



# Futuros Desafios Impostos às Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas pela Nova Diretiva Europeia (UE) 2024/3019

JULIANA DANIELA DA ROCHA SILVA

julho de 2025

# **Futuros Desafios Impostos às Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas pela Nova Diretiva Europeia (UE) 2024/3019**

Juliana Daniela da Rocha Silva

**Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Química,  
Área de Especialização em Energia e Biorrefinaria**

**Orientação:**

Engenheira Leonilde Cristina Morais  
Engenheira Sónia Figueiredo

**Júri:**

Presidente:

Anabela Maria Fonseca de Moura, Professor Adjunto, Instituto Superior de Engenharia do Porto

Vogais:

Leonilde Cristina de Pinho Morais, Professor Adjunto, Instituto Superior de Engenharia do Porto

Maria Manuela Barbosa Correia, Professor Adjunto, Instituto Superior de Engenharia do Porto



## Resumo

A presente dissertação tem como objetivo analisar os impactos da nova Diretiva (UE) 2024/3019 sobre o tratamento de águas residuais urbanas, com especial destaque nas exigências associadas às etapas de tratamento terciário e quaternário. Esta diretiva reforça a necessidade de remover nutrientes, e também micropoluentes, como produtos farmacêuticos e cosméticos, cuja presença crescente nos corpos de água representa riscos significativos para os ecossistemas e para a saúde pública.

O presente estudo incluiu a análise de parâmetros de monitorização exigidos, das metas de redução impostas pela diretiva e dos processos atualmente disponíveis para dar resposta a esses desafios. Foram avaliados processos avançados, como os processos de separação por membranas, adsorção em carvão ativado e oxidação avançada, identificando-se as suas vantagens, limitações e barreiras económicas e operacionais à sua implementação em larga escala.

Destaca-se também a reutilização da água como alternativa sustentável, em linha com os princípios da economia circular e a gestão eficiente dos recursos hídricos. A valorização da água tratada, promovida pela Diretiva, representa uma oportunidade para a redução do impacto ambiental e para a resiliência dos sistemas urbanos.

Para além da análise legislativa, o estudo permitiu identificar soluções técnicas viáveis e propor abordagens integradas de tratamento, reforçando a necessidade de investimentos em inovação e adaptação tecnológicas em estações de tratamento de águas residuais, com vista ao cumprimento dos objetivos ambientais futuros.

**Palavras-chave:** Micropoluentes; Microrganismos; Nutrientes; Reutilização de água; Tratamento quaternário; Tratamento terciário.



## **Abstract**

This dissertation aims to analyze the impacts of the new Directive (EU) 2024/3019 on urban wastewater treatment, with a special focus on the requirements associated with tertiary and quaternary treatment stages. This directive reinforces the need to remove nutrients, and also micropollutants, such as pharmaceutical compounds and cosmetics, whose increasing presence in water bodies poses significant risks to ecosystems and public health.

This study included the analysis of required monitoring parameters, the reduction targets imposed by the directive, and the processes currently available to address these challenges. Advanced processes, such as membrane separation processes, activated carbon adsorption, and advanced oxidation, were evaluated, identifying their advantages, limitations, and economic and operational barriers to their large-scale implementation.

Water reuse is also highlighted as a sustainable alternative, in line with the principles of the circular economy and efficient water resource management. The recovery of treated water, promoted by the Directive, represents an opportunity to reduce environmental impact and to the resilience of urban systems.

In addition to the legislative analysis, the study identified viable technical solutions and proposed integrated treatment approaches, reinforcing the need for investment in innovation and technological adaptation in wastewater treatment plants to meet future environmental objectives.

**Keywords:** Microorganisms; Micropollutants; Nutrients; Quaternary treatment; Tertiary treatment; Water reuse.



## **Agradecimentos**

No terminar de uma etapa tão importante como esta, não poderia deixar de expressar o meu mais sincero agradecimento a todos aqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização desta dissertação.

Em primeiro lugar, agradeço à Engenheira Cristina Morais e à Engenheira Sónia Figueiredo, pela oportunidade de desenvolver este tema, pela orientação dedicada e pela partilha de conhecimento. A disponibilidade e apoio foram fundamentais para a concretização deste trabalho.

Aos meus pais, e especialmente à minha irmã, um agradecimento especial por todo o amor, apoio e incentivo incondicional que sempre me deram. Foram, e continuam a ser, o meu maior pilar, motivando-me a seguir em frente mesmo nos momentos mais desafiantes.

