas residuais domésticas, tendo todas contribuído para a melhoria da qualidade da água, destacando-se a Aguapé pelo melhor desempenho global. Esta proporcionou reduções de 95% de cor, 83% de turvação e 53% de CBO₅, demonstrando os melhores resultados físico-químico e bacteriológico.

Assim sendo, o uso da espécie de macrófita Aguapé em sistemas de leitos de macrófitas artificiais representa uma alternativa viável, simples e de baixo custo para o tratamento de águas residuais domésticas, sobretudo em regiões com poucos recursos (Dias, Nascimento, e Meneses 2016).

Em Lisboa, Mavioso, 2010, realizou um estudo sobre o desempenho de leitos de macrófitas com escoamento sub-superficial horizontal, avaliando o efeito da vegetação na remoção de CQO e a resposta do sistema à variabilidade de cargas afluentes. Para tal, foi implementada uma instalação experimental constituída por nove leitos, divididos em três grupos, variando apenas a carga afluente de CQO. Cada grupo era composto por três tanques: um sem vegetação, outro colonizado com *Phragmites australis*, e outro com *Scirpus*, tendo sido este sistema monitorizado durante 8 meses.

Na Fase 1, onde as condições de carga afluentes eram constantes, os resultados mostraram que não existiram diferenças significativas de desempenho entre os leitos de cada grupo, quanto à remoção de CQO, tendo variado, por exemplo no Grupo 1, entre 62% (leito sem vegetação) e 70% (leito com *Scirpus holoschoenus*). Durante a Fase 2, foi induzida uma sobrecarga orgânica durante duas semanas, observando-se um aumento das concentrações de CQO à saída dos leitos, sobretudo nos colonizados com macrófitas. Na Fase 3, após o restabelecimento das condições da Fase 1, os efeitos da perturbação induzida na Fase 2 ainda eram visíveis até duas semanas depois.

Concluiu-se, para condições específicas e controladas de afluência, a presença de vegetação não se revelou determinante para a remoção de CQO, não tendo sido observadas vantagens claras do uso das duas espécies de macrófitas em estudo comparativamente com os leitos não vegetados (Mavioso 2010).

Assim sendo, a análise destes dois estudos sugere que o tipo de macrófita utilizado pode influenciar o desempenho dos sistemas de tratamento de águas residuais per leitos de macrófitas artificiais, sobretudo em condições simples e com cargas estáveis. No entanto, em contextos mais complexos e sujeitos a variações de carga, essa influência pode ser pouco significativa. Assim, a seleção da espécie e o dimensionamento do sistema devem ser adaptados às características do efluente e do local de aplicação, de forma a garantir maior eficiência e estabilidade no tratamento.

3.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise do estado da arte permitiu reunir evidências científicas sobre a viabilidade, eficiência e aplicabilidade de sistemas naturais de tratamento de águas residuais, nomeadamente os sistemas de leitos de macrófitas e os sistemas de lagunagem.

Os estudos analisados demonstram que estas soluções apresentam, em geral, uma boa capacidade de remoção de poluentes orgânicos, nutrientes e microrganismos patogénicos, sendo particularmente eficazes quando bem dimensionadas e operadas. Foi ainda evidenciado que os sistemas de leitos de macrófitas artificiais tendem a apresentar uma maior consistência e eficiência depurativa, além de uma ocupação total de solos menor, quando não se considera apenas a área física (o uso direto), mas também os impactos indiretos associados à construção e operação.

Adicionalmente, estudos de caso em zonas rurais e com escassez de recursos, mostraram que os sistemas de leitos de macrófitas artificiais são soluções viáveis, com custos operacionais reduzidos, fácil manutenção, e potencial de reaproveitamento agrícola da água tratada. A variabilidade dos resultados entre diferentes sistemas e condições demonstra, no entanto, que a sua eficácia depende de fatores como o tempo de retenção, as características do efluente, a estabilidade da carga afluente e a espécie de macrófita utilizada.

Desta forma, na Tabela 1 está representado um quadro síntese com a análise comparativa feita neste capítulo entre os dois sistemas naturais de tratamento e os sistemas tradicionais.

Tabela 1 - Comparação entre sistemas de tratamento de águas residuais: sistemas tradicionais (lamas ativadas), sistemas naturais (lagunagem e leitos de macrófitas artificiais), com base nos estudos analisados.

Aspeto Avaliado	Sistema Natural		Sistema Tradicional
	Lagunagem	Leitos de Macrófitas	Lamas Ativadas
Eficiência de tratamento	Elevada, com destaque para a remoção de microrganismos patogénicos (depende do dimensionamento e arejamento).	Elevada e superior aos sistemas tradicionais.	Elevada.
Remoção de patogénicos	Elevada (com lagoas de maturação bem projetadas).	Elevada.	Necessitam de tratamento terciário (para garantir a remoção eficaz) (U.S. EPA 2004).
Impacte ambiental	Baixo a moderado (baixo consumo de energia, mas precisa de mais área).	Baixo (baixo consumo de energia e sem necessidade de reagentes).	Elevado (elevado consumo de energia e uso de reagentes).
Uso direto do solo	Elevado.	Moderado a elevado.	Reduzido.
Custos operacionais	Baixos.	Muito baixos.	Elevados.

Adequação a zonas rurais	Boa (desde que haja disponibilidade de espaço).	Ótima.	Pouco adequada (pelas limitações de recursos).
Reutilização de efluente	Viável (especialmente para a agricultura).	Viável (especialmente para a agricultura).	Exige tratamento terciário para uma reutilização segura.

Assim, cumprem-se os objetivos propostos para este capítulo, ao serem identificados e analisadas as principais vantagens, limitações e condições de aplicação dos dois sistemas de tratamento em estudo. Esta análise fornece uma base sólida de conhecimento bastante útil para os passos seguintes do trabalho.

4

CASOS DE ESTUDO

No âmbito do presente trabalho, serão analisados três casos de estudo de sistemas naturais de tratamento de águas residuais implementados no Sul de Portugal, dois baseados em leitos de macrófitas e um no sistema de lagunagem. Sendo o objetivo principal desta tese desenvolver uma metodologia de apoio à seleção entre estes dois tipos de tratamento, é essencial ser feita uma análise de pelo menos uma aplicação real de cada solução. Através destes casos, é possível identificar as limitações e potencialidades específicas de cada solução, bem como avaliar o seu desempenho face aos critérios de dimensionamento teórico. Assim, esta abordagem contribuiu para testar e sustentar a metodologia proposta, como também para comparar os resultados obtidos com as soluções que foram adotadas pela empresa em cada situação. Dado que, todos os casos de estudo apresentados foram desenvolvidos pela empresa Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda, toda a informação técnica utilizada foi fornecida pela mesma.

4.1. ETAR DE LOUSAL

A população de Minas de Lousal, é servida por duas Estações de Tratamento de Águas Residuais de Lousal, uma a Norte e outra a Sul, ambas localizadas na freguesia de Azinheira Barros e São Mamede do Sadão, no concelho de Grândola, inserida na sub-bacia hidrográfica da Ribeira de Corona (Região Hidrográfica do Sado e Mira), e geridas pela empresa AgdA - Águas Públicas do Alentejo, S.A. Na Figura 9, está representada uma Imagem de satélite de Minas de Lousal com a respetiva localização de ambas as ETAR.

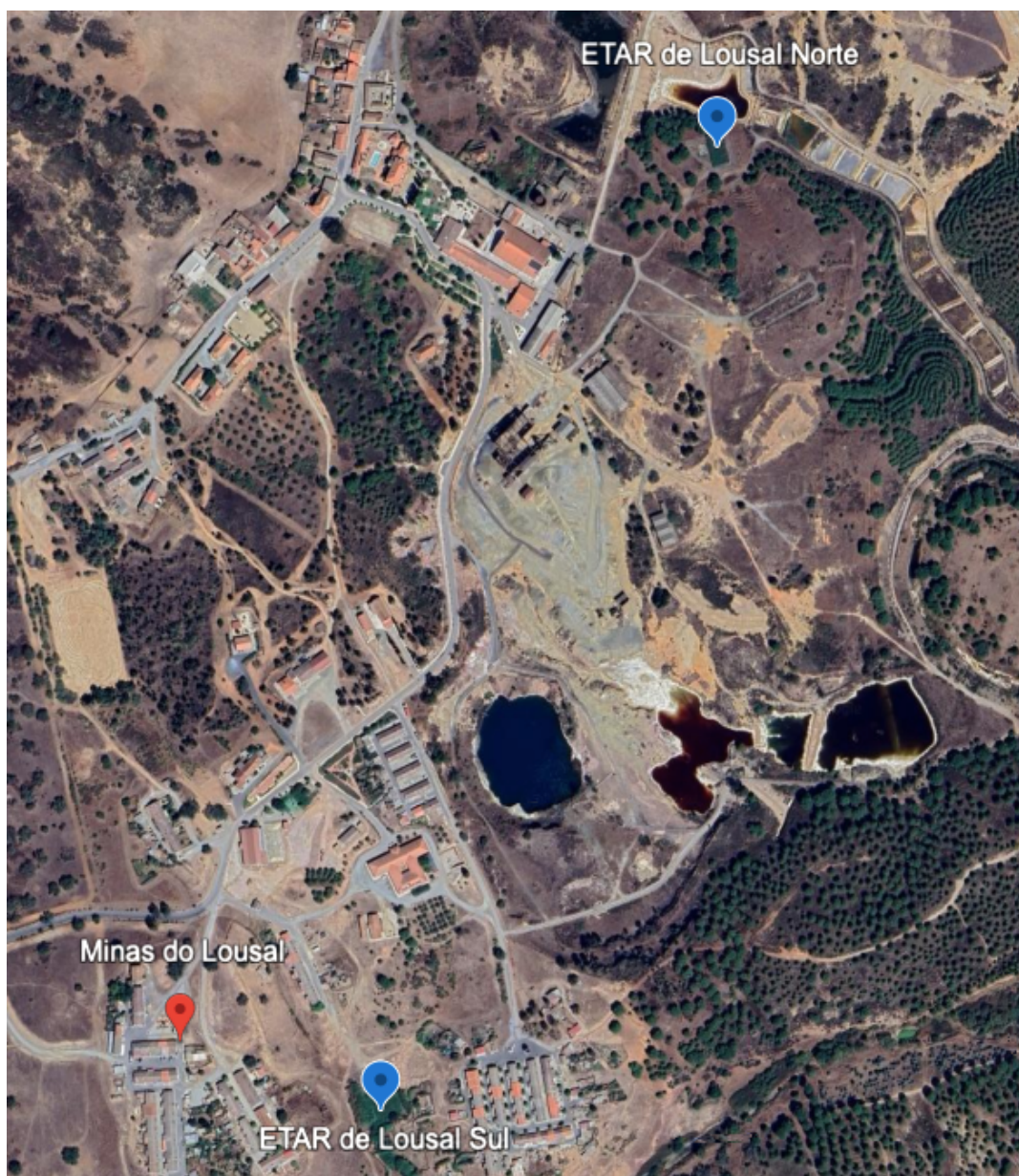


Figura 9 - Imagem de satélite de Minas do Lousal com a localização de ambas as ETAR («Google Earth», s.d.).