Ao Tomás, ao Pedro e ao Fausto, obrigada pelas conversas, pelas noites de estudo (e também de festa), pela amizade e pelo ambiente tão positivo que criamos ao longo destes anos. Foram, sem dúvida, uma parte essencial desta jornada.

A todos os que, de alguma forma, fizeram parte deste caminho – seja com uma palavra de apoio, um gesto de amizade ou simplesmente pela presença – deixo o meu mais sincero obrigada.

Este trabalho recebeu apoio financeiro de fundos nacionais portugueses Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) e Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior (MCTES) através do projeto UID/50006-Laboratório Associado para a Química Verde-Tecnologias e Processos Limpos. E também do projeto BioReset (ref. BiodivRestore-406 | DivRestore/0002/2020) financiado pela FCT e BiodivRestore Joint Call 2020-2021, integrado no programa de investigação e inovação Horizonte 2020 da União Europeia, Programa ao abrigo do acordo de subvenção n.º 101003777

(<http://doi.org/10.54499/DivRestore/0002/2020>). E pretende contribuir para o projeto “WISE-Melhorar a água para um ambiente mais seguro” (referência COMPETE2030-FEDER-00841800, operação nº 1709, Aviso para Apresentação de Candidaturas n.º MPr-2023-12), com apoio financeiro FEDER e por fundos nacionais FCT/MCTES.

## Índice Geral

1. Introdução .....	1
1.1 Enquadramento .....	1
1.2 Objetivos da dissertação .....	1
1.3 Estrutura e organização da dissertação.....	2
2. Contextualização e Aplicação da Diretiva (UE) 2024/3019 .....	3
2.1 Enquadramento Estratégico Europeu .....	3
2.2 Principais Aspetos da Diretiva .....	4
3. Tratamento de Águas Residuais no Âmbito da Diretiva (UE) 2024/3019.....	9
3.1 Etapas e Objetivos do Tratamento das Águas Residuais .....	9
3.2 Monitorização e Parâmetros de descarga .....	11
3.3 Tratamento Terciário.....	13
3.4 Tratamento Quaternário .....	14
4. Processos utilizados no tratamento terciário e quaternário .....	17
4.1 Tratamentos terciários aplicáveis à remoção de microrganismos e nutrientes..	17
4.1.1 Radiação UV.....	18
4.1.2 Ozonização .....	19
4.1.3 Processos de Remoção de Nutrientes .....	21
4.1.3.1 Remoção de Azoto: nitrificação/desnitrificação.....	21
4.1.3.2 Remoção de Fósforo: precipitação química .....	23
4.1.3.3 Remoção de Azoto e Fósforo: processo A2O.....	25

4.2 Tratamentos quaternários aplicáveis à remoção de micropoluentes.....	27
4.2.1 Processos de Separação por Membranas .....	29
4.2.2 Adsorção em Carvão Ativado .....	33
4.2.3 Processos de Oxidação Avançada .....	35
4.2.3.1 UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	37
4.2.3.2 Ozonização Catalítica .....	38
4.3 Reutilização da água .....	39
5. Conclusões e Propostas de trabalho futuro.....	45
Bibliografia .....	47
Anexo .....	53

## **Índice de Figuras**

Figura 2.1 Evolução da legislação europeia sobre o tratamento de águas residuais urbanas até à Diretiva (UE) 2024/3019. ....	3
Figura 3.1 Fluxograma simplificado das principais etapas de tratamento numa ETAR.....	10
Figura 4.1 Esquema representativo do processo A2O (adaptado de [20]).	26
Figura 4.2 Análise da evolução dos estudos sobre remoção de micropoluentes entre 2010 e 2024 (adaptado de [22]). ....	29
Figura 4.3 Principais tipos de POA (adaptado de [21]). ....	36