De acordo com a informação fornecida pela empresa, a ETAR de Lousal Norte, representada na Figura 10, entrou em funcionamento em 2002. Em 2024, no ano inicial considerado neste projeto, servia uma carga correspondente a 150 e.p., tendo sido dimensionada para uma carga de 500 e.p. no ano horizonte de projeto, em 2064. Esta pode operar até um caudal máximo de descarga de 80 m³/dia, o que corresponde a um volume máximo mensal de 2433,3 m³. Na Figura 10, está representada a vista geral desta ETAR.



Figura 10 - Vista Geral da ETAR de Lousal Norte (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

Da mesma forma, a ETAR de Lousal Sul, representada na Figura 11, entrou também em funcionamento no ano de 2002. Em 2024, servia uma carga correspondente a 250 e.p., tendo sido dimensionada para uma carga de 490 e.p. no ano horizonte de projeto, em 2064. O seu caudal máximo de descarga é de 78,4 m³/dia, o que corresponde a um volume máximo mensal de 2384,7 m³. Na Figura 11, está representada a vista geral desta ETAR.



Figura 11 - Vista Geral da ETAR de Lousal Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

Ambas as ETAR contêm um nível de tratamento secundário, através de um sistema constituído por uma fossa séptica seguida de um leito de macrófitas. Inicialmente, o efluente é submetido a um tratamento preliminar, com remoção de sólidos por uma grade de limpeza manual, seguido do tratamento primário numa fossa séptica, onde ocorre a sedimentação e a digestão parcial da matéria orgânica em meio anaeróbio, bem como a retenção dos sólidos sedimentáveis e flutuantes. Segue-se o tratamento secundário, realizado num leito de macrófitas de fluxo sub-superficial horizontal, com uma área de cerca de 450 m² na ETAR de Lousal Norte, e de 700 m² na ETAR de Lousal Sul. Nestes leitos, o tratamento decorre de forma natural, pela ação conjunta das macrófitas e dos microrganismos presentes, contribuindo para a degradação da matéria orgânica. O efluente tratado é descarregado no afluente da Ribeira da Corona, por um coletor sem obra de proteção no caso da ETAR de Lousal Norte, e com obra de proteção (boca de lobo), no caso da ETAR de Lousal Sul.

Na Figura 12, estão representadas as obras de entrada de ambas as ETAR.



Figura 12 - Obra de Entrada da ETAR a) de Lousal Norte b) e de Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

Em ambas as ETAR, o afluente bruto é caracterizado por 400 mg O₂/L de CBOs, por 1000 mg O₂/L de CQO, por 85 mg/L de N, e por 15 mg/L de P. Segundo os resultados da monitorização trimestral do efluente à entrada e saída das ETAR, cedidos pela AgdA e realizados entre 2018 e 2023, verificou-se que o efluente final cumpre de forma consistente os limites de emissão exigidos pela legislação em vigor para os principais parâmetros de qualidade de referência (SST, N, P, CBOs, CQO, pH e óleos e gorduras).

No entanto, observou-se que as infraestruturas de ambas as ETAR se encontram bastante degradadas, com destaque para as fossas sépticas, cuja degradação das lajes de betão levou à vedação dos acessos por questões de segurança em ambos os casos, como se pode observar na Figura 13. Na ETAR de Lousal Sul, foi ainda identificada a necessidade urgente de extração de lamas, uma operação de manutenção essencial neste tipo de sistemas, mas que, neste caso, se revelou prioritária devido à acumulação detetada.

Por estes motivos, a AgdA solicitou uma reabilitação de ambas as ETAR, incluindo a construção de novas obras de entrada. Com base no Plano Diretor Municipal (PDM), a ETAR de Lousal Norte

enquadra-se em solo urbano, em zona de aglomerados urbanos, não abrangendo áreas como Reserva Ecológica Nacional, nem Reserva Agrícola Nacional.



a)



b)

Figura 13 - Fossa Sética - com laje de betão degradada da ETAR a) de Lousal Norte b) e de Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

4.2. ETAR DE PENEDO GORDO

A Estação de Tratamento de Águas Residuais de Penedo Gordo, está localizada na freguesia de Santa Clara de Louredo, no concelho de Beja, inserida na sub-bacia hidrográfica do Roxo (Região Hidrográfica do Sado e Mira). À semelhança das ETAR de Lousal, sendo também é gerida pela empresa AgdA. Na Figura 14 está representada uma Imagem de satélite da localidade Penedo Gordo com a localização da ETAR.



Figura 14 - Imagem de satélite de Penedo Gordo com a localização da ETAR («Google Earth»).

Segundo a informação fornecida pela empresa, a ETAR de Penedo Gordo entrou em funcionamento no ano de 1986. Em 2024, servia uma carga correspondente a 1500 e.p., tendo sido projetada para servir uma carga de 2075 e.p. no ano horizonte de projeto, em 2064. Esta ETAR pode operar até um caudal máximo de descarga de 166 m³/dia, que corresponde a um volume máximo mensal de 110,2 m³. O nível de tratamento implementado é o secundário, utilizando um sistema de lagunagem. O afluente bruto é caracterizado por uma carga de 300 mg O₂/L de CBO₅, 600 mg O₂/L de CQO, 40 mg/L de N, e 10 mg/L de P. Na Figura 15, está representada a vista geral desta ETAR.



Figura 15 - Vista geral da ETAR do Penedo Gordo Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

O sistema de lagunagem implementado nesta ETAR é constituído por duas lagoas dispostas em série. As lagoas apresentam um formato retangular, com vegetação nas margens e sem impermeabilização de fundo nem de taludes. As áreas superficiais estimadas são de aproximadamente 10 900 m² para a lagoa facultativa e 1 700 m² a lagoa de maturação. Inicialmente, a água residual é encaminhada até a ETAR por um sistema interceptor, passando de seguida por um tratamento preliminar, composto por uma caixa de areia e gradagem manual, onde são removidos os sólidos grosseiros. Segue-se a lagoa facultativa, onde ocorre a decomposição da matéria orgânica, tanto em condições aeróbias como anaeróbias e, posteriormente, para a lagoa de maturação, destinada à remoção de organismos patogénicos. O efluente final é descarregado no Barranco de Farrejais, através de um coletor com obra de proteção (boca de lobo), localizado na margem direita. Os dispositivos de entrada e saída de efluente estão situados numa posição central nas lagoas, o que propicia o curto-circuito hidráulico, comprometendo o desempenho do tratamento.

Na Figura 16, está representada a obra de entrada da ETAR.



Figura 16 - Obra de Entrada da ETAR do Penedo Gordo Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

Segundo os resultados da monitorização trimestral do efluente à entrada e à saída da ETAR, cedidos pela AgdA e realizados entre 2018 e 2023, verificou-se que o efluente final cumpre de forma consistente os limites de emissão exigidos pela legislação aplicável para os parâmetros de qualidade de referência (CBO₅, CQO e pH).

Apesar disso, observam-se sinais evidentes de degradação nas infraestruturas da ETAR, destacando-se o estado das lagoas, que apresentam uma acumulação significativa de lamas e proliferação de vegetação. Estas condições comprometem o volume útil disponível afetando o desempenho do sistema. Posto isto, a AdgA solicitou uma avaliação do funcionamento da ETAR, com o objetivo de determinar a viabilidade de uma intervenção, e em função dos resultados, ser ponderada a reabilitação da infraestrutura existente ou a construção de uma nova, caso a reabilitação não seja viável. Na Figura 17 está representada a vista da lagoa de maturação.



Figura 17 - Vista da Lagoa de Maturação Sul (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

4.3. METODOLOGIA PROPOSTA PARA A SELEÇÃO DOS DOIS TIPOS DE TRATAMENTO

No processo de avaliação de qual o método de tratamento mais adequado para cada caso, é necessário ter em conta vários fatores, nomeadamente a quantidade e a qualidade do caudal a ser tratado, a área disponível para implementação, o custo de investimento total, as condições meteorológicas habituais, a topografia e geologia do local, bem como o orçamento disponível. A escolha entre o tratamento pelo sistema de lagunagem e pelo leito de macrófitas é baseada na eficiência e na sustentabilidade de cada solução, face às condições específicas em cada caso. Neste sentido, desenvolveu-se uma metodologia de apoio à seleção entre estes dois tipos de tratamento, onde foram considerados como parâmetros de entrada: (1) a população servida e a respetiva capitação, (2) as características do efluente e (3) as condições ambientais, por constituírem uma base necessária para a aplicação de fórmulas e relações que permitem calcular os parâmetros de saída essenciais à tomada de decisão. Na Figura 18, representa-se essa mesma metodologia. Para uma avaliação mais detalhada e rigorosa, esta metodologia foi posteriormente aplicada aos casos de estudo referidos anteriormente.