## **Índice de Tabelas**

Tabela 3.1 Frequências de amostragem (adaptado de [7]).....	11
Tabela 3.2 Parâmetros de descarga (adaptado de [7]). .....	12
Tabela 3.3 Parâmetros de concentração e redução no tratamento de águas residuais por equivalente de população (adaptado de [7]).....	13
Tabela 3.4 Exigências de redução para substâncias em baixas concentrações (adaptado de [7]). .....	15
Tabela 4.1 Principais processos utilizados no tratamento terciário de águas residuais.	18
Tabela 4.2 Principais vantagens e desvantagens do processo de radiação UV (adaptado de [10]). .....	19
Tabela 4.3 Principais vantagens e desvantagens do processo de ozonização (adaptado de [10]). .....	20
Tabela 4.4 Vantagens e desvantagens dos diferentes tipos de precipitação química na remoção de fósforo (adaptado de [10]). .....	25
Tabela 4.5 Principais processos utilizados no tratamento quaternário de águas residuais. ....	29
Tabela 4.6 Classificação dos processos de membrana segundo o tamanho de poros e características (adaptado de [10]).....	30
Tabela 4.7 Tipo de degradação da membrana e respetiva causa. ....	31
Tabela 4.8 Principais vantagens e desvantagens dos processos de membranas (adaptado de [10]).....	33
Tabela 4.9 Fatores que afetam a capacidade de adsorção do carvão ativado e respetivo efeito [25].....	34
Tabela 4.10 Principais vantagens da reutilização da água (adaptado de [36]).....	40



## **Nomenclatura**

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio ao fim de cinco dias

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

COT – Carbono Orgânico Total

CQO – Carência Química de Oxigénio

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

MF - Microfiltração

NF – Nanofiltração

OD – Oxigénio Dissolvido

OI – Osmose Inversa

PAEC – Plano de Ação para a Economia Circular

POA – Processos de Oxidação Avançada

SST – Sólidos Suspensos Totais

UE – União Europeia

UF – Ultrafiltração

UV – Ultravioleta

VLE – Valores Limite de Emissão



## **1. Introdução**

### **1.1 Enquadramento**

A gestão eficiente das águas residuais urbanas é fundamental para a proteção ambiental, da saúde pública e para a sustentabilidade dos recursos hídricos. Com os crescentes desafios associados às alterações climáticas, urbanização e escassez de água, torna-se imperativo adotar soluções mais eficazes para o tratamento e valorização das águas residuais.

Neste sentido, a União Europeia (UE) atualizou a legislação existente, dando origem à Diretiva (UE) 2024/3019. Esta nova legislação reforça os requisitos técnicos e ambientais aplicáveis às Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), introduzindo medidas mais rigorosas para o controlo da poluição, garantir a qualidade da água tratada, promover a reutilização e consolidar o compromisso com a economia circular [7].

Esta dissertação insere-se neste enquadramento, procurando analisar os impactos e as aplicações da Diretiva na operação das ETAR e na qualidade das águas residuais tratadas.

### **1.2 Objetivos da dissertação**

No atual contexto de transição ecológica e face à crescente exigência legislativa da União Europeia (UE), a gestão das águas residuais urbanas enfrenta novos desafios. A Diretiva (UE) 2024/3019 introduz alterações significativas, impondo requisitos mais exigentes no que diz respeito à remoção de nutrientes e de micropoluentes, com especial destaque nos produtos farmacêuticos e cosméticos. Neste enquadramento, a presente dissertação tem como principais objetivos a avaliação da aplicação dos tratamentos terciários e quaternários, bem como a investigação e o desenvolvimento de estratégias eficazes para a remoção de micropoluentes presentes nas águas residuais urbanas.

Paralelamente, é também objetivo analisar o potencial da reutilização da água como uma alternativa sustentável, alinhada com os princípios da economia circular e com a necessidade crescente de otimização dos recursos hídricos disponíveis.

Ao integrar estas vertentes, reforça-se a importância de um planeamento eficiente da gestão da água, que não considere apenas a sua disponibilidade e qualidade, mas também a sua importância.

### **1.3 Estrutura e organização da dissertação**

A presente dissertação encontra-se organizada por capítulos.

Após este capítulo introdutório, onde se fez um breve enquadramento do tema e se apresentaram os objetivos do trabalho, segue-se o Capítulo 2, onde se apresenta uma contextualização da nova Diretiva (UE) 2024/3019, com destaque para o enquadramento estratégico europeu, os principais objetivos da diretiva e as principais alterações introduzidas face à legislação anterior.

O Capítulo 3 aborda as etapas do tratamento das águas residuais, com destaque para os tratamentos terciário e quaternário. São também analisados os parâmetros de qualidade exigidos e a relevância destas etapas para a proteção dos recursos hídricos.