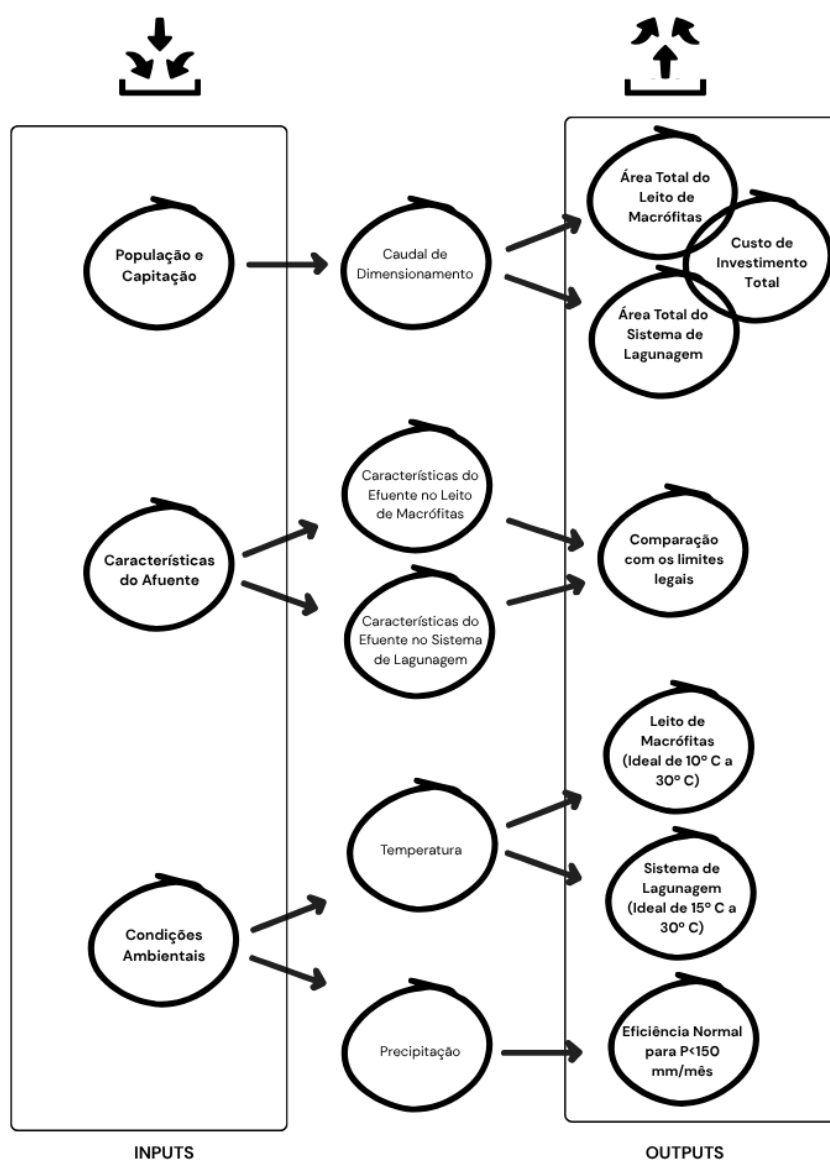


Figura 18 - Metodologia base para a seleção dos dois tipos de tratamento.

4.3.1. ÁREAS TOTAIS DE CADA SISTEMA

A determinação da população servida pela ETAR e da respetiva capitação, são os primeiros passos para dimensionar qualquer tipo de sistema de tratamento de águas residuais, pois é a partir destes que é possível estimar o caudal de dimensionamento (também designado por caudal de projeto ou de ponta), que servirá de base para todo o dimensionamento da ETAR, nomeadamente para as áreas necessárias em cada tipo de solução (Nozaic e Freese 2010).

O caudal médio diário anual é calculado através da Equação 1 (Marques e Sousa 2011):

$$Q_{mda} = \frac{P * Cap}{24 * 3600} * f_a \quad \text{Equação 1}$$

Sendo:

Q_{mda} = caudal médio diário anual [L/s]

P = população [hab.]

Cap = capitação [l/dia/hab.], referente à água abastecida.

f_a = fator de afluência [-]. Considera-se 0,8 para pequenos aglomerados populacionais (Matos, Ferreira, e Matos 2023).

Aplicando o fator de ponta, obtém-se o caudal de ponta doméstico, aplicando a Equação 2 e a Equação 3 (Marques e Sousa 2011):

$$Q_{dom} = Q_{mda} * f_p \quad \text{Equação 2}$$

Sendo:

Q_{dom} = caudal de ponta doméstico [L/s]

f_p = fator de ponta [-]

$$f_p = 1,5 * \frac{60}{\sqrt{P}} \quad \text{Equação 3}$$

Sendo:

f_p = fator de ponta [-]

P = população [hab.]

Por fim, o caudal de dimensionamento total resulta da soma do caudal doméstico com eventuais caudais industriais e de infiltração, como se verifica na Equação 4 (Marques e Sousa 2011):

$$Q_{dim} = Q_{dom} + Q_{ind} + Q_{inf} \quad \text{Equação 4}$$

Sendo:

Q_{dim} = caudal de dimensionamento [L/s]

Q_{dom} = caudal doméstico [L/s]

Q_{ind} = caudal industrial e comercial [L/s]

Q_{inf} = caudal de infiltração [L/s]

Assim, o valor final de Q_{dim} será utilizado nas fórmulas de cálculo das áreas necessárias para cada tipo de sistema de tratamento.

Sabendo o caudal de dimensionamento, é possível estimar as áreas respetivas de cada sistema.

A área total do sistema de lagunagem depende do tipo e número de lagoas, e pode ser determinada através da Equação 5, da Equação 6 e da Equação 7, que correspondem ao cálculo das áreas da lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação (Monte, Santos, e Barreiros 2018), respetivamente:

$$A_{an} = \frac{S_0 Q}{C_{org\ vol} h_{an}} \quad \text{Equação 5}$$

Sendo:

A_{an} = área útil da lagoa anaeróbia [m^2]

S_0 = concentração do afluente em CBO_5 na lagoa anaeróbia [g/m^3]. Na ausência deste valor, assume-se o valor de $300\ g/m^3$ (Sperling 2007).

Q = caudal afluente [m^3/d]

$C_{org\ vol}$ = carga orgânica volúmica [$g\ CBO_5/(m^3 \cdot dia)$]. Na ausência deste valor, assumem-se os valores apresentados na Tabela 2 (C. Santos 2023).

h_{an} = profundidade útil da lagoa anaeróbia [m]. Na ausência deste valor, assume-se um valor dentro do intervalo 3 a 6 [m] (Matos, Ferreira, e Matos 2023).

Tabela 2 - Carga orgânica volúmica em lagoas anaeróbias, em função da temperatura.

Temperatura (°)	Carga orgânica volúmica [$g\ CBO_5/(m^3 \cdot dia)$]
$T \leq 10^\circ$	100
$10^\circ \leq T < 20^\circ$	$20T - 100$
$20^\circ \leq T < 25^\circ$	$10T + 100$
$T > 25^\circ$	350

$$A_f = \frac{S_0 Q}{C_{org\ sup}} \quad \text{Equação 6}$$

Sendo:

A_f = área útil da lagoa facultativa [m^2]

S_0 = concentração do afluente em CBO_5 na lagoa facultativa [g/m^3]. Na ausência deste valor, assume-se o valor de $300\ g/m^3$ (Sperling 2007).

Q = caudal afluente [m^3/d]

$C_{org\ sup}$ = carga orgânica superficial [$kg\ CBO_5/(ha.dia)$]. Na ausência deste valor, assume-se um valor dentro do intervalo 100 a 350 [$kg\ CBO_5/(ha.dia)$] (Matos, Ferreira, e Matos 2023), ou os valores apresentados na Tabela 3 se conhecidas as temperaturas (Monte, Santos, e Barreiros 2018).

Tabela 3 - Carga orgânica superficial em lagoas facultativas, em função da temperatura.

Temperatura (°)	Carga orgânica superficial ($C_{org\ sup}$) [$kg\ CBO_5/(ha.dia)$]
$T < 10^\circ$	100
$10^\circ \leq T < 20^\circ$	10T
$T > 20^\circ$	50 (1,072) T
$T > 10^\circ$	$350 (1,107 - 0,002T)^{T - 25}$

$$A_{mat} = \frac{t_{RH\ mat} Q}{h_{mat}} \quad \text{Equação 7}$$

Sendo:

A_{mat} = área útil da lagoa de maturação [m^2]

$t_{RH\ mat}$ = tempo de retenção hidráulico da lagoa de maturação [d]. Na ausência deste valor, assume-se um valor dentro do intervalo de 3 a 5 dias (Nam et al. 2022).

Q = caudal afluente [m^3/d]

h_{mat} = profundidade útil da lagoa de maturação [m]. Na ausência deste valor, assume-se um valor dentro do intervalo 0,8 a 1,2 [m] (Matos, Ferreira, e Matos 2023).

A área total de um sistema de lagunagem resulta da soma das áreas de todas as lagoas incluídas na linha de tratamento.

No caso do leito de macrófitas, a área de cada leito pode ser estimada pela Equação 8 (Monte, Santos, e Barreiros 2018):

$$A = \frac{Q(\ln S_0 - \ln S_e)}{k \epsilon h} \quad \text{Equação 8}$$

Sendo:

A = área de superfície do leito de macrófitas [m^2]

Q = caudal de efluente a tratar [m^3/dia]

S_0 = concentração de substrato do afluente [mg/L]. Na ausência deste valor assume-se um valor dentro do intervalo de 100 a 200 mg/L (Kadlec e Wallace 2009).

S_e = concentração de substrato do efluente [mg/L]. Na ausência deste valor assume-se 25 mg/L (Kadlec e Wallace 2009).

ϵ = porosidade do material filtrante [m^3 vazios/ m^3 leito]. Este valor varia de acordo com o material de enchimento utilizado, como se pode verificar na Tabela 4 (Monte, Santos, e Barreiros 2018).

k = constante cinética da reação [d^{-1}]. Na ausência deste valor assume-se se $0,068 d^{-1}$ (Kadlec e Wallace 2009).

h = altura da água no leito de macrófitas [m]. O valor deverá situar-se entre 0,5 m e 0,6 m (Monte, Santos, e Barreiros 2018).

Tabela 4 - Porosidade do meio de acordo com o material de enchimento utilizado.

Material	Porosidade do material filtrante (ϵ)
Areia Grossa	0,35 – 0,50
Areão	0,35
Gravilha fina	0,38
Gravilha média	0,40
Filtralite P	0,60
Filtralite MR	0,40 – 0,50
Esferas de poliestireno	0,30 – 0,35
Brita	0,38-0,45
Calhau	0,45

A área total deste tipo de sistema, resulta da soma das áreas dos leitos que o constitui.

Assim, através da população servida, é possível calcular o caudal de dimensionamento e, por sua vez, as áreas necessárias de cada sistema de tratamento.

Com base nessa área total, é possível realizar uma estimativa de custos assumindo um valor médio por metro quadrado. Para o leito de macrófitas, a empresa realizou uma análise de 14 casos de estudo de ETAR que implementaram o leito de macrófitas este sistema natural de tratamento, tendo concluiu que o custo médio de investimento ronda os 119 €/m² de leito. Em contrapartida, (G.D e V.A 2014), realizaram uma análise a 3 casos de estudo de ETAR que recorreram ao sistema de lagunagem, tendo obtido um custo médio de investimento na ordem dos 31 €/m² de lagoa. Esta diferença é justificada pela maior simplicidade construtiva do sistema de lagunagem que, em geral, implica menor infraestrutura, escavações mais simples, menos componentes mecânicos e menor exigência de materiais de impermeabilização, quando comparado com os leitos de macrófitas.

4.3.2. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE

As características do caudal afluyente à ETAR são determinantes para prever o comportamento do sistema de tratamento e, sobretudo, para estimar a conformidade da solução. A partir das concentrações dos principais poluentes presentes nas águas residuais, é possível aplicar as eficiências médias de remoção de cada sistema de tratamento e, assim, prever as concentrações no efluente final, para poderem ser comparadas com os limites legais estabelecidos para a descarga no meio recetor, garantindo o seu cumprimento (Desye et al. 2022).

Entre todos os parâmetros que caracterizam a água residual, destacam-se o CBO₅, CQO, SST, N e P, e conhecida a carga poluente respetiva de cada um destes é possível estimar a sua concentração, através da Equação 9 (Monte, Santos, e Barreiros 2018):

$$Carga = Q * C \quad \text{Equação 9}$$

Sendo:

C = concentração do parâmetro [mg/L]

Q = caudal médio diário [m³/dia]

Carga = carga poluente diária [kg/dia]

Na ausência dos valores das cargas poluentes destes parâmetros, podem ser considerados valores típicos de concentração para esgotos domésticos em Portugal, dentro dos intervalos apresentados na Tabela 5 (C. Santos 2023):

Tabela 5 - Concentrações típicas dos principais poluentes das águas residuais urbanas em Portugal.

Parâmetro	Concentração (C)
CBO ₅	250 a 450 (mg O ₂ /L)
CQO	500 a 1000 (mg O ₂ /L)
SST	120 a 400 (mg/L)
N	30 a 40 (mg N /L)
P	6 a 12 (mg P /L)

Sabendo os valores de concentração de cada parâmetro do caudal afluyente, é possível estimar a respetiva concentração no caudal efluente, com base na eficiência de remoção esperada para cada sistema, através da Equação 10 (Sperling 2007) (Kadlec e Wallace 2009):

$$\eta = 100 * \left(\frac{C_{afluente} - C_{efluente}}{C_{afluente}} \right) \quad \text{Equação 10}$$

Sendo:

$C_{efluente}$ = concentração do parâmetro do caudal efluente [mg/L]

$C_{afluente}$ = concentração do parâmetro do caudal afluente [mg/L]

η = eficiência de remoção [%]

As eficiências de remoção de cada sistema dependem não só de fatores externos, mas também do tipo de sistema de tratamento adotado.

No sistema de lagunagem, a eficiência de remoção de cada parâmetro varia consoante o tipo de lagoa e a sequência de disposição das mesmas. Para um tratamento mais eficaz, as lagoas devem estar dispostas em série de 3 ou mais unidades, pela seguinte sequência: anaeróbia, facultativa e de maturação, sendo esta configuração a base para os intervalos típicos de remoção apresentado na Tabela 6 (Sperling 2007). Ainda assim, as lagoas facultativas são o tipo mais comum no sistema de lagunagem, podendo ser utilizadas como unidade de tratamento primário, recebendo diretamente águas residuais brutas, e por isso, os seus valores de eficiências de remoção são também apresentados isoladamente (Tilley et al. 2014).

Tabela 6 - Eficiências de remoção para o sistema de lagunagem.

Tipo de Lagoa	CBO ₅ (%)	CQO (%)	SST (%)	N (%)	P (%)
Facultativa	75-85	65-80	70-80	<60	<35
Anaeróbia - Facultativa	75-85	65-80	70-80	<60	<35
Anaeróbia - Facultativa - Maturação	80-85	70-83	73-83	50-65	>50

Por sua vez, no leito de macrófitas, a eficiência de remoção pode variar ligeiramente consoante o tipo de macrófita e o tipo de fluxo, mas ainda assim é possível considerar intervalos típicos de remoção, conforme apresentado na Tabela 7 (Kadlec e Wallace 2009) (Retta et al. 2023).

Tabela 7 - Eficiências de remoção para o leito de macrófitas.

	CBO ₅ (%)	CQO (%)	SST (%)	N (%)	P (%)
Leitos de Macrófitas	55-97	53-80	70-95	25-95	30-40

Assim, conhecidos os valores mínimos e máximos de eficiência de remoção para cada sistema e para cada parâmetro, é possível estimar os valores máxima e mínima de concentração de cada um destes parâmetros no caudal efluente. Estes valores servem de base para a verificação da conformidade com os valores limite de emissão legalmente estabelecidos para a descarga no meio recetor, permitindo validar se o sistema proposto assegura o cumprimento da legislação em vigor.

De acordo com o Decreto-Lei nº152/97, de 19 de junho, Anexo 1, os valores limite de emissão aplicáveis a águas residuais urbanas provenientes de aglomerados com mais de 2.000 habitantes-equivalentes, com descargas em meio hídrico estão apresentados na Tabela 8 (MINISTÉRIO DO AMBIENTE 1997):

Tabela 8 - VLE (valores limites de emissão).

	CBO ₅	CQO	SST	N	P
VLE (mg/L)	25	125	35	15	2

Estes valores podem variar consoante do nº de habitantes-equivalentes e a classificação do meio recetor (por exemplo, zonas sensíveis).

4.3.3. CONDIÇÕES AMBIENTAIS

A temperatura e a precipitação são dois fatores ambientais com influência significativa no desempenho dos sistemas de tratamento naturais. Ambos afetam diretamente a atividade biológica, a estabilidade hidráulica e a eficiência global dos processos de remoção, sendo por isso determinantes na escolha do sistema mais adequado a implementar em cada caso.

A temperatura média mensal de cada local, influencia significativamente a taxa de degradação biológica da matéria orgânica, o que faz com que o desempenho dos sistemas varia ao longo do ano. Durante o verão, por exemplo, quando as temperaturas são mais elevadas, a atividade microbiana é favorecida, aumentando a remoção da matéria orgânica (Gil 2014).

Assim, foram estabelecidos os critérios de decisão apresentados na Tabela 9:

Tabela 9 - Limites da temperatura média mensal.

Temperatura	Sistema de Lagunagem	Leito de Macrófitas
Se $T < 10^{\circ}\text{C}$	Eficiência Comprometida	Eficiência Comprometida
Se $10^{\circ}\text{C} < T < 20^{\circ}\text{C}$	Eficiência Média	Eficiência Média
Se $20^{\circ}\text{C} < T < 30^{\circ}\text{C}$	Eficiência Ideal	Eficiência Ideal
Se $T > 30^{\circ}\text{C}$	Eficiência Comprometida	Eficiência Comprometida

Quando a temperatura é inferior a 10°C , a eficiência do leito de macrófitas fica comprometida, devido à redução significativa da atividade microbiana e da capacidade de absorção de nutrientes pelas plantas, processos essenciais para a remoção de poluentes (Ji et al. 2020). O funcionamento ideal deste sistema de tratamento ocorre entre 20° e 30°C , sendo que a eficiência começa a deteriorar-se visivelmente a temperaturas inferiores a 15°C . Além disso, o aumento da temperatura média de 9°C no inverno para 25°C no verão, correlaciona-se com uma maior remoção de CQO (Lam et al. 2024). Quando a temperatura ultrapassa os 30°C , prevê-se uma diminuição no desempenho da nitrificação, devido a uma limitação de oxigénio dissolvido, análoga à observada na remoção de CQO (Jayswal e Rodríguez 2021).

No sistema de lagunagem, quando a temperatura é inferior a 10 °C (inverno), a eficiência do sistema de lagunagem também fica comprometida, devido à redução significativa da atividade biológica. A digestão anaeróbia abranda, as algas tornam-se inativas e a oxigenação natural diminui, tornando este período pouco favorável. Para temperaturas entre 10 ° e 20 °C, inicia-se a recuperação gradual da atividade microbiana, embora fenômenos como a inversão térmica possam temporariamente afetar a qualidade do efluente. Já no verão, com temperaturas entre os 20 °C e os 30 °C, verifica-se o desempenho ideal do sistema, com elevada taxa de degradação bacteriana e forte crescimento de algas, favorecendo a remoção da carga poluente (Boettcher e Viall 2020). As cianobactérias, apresentam valores ótimos de crescimento entre 30 °C e 32,5 °C, o que consequentemente favorece a ocorrência de *blooms* tóxicos (crescimento descontrolado das cianobactérias), comprometendo a qualidade da água quando as temperaturas são superiores a 30 °C (Berg e Sutula 2015) (Paerl e Huisman 2009).

A precipitação média mensal de cada local influencia diretamente o comportamento hidráulico dos sistemas de tratamento, em particular nos sistemas de lagunagem.

Em períodos de pluviosidade elevada, o aumento do volume afluente pode provocar diluição excessiva das águas residuais e sobrecargas hidráulicas, conduzindo à redução do tempo de retenção hidráulico. Esta redução compromete a eficiência do tratamento, uma vez que limita os processos naturais de remoção de poluentes, nomeadamente a inativação de patogénicos por radiação UV, predação e sedimentação. Além disso, episódios de chuva intensa podem causar curto-circuitos hidráulicos e introduzir cargas adicionais de contaminantes através do escoamento superficial, agravando ainda mais o desempenho do sistema (Samal et al. 2025).

Para os leitos de macrófitas, o desempenho do sistema também é condicionado pelos eventos de precipitação elevados e, segundo (Mangangka et al. 2013), a redução das cargas dos SST e do N, encontra-se fortemente dependente do tempo de retenção hidráulico, sendo que a eficiência do tratamento é superior durante episódios de precipitação inferiores ao valor considerado no dimensionamento do sistema. Nos eventos de pequena dimensão, o desempenho é superior nas fases iniciais, diminuindo progressivamente com o decorrer do evento, já em eventos de grande dimensão, a eficiência inicial é menor, melhorando ao longo do tempo, refletindo a variabilidade do comportamento hidrodinâmico e a capacidade limitada de resposta do sistema a afluências excessivas.

Posto isto, considera-se que a precipitação só começa a ser prejudicial para a eficiência do tratamento do sistema de lagunagem e do leito de macrófitas, quando for considerada “muito intensa”, situando-se no intervalo de 150 mm/mês e 200 mm/mês (Vaz 2021), e quando atinge valores superiores, como se pode verificar na Tabela 10.

Tabela 10 - Limites da precipitação média mensal.

Precipitação	Sistema de Lagunagem	Leito de Macrófitas
Se $P < 150$ mm/mês	Eficiência Ideal	Eficiência Ideal
Se $P > 150$ mm/mês	Eficiência Comprometida	Eficiência Comprometida

Assim, seguindo esta metodologia espera-se ser possível definir que tipo de tratamento será o mais eficiente para cada caso.

4.4. DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Após a definição da metodologia proposta para a seleção dos dois tipos de tratamento, é importante aplicá-la a casos reais para verificar a sua aplicabilidade e consistência. Para isso, foram utilizados dados reais dos 3 casos de estudo apresentados neste documento. No final pretende-se realizar uma comparação entre as soluções obtidas através da metodologia e os tipos de tratamento efetivamente adotados em cada caso.