O Capítulo 4 apresenta uma descrição dos diferentes processos utilizados nas etapas de tratamento terciário, nomeadamente os processos aplicados à remoção de nutrientes e microrganismos, e tratamento quaternário destinado à eliminação de micropoluentes. São analisados os mecanismos de ação, vantagens, limitações e o potencial de aplicação de cada tipo de processo. Além disso, o capítulo também aborda a temática da reutilização da água, destacando a sua importância crescente em contextos de escassez hídrica e sustentabilidade ambiental.

O Capítulo 5 reúne as principais conclusões obtidas ao longo do trabalho e propõe direções para investigação e implementação futura de soluções mais eficientes e sustentáveis.

Por fim, no anexo encontra-se a Declaração de Integridade relativamente ao trabalho realizado.

## 2. Contextualização e Aplicação da Diretiva (UE) 2024/3019

### 2.1 Enquadramento Estratégico Europeu

Perante a ameaça das alterações climáticas e da degradação ambiental, tanto para a Europa como para o mundo, a UE tem vindo a reforçar o seu compromisso na construção de um futuro mais sustentável. As alterações climáticas representam um desafio global que exige uma ação urgente, de forma a reduzir os impactos ambientais e garantir a proteção dos recursos naturais. Em resposta a esses desafios, a UE tem implementado políticas e estratégias para mitigar os efeitos das alterações climáticas e promover a transição para uma economia mais verde, o que se reflete na evolução legislativa apresentada na figura 2.1.

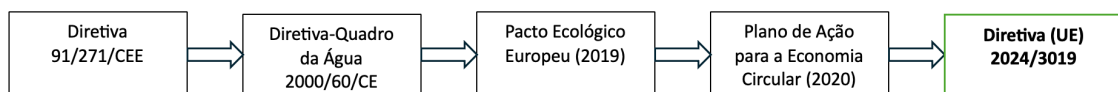


Figura 2.1 Evolução da legislação europeia sobre o tratamento de águas residuais urbanas até à Diretiva (UE) 2024/3019.

O Pacto Ecológico Europeu surge em 2019 como um plano estratégico que inclui um conjunto de medidas que visam transformar a UE numa economia moderna, eficiente e competitiva, com o objetivo de atingir a neutralidade climática até 2050 [1]. Este pacto não se limita à redução das emissões de gases com efeito de estufa, mas propõe também uma reestruturação das práticas económicas e industriais, promovendo um novo modelo económico assente na sustentabilidade. No PAE encontra-se o conceito de economia circular, que procura maximizar o tempo de vida útil dos produtos através da sua reutilização, reparação e reciclagem, evitando o desperdício e promovendo a conservação dos recursos naturais. Paralelamente, impulsiona a transição para uma indústria mais limpa e a criação de um ambiente mais saudável [2].

Integrado neste enquadramento, o Plano de Ação para a Economia Circular (PAEC) desempenha um papel fundamental na concretização dos objetivos estabelecidos pelo Pacto Ecológico Europeu. Este plano tem como objetivo a transição

de um modelo económico linear, caracterizado pela produção, consumo e descarte, para um modelo circular, em que o ciclo da vida dos produtos é prolongado e os recursos são utilizados de forma mais eficiente. Através do PAEC, a Comissão Europeia compromete-se a explorar a viabilidade de definir um “espaço de manobra seguro” para a utilização dos recursos naturais, nomeadamente água, biomassa, metais e minerais, assegurando que o consumo permaneça dentro dos limites estabelecidos [3].

Simultaneamente, a crescente intensificação dos efeitos das alterações climáticas exige uma maior adaptação às novas realidades climáticas. Nesse sentido, a Nova Estratégia da UE para a Adaptação às Alterações Climáticas, lançada pela Comissão Europeia, estabelece um conjunto de ações para mitigar os impactos das alterações climáticas em diversas áreas. Esta estratégia traça uma linha de ação para preparar e responder de forma eficaz às consequências previsíveis e crescentes das alterações climáticas [4].

No seguimento deste compromisso ambiental, e face à necessidade crescente de reforçar a gestão das águas residuais e incentivar a sua reutilização, têm surgido questões no que diz respeito ao tratamento e valorização. Nesse contexto, a UE procedeu à revisão da Diretiva 91/271/CEE refletindo a necessidade de adaptar a regulamentação europeia à nova realidade ambiental. Esta revisão veio ampliar os requisitos aplicáveis ao tratamento das águas residuais, com o objetivo de otimizar a gestão dos recursos hídricos e minimizar os impactos ambientais associados à sua descarga.