4.4.1. ÁREAS TOTAIS DE CADA SISTEMA

Inicialmente, é feito o cálculo do caudal médio diário anual, com base na Equação 1. Na Tabela 11, estão representados os valores necessários ao cálculo, bem como os resultados obtidos.

Tabela 11 - Inputs para a determinação do Q_{mda} e respetivos resultados obtidos.

ETAR	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo
População (2064) (hab.)	162	288	1120
Capitação (L/s)	150	150	150
f_a	0,80	0,80	0,80
Q_{mda} (L/s)	0,23	0,40	1,56

Os valores relativos à população e capitação, foram fornecidos pela empresa (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

De seguida, é determinado o caudal de ponta doméstico, através da Equação 2 e da Equação 3. Na Tabela 12, estão representados os valores necessários ao cálculo, e os respetivos resultados obtidos.

Tabela 12 - Inputs para a determinação do Q_{dom} e respetivos resultados obtidos.

ETAR	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo
f_p	6,21	5,03	3,29
Q_{dom} (L/s)	1,40	2,01	5,13

É ainda necessário calcular o caudal de dimensionamento total, segundo a Equação 4, e na Tabela 13 estão representados esses mesmos valores e os resultados.

Tabela 13 - Inputs para a determinação do Q_{dim} e respetivos resultados obtidos.

ETAR	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo
Q_{ind} (L/s)	0,95	0,00	0,00
Q_{inf} (L/s)	0,21	0,4	1,56
Q_{dim} (L/s)	2,56	2,41	6,69

Os valores de Q_{ind} (L/s) e Q_{inf} (L/s) foram igualmente fornecidos pela empresa (Hidrofunção – Consultores de Engenharia, Lda).

Por fim, são calculadas as áreas totais para cada sistema de tratamento.

A área total do sistema de lagunagem é calculada pela soma da Equação 5, da Equação 6 e da Equação 7, assumindo uma sequência de uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e uma de maturação para cada caso. Na Tabela 14 estão representados os valores de cada parâmetro, tal como os valores das respetivas áreas finais.

Tabela 14 - Áreas totais de cada sistema de lagunagem e respetivos parâmetros associados.

ETAR	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo
S_0 (g/m ³)	300	300	300
T ^o média (2024) (°C)	17,32	17,32	17,14
$C_{org\ vol}$ (kg CBO ₅ 5/(ha.d))	246,4	246,4	242,8
$C_{org\ sup}$ (kg CBO ₅ 5/(ha.d))	173,2	173,2	171,4
h_{an} (m)	4,5	4,5	4,5
$t_{RH\ mat}$ (d)	4	4	4
h_{mat} (m)	1	1	1
Q (Q_{dim}) (m ³ /dia)	221,18	208,22	577,54
A_{an} (m ²)	598,43	563,37	1 585,78
A_f (m ²)	3 831,06	3 606,58	10 108,63
A_{mat} (m ²)	884,72	832,88	2 310,16
Área Total do Sistema de Lagunagem (m ²)	5 314,21	5 002,83	14 004,57

Para todos os parâmetros com valores desconhecidos, foram adotados valores dentro dos respetivos intervalos, com exceção da temperatura médias mensal, T^o média (2024), que foi calculada através de uma média dos valores de temperatura mensais para cada localidade, sendo estes valores apresentados de forma detalhada mais á frente.

Já a área total do leito de macrófitas é calculada pela Equação 8, assumindo a existência de dois leitos de macrófitas em cada sistema. Os valores de cada parâmetro e os valores das respetivas áreas finais, estão representados na Tabela 15.

Tabela 15 - Áreas totais de cada sistema de leito de macrófitas e respetivos parâmetros associados.

ETAR	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo
S_0 (g/m ³)	100	100	100
S_e (g/m ³)	25	25	25

$k (d^{-1})$	0,068	0,068	0,068
$\varepsilon (m^3 \text{ vazios}/m^3 \text{ leito})$	0,45	0,45	0,45
$h (m)$	0,6	0,6	0,6
$Q (Q_{dim}) (m^3/dia)$	221,18	208,22	577,54
$A (m^2)$	8 453,80	7 958,45	22 074,36
Área Total dos Leitos de Macrófitas (m^2)	16 907,60	15 916,90	44 148,73

À semelhança do que foi referido anteriormente, para todos os parâmetros com valores desconhecidos, foram adotados valores dentro dos respetivos intervalos, com exceção da porosidade do meio, ε , pois a empresa fez a referência ao uso do filtralite, e por isso adotamos esse mesmo meio.

A análise comparativa das áreas necessárias para os dois sistemas de tratamento revela diferenças significativas entre ambas as soluções. Nos três casos de estudo, o sistema de leitos de macrófitas apresenta necessidades de área superiores às exigidas pelo sistema de lagunagem, com destaque para a ETAR de Penedo Gordo, onde a área total exigida pelos leitos de macrófitas (cerca de 44 149 m^2) é mais do triplo da requerida pela lagunagem (14 005 m^2). Esta tendência mantém-se em Lousal Norte e Lousal Sul, com aumentos de área entre 3 e 4 vezes. Esta diferença resulta da própria natureza do funcionamento dos leitos de macrófitas, que, apesar de apresentarem elevada eficiência na remoção de poluentes (CBOs, CQO, sólidos suspensos e microrganismos patogénicos) e baixos requisitos de operação e manutenção, implicam necessidades elevadas de área disponível para garantir tempos de retenção adequados e o desempenho pretendido (Matos, Ferreira, e Matos 2023).

Conhecendo as áreas totais estimadas para cada sistema, é possível realizar uma estimativa de custo de investimento, estando esses mesmos valores apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 - Estimativa de custo de investimento para cada sistema natural de tratamento, para os 3 casos de estudo.

		Lousal Norte		Lousal Sul		Penedo Gordo	
	€/ m^2	Área Total (m^2)	Custo de Investimento Total (€)	Área Total (m^2)	Custo de Investimento Total (€)	Área Total (m^2)	Custo de Investimento Total (€)
Sistema de Lagunagem	31	5 314,21	164 741,44	5 002,83	155 087,73	14 004,57	434 141,67
Leito de Macrófitas	119	16 907,60	2 012 004,4	15 916,90	1 894 111,1	44 148,73	5 253 698,87

A análise dos custos de investimento revela que, nas ETAR de Lousal Norte e Lousal Sul, os dois sistemas naturais apresentam custos significativamente distintos, mas com uma diferença relativa entre si que se mantém proporcional em ambos os casos. No entanto, no caso de Penedo Gordo, verifica-se uma discrepância muito mais acentuada: o leito de macrófitas apresenta um custo total aproximadamente doze vezes superior ao do sistema de lagunagem. Posto isto, e considerando exclusivamente o critério

económico, conclui-se que a opção mais vantajosa para os três aglomerados é o sistema de lagunagem, sendo essa vantagem particularmente evidente na ETAR de Penedo Gordo, onde a diferença de custos é substancial.

Assim, em contextos onde a área disponível é um fator limitante, os sistemas de lagunagem revelam-se, regra geral, mais adequados do ponto de vista espacial e consequentemente económico, sobretudo em zonas de baixa densidade populacional, como as que caracterizam os casos estudados.

4.4.2. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE

Para conhecer as características do afluente, é necessário calcular a concentração de cada parâmetro, com base na Equação 9. No entanto, como a empresa forneceu diretamente os valores de concentração de alguns parâmetros, não justificou aplicar a fórmula nesses casos. Para os parâmetros em falta, foram assumidos valores típicos de concentração dentro dos respetivos intervalos para esgotos domésticos em Portugal, referidos anteriormente na Tabela 5. Na Tabela 17, estão representados todos esses valores de concentração.

Tabela 17 - Valores de concentração de cada parâmetro do caudal afluente.

Concentrações (mg/L)	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo
C (CBO ₅) [mg/L]	500	250	250
C (CQO) [mg/L]	1000	625	600
C (SST) [mg/L]	292	292	250
C (N) [mg/L]	35	35	35
C (P) [mg/L]	6	6	6

Com base nestes valores de concentração de cada parâmetro do caudal afluente, é possível estimar a respetiva concentração no caudal efluente, através da Equação 10.

Previamente, definiram-se os valores de eficiência de remoção a utilizar, com base nos intervalos típicos apresentados anteriormente na Tabela 6 e na Tabela 7. As eficiências adotadas para cada sistema encontram-se na Tabela 18.

Tabela 18 - Valores de eficiência de remoção no caudal afluente.

	CBO ₅ (%)	CQO (%)	SST (%)	N (%)	P (%)
Sistema de Lagunagem	85	83	83	63	70
Leito de Macrófitas	95	80	90	80	40

Assim, aplicando estas eficiências, foram obtidas as concentrações no efluente, apresentadas na Tabela 19 e na Tabela 20.

Tabela 19 - Valores de concentração no caudal efluente para o sistema de lagunagem.

Sistema de Lagunagem	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo	VLE
C_{efluente} (CBO ₅) [mg/L]	75,0	37,5	37,5	25
C_{efluente} (CQO) [mg/L]	170,0	106,3	102,0	125
C_{efluente} (SST) [mg/L]	49,6	49,6	42,5	35
C_{efluente} (N) [mg/L]	12,95	12,95	12,95	15
C_{efluente} (P) [mg/L]	1,8	1,8	1,8	2

Tabela 20 - Valores de concentração no caudal efluente para o sistema de leito de macrófitas.

Leitos de Macrófitas	Lousal Norte	Lousal Sul	Penedo Gordo	VLE
C_{efluente} (CBO ₅) [mg/L]	25,0	12,5	12,5	25
C_{efluente} (CQO) [mg/L]	200,0	125,0	120,0	125
C_{efluente} (SST) [mg/L]	29,2	29,2	25,0	35
C_{efluente} (N) [mg/L]	7,0	7,0	7,0	15
C_{efluente} (P) [mg/L]	3,6	3,6	3,6	2

Por último, os valores obtidos são comparados com os valores limite de emissão (VLE) definidos na legislação aplicável a águas residuais, conforme indicado na Tabela 8. Os valores que estão destacados a vermelho, significa que ultrapassam os VLE, e os que estão a verde que os respeitam.

A análise comparativa dos valores de concentração no caudal efluente evidencia que, para o sistema de lagunagem, a ETAR de Lousal Norte se revela a menos indicada, uma vez que apresenta os valores mais elevados de CBO₅, CQO e SST no efluente, refletindo uma menor eficácia global face às exigências de qualidade, ultrapassando os VLE legalmente definidos para descarga em meio recetor. Em contraste, a ETAR de Penedo Gordo revela-se a mais adequada para a aplicação do sistema de lagunagem, apresentando quase todos os valores de concentração no efluente inferiores aos VLE, com exceção do CBO₅ e SST, que ainda requerem otimização. Quanto ao sistema de leitos de macrófitas, verifica-se que no geral as três ETAR são compatíveis com esta solução de tratamento, uma vez que os valores de concentração no efluente se mantêm abaixo dos VLE para a maioria dos parâmetros. As exceções verificam-se no CQO da ETAR de Lousal Norte e no fósforo (P) em todas as localizações, apontando para a necessidade de medidas complementares de remoção.

Assim, com base exclusivamente na análise face aos VLE, a opção mais viável para as três ETAR será a implementação de um sistema de leito de macrófitas, desde que sejam adotadas soluções adicionais para assegurar o cumprimento dos limites de P, tal como do CQO na ETAR de Lousal Norte. Ainda assim, caso sejam implementadas medidas que garantam a redução eficaz dos valores de CBO₅ e SST na ETAR de Penedo Gordo, esta poderá igualmente constituir uma alternativa viável à lagunagem

4.4.3. CONDIÇÕES AMBIENTAIS

Através dos dados disponibilizados pelo IPMA- Instituto Português do Mar e da Atmosfera, foi possível obter informação referente à temperatura e precipitação médias mensais das zonas correspondentes a cada caso de estudo, com o objetivo de avaliar o impacto das condições ambientais no desempenho de cada sistema de tratamento. Esta análise segue os critérios de decisão definidos anteriormente, relacionados à influência da temperatura e da precipitação nos sistemas de lagunagem e nos leitos de macrófitas. Na Tabela 21 e na Tabela 22, estão representados esses mesmos valores (no caso das ETAR de Lousal Norte e Lousal Sul, os dados foram obtidos da estação meteorológica de Alvalade, a mais próxima do local, e para a ETAR de Penedo Gordo, os dados referem-se à de Beja).

Tabela 21 - Temperaturas Médias Mensais (°C).

Mês	Beja		Alvalade	
	T (°C) 2023	T (°C) 2024	T (°C) 2023	T (°C) 2024
Janeiro	9,8	12,2	9,1	11,6
Fevereiro	10,7	12,9	9,3	12,6
Março	14,3	12,9	13,1	13,1
Abril	18,6	16,1	17,5	15,9
Maio	19,2	18,0	19,6	18,0
Junho	23,5	20,9	23,6	-
Julho	24,2	24,7	24,3	-
Agosto	26,2	25,3	25,7	24,9
Setembro	21,6	21,0	21,5	20,7
Outubro	20,1	17,9	20,0	18,7
Novembro	14,5	15,3	14,5	15,6
Dezembro	10,7	10,7	9,9	9,0

A análise das temperaturas médias mensais de 2024 mostra que, na região de Beja (ETAR de Penedo Gordo), os valores se mantiveram sempre dentro do intervalo de 10 °C a 30 °C, com predominância de temperaturas entre cerca de 20 °C e 30 °C entre abril e outubro. Nestes meses, de acordo com a Tabela 9 ambos os sistemas, de lagunagem e leitos de macrófitas, funcionam com eficiência ideal, já nos restantes meses (janeiro a março e novembro a dezembro), com temperaturas entre 11 °C e 18 °C, operam com eficiência média, não se verificando períodos de eficiência comprometida.

No caso de Alvalade (ETAR de Lousal Norte e Lousal Sul), a situação é semelhante, embora com um mês crítico, em dezembro, em que a temperatura média desce para 9,0 °C, o que corresponde a uma eficiência comprometida em ambos os sistemas. Nos restantes meses, verifica-se eficiência média entre janeiro e abril e de outubro a novembro, e eficiência ideal de maio a setembro. Tal como na situação de Beja, a temperatura nunca ultrapassou os 30 °C, pelo que não se prevê uma eficiência comprometida relacionada ao excesso de temperatura.

Comparando os valores das temperaturas médias mensais de 2023 e de 2024, e tendo em conta o contexto atual de alterações climáticas e a tendência de aquecimento global, é possível afirmar que as temperaturas médias mensais tenderão a aumentar progressivamente ao longo dos próximos anos. Por esse motivo, e numa perspetiva a longo prazo, ambos os sistemas de tratamento poderão revelar-se adequados para as condições climáticas previstas para os dois locais em estudo. No entanto, caso esse aumento se torne mais acentuado nas próximas décadas, poderá também representar um fator limitante, prejudicando a eficiência dos sistemas devido à ocorrência de temperaturas excessivamente elevadas, como já referido anteriormente. De acordo com (D. Carvalho 2024), projeta-se um aumento significativo das temperaturas médias, máximas e mínimas em todo o território continental, sobretudo nas regiões do interior sul, podendo ultrapassar os 30 °C em muitos dias do ano, o que compromete a eficiência dos processos de tratamento.

Tabela 22 - Precipitações Médias Mensais (mm/mês).

Mês	Beja		Alvalade	
	2023	2024	2023	2024
Janeiro	24,3	105,6	17,5	35,7
Fevereiro	4,8	74,3	2,7	-
Março	17,6	-	9,6	148,2
Abril	5,9	20,2	3,7	20,4
Maio	22,0	4,1	4,5	6,8
Junho	11,5	4,1	8,9	-
Julho	0,0	6,2	0,8	0,6
Agosto	0,0	0,0	0,0	0,0
Setembro	48,1	3,7	25,6	2,2
Outubro	122,3	105,5	-	79,9
Novembro	44,4	79,5	15,8	41,3
Dezembro	16,7	5,7	20,8	4,6
Σ	317,6	408,9	109,9	339,7

Pela análise da Tabela 22, é possível concluir que, tanto em Penedo Gordo como em Lousal, a eficiência de tratamento se manterá normal ao longo do ano, uma vez que a precipitação mensal nunca ultrapassou os 150 mm em nenhum dos locais o que, como referido anteriormente, não compromete a eficiência de nenhum dos sistemas de tratamento considerados.

4.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

4.5.1. ETAR DE LOUSAL NORTE

No caso da ETAR de Lousal Norte, a aplicação da metodologia revela um cenário mais favorável à implementação de um sistema de leito de macrófitas.

Embora a área total necessária para o leito de macrófitas (16 907,60 m²) seja aproximadamente três vezes superior à exigida pelo sistema de lagunagem (5 314,21 m²), o que se traduz num custo de investimento respetivo de 2 012 004,4 € e 164 741,4 €, o desempenho do sistema de leitos de macrófitas apresenta-se mais eficaz na maioria dos parâmetros. Em termos de qualidade do efluente, o sistema garante valores dentro dos VLE para quase todos os poluentes, com exceção do P e da CQO. O valor calculado destes parâmetros é de 3,6 mg/L e de 200 mg/L, respetivamente, ambos ligeiramente acima dos limites legais, e poderão ser reduzidos com medidas complementares, como o reforço da zona radicular com espécies de elevada capacidade depuradora, nomeadamente *Phragmites australis*, que apresenta eficiências de remoção de CQO até 94,1% (Hendy et al. 2023) e de P até 97% (Lüderitz e Gerlach 2002). Aplicando estes valores ao presente caso de estudo, a concentração de CQO no efluente desceria para 60 mg/L, e de P para 0,2 mg/L, passando assim a cumprir os VLE. Em termos de condições ambientais, os dados meteorológicos de 2024 mostram que a temperatura média mensal na região de Alvalade permaneceu, na maioria dos meses, dentro do intervalo ideal (10–30 °C), e que a precipitação mensal nunca ultrapassou os 150 mm, não comprometendo assim a eficiência do sistema de tratamento.

Assim, e consideradas todas as variáveis analisadas, conclui-se que a opção por leitos de macrófitas é a mais adequada para este caso, e vai ao encontro da solução admitida pela empresa para a remodelação da ETAR de Lousal Norte. Apesar do elevado custo de implementação deste sistema face ao sistema de lagunagem, a sua adoção justifica-se pela superior qualidade do efluente final que proporciona.

4.5.2. ETAR DE LOUSAL SUL

Tal como verificado para a ETAR de Lousal Norte, a aplicação da metodologia à ETAR de Lousal Sul aponta para a viabilidade técnica da solução com leitos de macrófitas.

A área total necessária para o sistema de leitos de macrófitas (15 916,90 m²) é, à semelhança do que acontece em Lousal Norte, aproximadamente três vezes superior à exigida pela lagunagem (5 002,83 m²), traduzindo-se num custo de investimento respetivo de 1 894 111,1 € para os leitos de macrófitas e 155 087,7 € para o sistema de lagunagem. No que diz respeito à qualidade do efluente, os valores estimados para o sistema de leitos de macrófitas respeitam todos os VLE, com exceção do fósforo (P), cujo valor se mantém superior ao limite legal. À semelhança do proposto para a ETAR de Lousal Norte, a correção desta limitação poderá ser assegurada através da implementação da espécie *Phragmites australis*, reduzindo assim o valor de 3,6 mg/L para 0,2 mg/L, cumprindo os VLE.

Relativamente às condições climáticas, tal como referido anteriormente, neste local a temperatura média mensal em 2024 manteve-se dentro do intervalo ideal (10–30 °C), e que a precipitação mensal nunca ultrapassou os 150 mm, garantindo a estabilidade hidráulica do sistema e evitando problemas de diluição.

Conclui-se, assim, que o sistema de leitos de macrófitas é uma solução adequada para a ETAR de Lousal Sul, estando em concordância com a solução preconizada pela empresa para a remodelação da mesma. Tal como na ETAR de Lousal Sul, apesar de o custo de investimento ser significativamente mais elevado do que o da lagunagem, a escolha justifica-se pelo cumprimento dos requisitos de qualidade do efluente.

4.5.3. ETAR DE PENEDO GORDO

A aplicação da metodologia proposta de seleção à ETAR de Penedo Gordo, revela que a solução de lagunagem se apresenta, no geral, como a mais adequada para este caso.

Do ponto de vista espacial e económico, a lagunagem requer uma área total significativamente inferior à dos leitos de macrófitas (14 005 m² vs 44 149 m²), o que representa uma diferença superior a três vezes. Esta diferença reflete-se também no custo de investimento, com valores estimados de 434 141,7 € para a lagunagem e 5 253 698,9 € para os leitos de macrófitas, uma disparidade de mais de doze vezes. Este fator é particularmente relevante, numa região de baixa densidade populacional, onde os custos de construção e a disponibilidade de terreno são fatores críticos, tal como esta, e assim ordem de grandeza da área assemelha-se às áreas das ETAR anteriores. Relativamente às concentrações no efluente, como visto anteriormente, o sistema de lagunagem cumpre os VLE para todos os parâmetros, com exceção do CBO₅ (37,5 mg/L) e dos SST (42,5 mg/L). Ainda assim, estes valores encontram-se bastante próximos dos limites legais, podendo ser corrigidos com medidas complementares simples e de baixo custo, como a implementação de uma etapa de polimento adicional, por exemplo através de filtros de areia/pedra, os quais promovem uma remoção adicional de carga orgânica e de sólidos suspensos (Mara e Johnson 2007). Do ponto de vista climático, os dados de 2024 demonstram que as temperaturas médias mensais em Beja permaneceram sempre dentro do intervalo ideal de operação (10–30 °C), com vários meses no intervalo ótimo (20–30 °C), assegurando as condições favoráveis à atividade biológica e consequentemente ao desempenho da lagunagem. Por sua vez, a precipitação mensal nunca ultrapassou os 150 mm, o que garante estabilidade hidráulica do sistema e evita fenómenos de diluição excessiva.

Assim, e considerando todas as variáveis analisadas, conclui-se que a lagunagem é uma solução viável e preferível para a ETAR de Penedo Gordo, alinhando-se também com a solução adotada pela empresa para a sua remodelação.

5

CONCLUSÕES

5.1. CONCLUSÕES GERAIS

O presente trabalho teve como principal objetivo o desenvolvimento de uma metodologia de apoio à tomada de decisão que permitisse comparar, de forma fundamentada, dois sistemas naturais de tratamento de águas residuais, o sistema de lagunagem e os leitos de macrófitas, com foco na realidade portuguesa.

A metodologia foi construída com base na caracterização técnica e teórica de ambos os sistemas, considerando os seus princípios de funcionamento, vantagens, limitações e enquadramento legal. A análise do estado da arte permitiu identificar os critérios de decisão mais relevantes, nomeadamente a área necessária para implantação, os caudais afluentes e efluentes, os parâmetros climáticos e o cumprimento dos valores-limite de emissão. Com base nesses elementos, foram definidos critérios de entrada e de saída, que estruturaram a lógica comparativa da metodologia.

A aplicação da metodologia a três casos de estudo reais, demonstrou a sua eficácia e coerência. Em todos os casos, as soluções obtidas através da metodologia coincidiram com aquelas previamente consideradas viáveis pela entidade parceira, o que valida a sua aplicabilidade e fiabilidade em situações reais de planeamento e dimensionamento. Embora os casos de estudo apresentassem diferenças significativas ao nível das condições climáticas, da área disponível ou dos parâmetros afluentes, todos se referem a contextos de pequena escala, servindo populações reduzidas e tratando caudais baixos. Por este motivo, recomenda-se que a metodologia seja testada futuramente em cenários com maior dimensão populacional, de forma a avaliar a sua adaptabilidade a realidades mais complexas.

Para além da construção de uma ferramenta prática de apoio à tomada de decisão, pretende-se que esta dissertação contribua para a valorização dos sistemas naturais de tratamento enquanto soluções sustentáveis, particularmente adequadas a aglomerados de pequena dimensão. Reforça-se ainda a importância de adequar as soluções de saneamento às especificidades locais, promovendo uma gestão mais eficiente, resiliente e ambientalmente responsável das águas residuais. A par disso, a proposta de seleção apresentada está alinhada com os princípios definidos no ODS 6, definido pela ONU, contribuindo para a implementação de soluções de saneamento seguras, acessíveis e ambientalmente sustentáveis.

5.2. TRABALHOS FUTUROS

Apesar dos resultados promissores, a metodologia proposta pode ainda ser aprofundada e expandida em trabalhos futuros, visto que esta análise de viabilidade apenas foi aplicada para pequenos aglomerados populacionais, e em território nacional.

Sugiro que esta seja testada em condições distintas das apresentadas nos presentes casos de estudo analisados, nomeadamente em localidades com maior dimensão populacional, onde os constrangimentos técnicos e legais assumem maior complexidade. Além disso, o aumento do número de casos de estudo analisados, abrangendo regiões com características distintas entre si, permitiria reforçar a viabilidade da metodologia e validar os critérios de seleção estabelecidos numa perspetiva mais generalista.

A nível internacional, seria necessário adaptar os valores limite de emissão (VLE) tal como outros parâmetros legais aos enquadramentos regulatórios de cada país, bem como considerar eficiências de remoção realistas baseadas em dados técnicos regionais. Esta adaptação permitiria explorar a aplicabilidade da metodologia fora do contexto português e potenciar a sua utilização em políticas de saneamento sustentável noutros territórios.

Adicionalmente, caso a metodologia se revele, após maior validação, como uma ferramenta fiável e eficaz, recomenda-se o desenvolvimento de uma ferramenta digital, que permitiria a automatização do processo de seleção, tornando-o acessível, não só a projetistas, como também a quem não tem formação especializada na área. Poderiam ainda ser incluídas interfaces de introdução de dados locais, visualização de resultados comparativos e recomendações automáticas baseadas nos critérios definidos. Por fim, a futura integração de variáveis económicas (como custos detalhados de investimento, operação e manutenção) e critérios de sustentabilidade mais específicos (como a pegada ecológica ou a aceitação social) permitirá transformar esta metodologia numa ferramenta ainda mais abrangente, multidisciplinar e alinhada com os desafios da gestão moderna das águas residuais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- «Activated Sludge». s.d. *Seven Seas Water Corporation* (blog). Acedido a 20 de junho de 2025. <https://sevenseaswater.com/activated-sludge/>.
- «Agência Portuguesa do Ambiente». s.d. Acedido a 20 de junho de 2025. <https://apambiente.pt/agua/legislacao-comunitaria>.
- «Água Potável e Saneamento • ODS - BCSD Portugal». s.d. Acedido a 20 de junho de 2025. <https://ods.pt/objectivos/6-agua-e-saneamento/>.
- Ambiente, Ministério Do. 1998. «Decreto-lei 236/98, de 1 de Agosto». *Diários da República*. 1 de agosto de 1998. <https://dre.tretas.org/dre/94857/decreto-lei-236-98-de-1-de-agosto>.
- «APA realiza sessão sobre nova DARU». 2025. 7 de março de 2025. <https://apambiente.pt/destaque2/apa-realiza-sessao-sobre-nova-daru>.
- Berg, Mine, e Martha Sutula. 2015. *Factors Affecting Growth of Cyanobacteria*.
- Boettcher, Pete, e Josh Viall. 2020. *BASIC LAGOON WASTEWATER TREATMENT MANUAL*.
- Calabrò, Paolo S., Domenica Pangallo, e Demetrio Antonio Zema. 2024. «Wastewater Treatment in Lagoons: A Systematic Review and a Meta-Analysis». *Journal of Environmental Management* 359 (maio):120974. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120974>.
- Carvalho, D. 2024. «High-Resolution Surface Temperature Changes for Portugal under CMIP6 Future Climate Scenarios». *Scientific Reports* 14 (1): 17209. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-67996-6>.
- Carvalho, José Daniel Cavalcante. 2023. «SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO PARA REÚSO DE ÁGUA». UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA.
- «Colombian Plants Made Accessible». s.d. *Plants of the World Online*. Acedido a 14 de junho de 2025. <http://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:836870-1>.
- Datta, Aviraj, Hari Om Singh, Santhosh Kumar Raja, e Sreenath Dixit. 2021. «Constructed Wetland for Improved Wastewater Management and Increased Water Use Efficiency in Resource Scarce SAT Villages: A Case Study from Kothapally Village, in India». *International Journal of Phytoremediation* 23 (10): 1067–76. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1876627>.
- Desye, Belay, Biniam Belete, Embay Amare Alemseged, Yonas Angaw, e Zinabu Asfaw Gebrezgi. 2022. «Evaluation of Waste Stabilization Pond Efficiency and Its Effluent Water Quality: A Case Study of Kito Furdisa Campus, Jimma University, Southwest Ethiopia». Editado por Maria C. Yebra-Biurrun. *The Scientific World Journal* 2022 (maio):1–9. <https://doi.org/10.1155/2022/2800034>.
- Dias, Fernando Silva, João Paulo Alves do Nascimento, e Janaína Moreira de Meneses. 2016. «Aplicação de macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico» V.2 (1): 106–15.
- Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de. 2000. OJ L. Vol. 327. <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/por>.*
- Directiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Dezembro de. 2008. OJ L. Vol. 348. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj/por>.*
- Directiva 2010/75/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de Novembro de. 2010. OJ L. Vol. 334. <http://data.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj/por>.*
- Directiva 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Dezembro de. 2006. OJ L. Vol. 372. <http://data.europa.eu/eli/dir/2006/118/oj/por>.*
- «Diretiva 91/271/CEE do Conselho». 1991, maio, 18.

- Diretiva (UE) 2024/3019 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de novembro de 2024.
- Environmental Protection Agency. 2024. *Urban Wastewater Treatment in 2023*. Ireland.
- Fan, Ying, Xudong Wu, Ling Shao, Mengyao Han, Bin Chen, Jing Meng, Ping Wang, e Guoqian Chen. 2021. «Can Constructed Wetlands Be More Land Efficient than Centralized Wastewater Treatment Systems? A Case Study Based on Direct and Indirect Land Use». *Science of The Total Environment* 770 (maio):144841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144841>.
- Ferreira, JÉSSICA ANDREIA GONÇALVES DO VALE. 2021. «SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS». Instituto Politécnico de Setúbal - Escola Superior de Tecnologia do Barreiro.
- «Flora-On | Flora de Portugal». s.d. Acedido a 14 de junho de 2025. <https://flora-on.pt/?q=Egeria>.
- Flores, Laura, Joan García, Rocío Pena, e Marianna Garfi. 2019. «Constructed Wetlands for Winery Wastewater Treatment: A Comparative Life Cycle Assessment». *Science of The Total Environment* 659 (abril):1567–76. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.348>.
- Flores, Laura, Marianna Garfi, Rocío Pena, e Joan García. 2021. «Promotion of Full-Scale Constructed Wetlands in the Wine Sector: Comparison of Greenhouse Gas Emissions with Activated Sludge Systems». *Science of The Total Environment* 770 (maio):145326. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145326>.
- «Formas biológicas das plantas Aquáticas». 2022. 27 de dezembro de 2022. <https://www.aquaa3.com.br/plantas-aquaticas/>.
- García, Joan, Diederik P. L. Rousseau, Jordi Morató, Els Lesage, Victor Matamoros, e Josep M. Bayona. 2010. «Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 40 (7): 561–661. <https://doi.org/10.1080/10643380802471076>.
- Garfi, Marianna, Laura Flores, e Ivet Ferrer. 2017. «Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Systems for Small Communities: Activated Sludge, Constructed Wetlands and High Rate Algal Ponds». *Journal of Cleaner Production* 161 (setembro):211–19. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.116>.
- G.D, GIKAS, e TSIHRINTZIS V.A. 2014. «Stabilization Pond Systems for Wastewater Treatment: Facility Costs and Environmental Footprint Assessment». *Global NEST Journal* 16 (2): 374–84. <https://doi.org/10.30955/gnj.001279>.
- Gil, Livia Garcia. 2014. «NATURAL SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT IN WARM CLIMATE REGIONS». UPC BARCELONATECH.
- «Google Earth». s.d. Acedido a 16 de junho de 2025. <https://earth.google.com/web/search/Penedo+Gordo,+Beja/@37.98344844,-7.91796257,193.04024154a,1765.4258763d,35y,0h,0t,0r/data=Cn8aURJLCiMweGQxYTcyMzVjNTk3NGYwMzoweGEwMGViYzA0ZjdmYzE2MBICvwAMFf5CQCEsTQC0nKofwCoSUGVuZWRvIEdvcmRvLCBCZWphGAIGASImCiQJnWfPxp4FQ0ARcZ8-TIoDQ0AZuRyQ7MHWIMAhCkLwz4jdIMBCAggBOgMKATBCAggASgcIjqPiXxAA>.
- Hendy, Ibrahim, Martina Zelenakova, Katarzyna Pietrucha-Urbanik, Yasser Salama, e Mohamed Abu-hashim. 2023. «Decentralized Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Rural and Remote Areas of Semi-Arid Regions». *Water* 15 (12): 2281. <https://doi.org/10.3390/w15122281>.

- Jayswal, Nikita, e Jorge Rodríguez. 2021. «Effect of Temperature and Loading Frequency on the Performance of Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands: Modelling Study Using HYDRUS». *Bioengineering*. <https://doi.org/10.1101/2021.03.25.436912>.
- Ji, Mingde, Zhen Hu, Chenglin Hou, Huaqing Liu, Huu Hao Ngo, Wenshan Guo, Shaoyong Lu, e Jian Zhang. 2020. «New Insights for Enhancing the Performance of Constructed Wetlands at Low Temperatures». *Bioresource Technology* 301 (abril):122722. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122722>.
- Kadlec, Robert H., e Scott D. Wallace. 2009. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Lam, Vinh Son, Thi Cuc Phuong Tran, Thi-Dieu-Hien Vo, Dinh Duc Nguyen, e Xuan Cuong Nguyen. 2024. «Meta-Analysis Review for Pilot and Large-Scale Constructed Wetlands: Design Parameters, Treatment Performance, and Influencing Factors». *Science of The Total Environment* 927 (junho):172140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172140>.
- Lesiv, M. S., Ivan Franko National University of Lviv, Ukraine, H. L. Antonyak, e Ivan Franko National University of Lviv, Ukraine. 2020. «Aquatic Macrophytes: Ecological Features and Functions». *Studia Biologica* 14 (2): 79–94. <https://doi.org/10.30970/sbi.1402.619>.
- Lüderitz, V., e F. Gerlach. 2002. «Phosphorus Removal in Different Constructed Wetlands». *Acta Biotechnologica* 22 (1–2): 91–99. [https://doi.org/10.1002/1521-3846\(200205\)22:1/2<91::AID-ABIO91>3.0.CO;2-5](https://doi.org/10.1002/1521-3846(200205)22:1/2<91::AID-ABIO91>3.0.CO;2-5).
- Lutta, Valery Osimbo, Josiah Adetayo Adeyemo, e Basil T.I. Ong'or. 2022. «Performance of Wastewater Stabilization Ponds: A Case Study of Nzoia Sugar Factory Wastewater Treatment Plant, Kenya». *International Journal of Civil Engineering* 9 (5): 20–26. <https://doi.org/10.14445/23488352/IJCE-V9I5P104>.
- Macário, Miguel, Artur Saraiva, Ericka Ferreira, Luís Filipe Ferreira, e Margarida Oliveira. 2018. «LEITOS HÚMIDOS CONSTRUÍDOS COMO ALTERNATIVA AOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS CONVENCIONAIS – REVISÃO» VI (3): 83–97.
- Mangangka, Isri R., Prasanna Egodawatta, Nathaniel Parker, Ted Gardner, e Ashantha Goonetilleke. 2013. «Performance Characterisation of a Constructed Wetland». *Water Science and Technology* 68 (10): 2195–2201. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.476>.
- Mara, D.D., e M.L. Johnson. 2007. «Waste Stabilization Ponds and Rock Filters: Solutions for Small Communities». *Water Science and Technology* 55 (7): 103–7. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.133>.
- Marques, José Alfeu Almeida de Sá, e Joaquim José Oliveira de Sousa. 2011. *Hidráulica urbana: sistemas de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais*. 3ª ed. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra.
- Matos, Rita Ventura, Filipa Ferreira, e José Saldanha Matos. 2023. «Guia Técnico - Sistemas de Saneamento de Pequenos Aglomerados Populacionais».
- Mavioso, Joana Ferreira. 2010. «Tratamento de águas residuais através de Leitos de Macrófitas». Universidade Técnica de Lisboa.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE. 1997. «DIÁRIO DA REPÚBLICA — I SÉRIE-A - Decreto-Lei n.º 152/97», junho.
- . 1998. *DIÁRIO DA REPÚBLICA — I SÉRIE-A -Decreto-Lei n.º 348/98*.
- Monte, Helena Marecos do, Maria Teresa Santos, e Ana Maria Barreiros. 2018. *TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO*. Lisboa.

- Mota, Helen Regina. 2020. *Macrófitas aquáticas: caracterização e importância em reservatórios hidrelétricos*. Cemig.
- Nagarajan, Dillirani, Adi Kusmayadi, Hong-Wei Yen, Cheng-Di Dong, Duu-Jong Lee, e Jo-Shu Chang. 2019. «Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes». *Bioresource Technology* 289 (outubro):121718. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121718>.
- Nam, Tran Sy, Huynh Van Thao, Nguyen Trong Luan, Nguyen Phuong Duy, e Nguyen Van Cong. 2022. «Optimizing Hydraulic Retention Time and Area of Biological Settling Ponds for Super-Intensive Shrimp Wastewater Treatment Systems». *Water* 14 (6): 932. <https://doi.org/10.3390/w14060932>.
- Nozaic, D. J., e S. Freese. 2010. *Process Design Guide for Small Wastewater Works: Report to the Water Research Commission*. Gezina [Pretoria]: Water Research Commission.
- Oliveira, Edilene Soraia Gonçalves de. 2018. «Contribuição para a avaliação da viabilidade de reutilização de águas residuais tratadas para produção de água para o consumo humano. Estudo de Caso: Mindelo, São Vicente (Cabo Verde)». Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa.
- Online, DOL-Diário. 2021. «Planta e arbusto encontrados no Pará podem ser utilizados para produção de bioenergia». Text.homepage.institucional. DOL - Diário Online. Mundiware Elite CS. 25 de fevereiro de 2021. <https://dol.com.br/noticias/brasil/641028/planta-e-arbusto-encontrados-no-para-podem-ser-utilizados-para-producao-de-bioenergia>.
- Paerl, Hans W., e Jef Huisman. 2009. «Climate Change: A Catalyst for Global Expansion of Harmful Cyanobacterial Blooms». *Environmental Microbiology Reports* 1 (1): 27–37. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x>.
- Retta, Berhan, Elio Coppola, Claudia Ciniglia, e Eleonora Grilli. 2023. «Constructed Wetlands for the Wastewater Treatment: A Review of Italian Case Studies». *Applied Sciences* 13 (10): 6211. <https://doi.org/10.3390/app13106211>.
- Samal, Kundan, Satya Ranjan Samal, Soumyaranjan Senapati, Alok Kumar Panda, e Narala Gangadhara Reddy. 2025. «A Review of the Impact of Climatic Factors on the Performance of Oxidation Pond (OP) and Its Linkage to the Circular Economy». *Air, Soil and Water Research* 18 (maio):11786221251336835. <https://doi.org/10.1177/11786221251336835>.
- Santos, Cristina. 2023. *Tratamento de Água e de Águas Residuais: Manual de Apoio*. FEUP. <https://doi.org/10.24840/978-972-752-302-3>.
- Santos, Rodrigo José Atalaia dos. 2016. «Desempenho de leitos de macrófitas para o tratamento de efluentes». Técnico de Lisboa.
- Shaheen, Mohamed N. F., Elmahdy Mohamed Elmahdy, Neveen M. Rizk, Sayeda M. Abdo, Nahla A. Hussein, Asmaa Elshershaby, Yasser E. Shahein, et al. 2024. «Evaluation of Physical, Chemical, and Microbiological Characteristics of Waste Stabilization Ponds, Giza, Egypt». *Environmental Sciences Europe* 36 (1): 170. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00965-y>.
- Sperling, Marcos von. 2007. *Waste Stabilisation Ponds*. Biological Wastewater Treatment Series, volume 3. London: IWA Publishing.
- Tilley, Elizabeth, Lukas Ulrich, Christoph Lüthi, Philippe Reymond, e Christian Zurbrügg. 2014. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies - 2nd revised edition*. 2ª.
- U.S. EPA. 2004. *Municipal Wastewater and Sludge Treatment*.
- Vaz, Teresa do Carmo Gregório. 2021. «Movimentos de vertente desencadeados pela precipitação em Portugal continental». UNIVERSIDADE DE LISBOA.

- Verbyla, Matthew E., Marcos Von Sperling, e Ynoussa Maiga. 2017. «Waste Stabilization Ponds». Em *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*, por Michigan State University, Joan B. Rose, Blanca Jiménez Cisneros, e UNESCO - International Hydrological Programme. Michigan State University. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.65>.
- Vymazal, Jan. 2010. «Constructed Wetlands for Wastewater Treatment». *Water* 2 (3): 530–49. <https://doi.org/10.3390/w2030530>.
- WISE FRESH WATER. 2025. «Country Profiles on Urban Waste Water Treatment». 25 de abril de 2025. <https://water.europa.eu/freshwater/countries/uwwt>.
- Xia, Biqing, Sisi Li, Wangzheng Shen, Menghan Mi, Yanhua Zhuang, e Liang Zhang. 2024. «Sewage Leakage Challenges Urban Wastewater Management as Evidenced by the Yangtze River Basin of China». *Npj Clean Water* 7 (1): 99. <https://doi.org/10.1038/s41545-024-00388-5>.