## **2.2 Principais Aspetos da Diretiva**

A água é um recurso essencial, insubstituível e vital para a vida, devendo ser considerada numa perspetiva integrada que contempla as dimensões social, económica e ambiental [7]. No tratamento de águas residuais urbanas, torna-se imperativo não só garantir a sua descontaminação, mas também garantir a sua qualidade para possíveis formas de reutilização e ter em consideração o impacto ambiental associado ao seu ciclo de uso.

A Diretiva (UE) 2024/3019 reformula a legislação europeia sobre o tratamento de águas residuais urbanas, alterando a Diretiva 91/271/CEE. Esta revisão tem como

objetivos contribuir para a proteção da saúde pública, em conformidade com a abordagem “Uma Só Saúde” – que reconhece a interligação entre a saúde humana, animal, vegetal e ambiental-, reforçar as sinergias com a adaptação às alterações climáticas e impulsionar ações para restaurar os ecossistemas urbanos através de um planeamento integrado da gestão das águas residuais urbanas. Adicionalmente, procura reduzir progressivamente as emissões de gases com efeito de estufa provenientes das atividades de recolha e tratamento de águas residuais urbanas, através de uma maior diminuição das emissões de azoto, da promoção da eficiência energética e da produção de energias renováveis, contribuindo assim para a neutralidade climática até 2050 [7].

Um dos principais avanços desta revisão é a expansão da sua aplicação, passando a abranger todas as aglomerações urbanas com um equivalente de população (e.p.) igual ou superior a 1000, em vez do limiar de 2000 e.p. definido na legislação anterior. Isto significa que pequenas localidades, anteriormente excluídas, passam agora a estar sujeitas a regras mais rigorosas para garantir um tratamento mais eficaz das águas residuais [7].

De forma a prevenir a poluição e evitar descargas de águas residuais urbanas não tratadas no meio ambiente, todas as águas residuais provenientes de aglomerações com um e.p. igual ou superior a 1000 deverão ser recolhidas em sistemas coletores. No entanto, caso se demonstre que a criação destes sistemas não trará quaisquer benefícios ambientais ou para a saúde humana, ou se os custos forem excessivos, os Estados-Membros podem optar pela utilização de sistemas individuais, desde que garantam o mesmo nível de proteção ambiental e sanitária [7].

As descargas de tempestade e o escoamento urbano constituem fontes significativas de poluição. Dado que estes fenómenos tendem a intensificar-se no futuro, os Estados-Membros devem garantir a implementação de planos integrados de gestão das águas residuais urbanas a nível local. Esses planos devem ser aplicados a todas as aglomerações com um e.p. igual ou superior a 100 000, uma vez que estas são responsáveis por uma parte significativa da poluição emitida [7].

Desde a implementação da Diretiva 91/271/CEE, registou-se uma redução significativa das emissões de azoto e fósforo, dois elementos que, ao serem libertados no meio ambiente, provocam a eutrofização das massas de água. Contudo, os valores limite de emissão estabelecidos para estas substâncias nas estações de tratamento de maiores dimensões encontram-se desatualizados. Assim, nesta revisão, o tratamento terciário deverá ser aplicado em todas as estações de tratamento que sirvam um e.p. igual ou superior a 150 000, uma vez que estas representam uma fonte significativa de descarga de fósforo e azoto [7]. Reforçar os valores limite e identificar de forma mais coerente e rigorosa as zonas sensíveis à eutrofização, aliados à obrigatoriedade do tratamento terciário contribuirão para mitigar este problema ambiental.

Para além do tratamento terciário, a Diretiva prevê a aplicação de um tratamento adicional – o tratamento quaternário – em estações de tratamento de grandes dimensões, com o objetivo de remover uma vasta gama de micropoluentes que não são totalmente eliminados nos tratamentos anteriores (primário, secundário e terciário). Estes compostos, mesmo em concentrações muito baixas, podem representar riscos significativos para o ambiente e para a saúde pública, sendo que a maioria tem origem em produtos farmacêuticos e cosméticos. O tratamento quaternário deverá focar-se, especialmente, na remoção de micropoluentes orgânicos. De acordo com a Diretiva, este tratamento será obrigatório para todas as estações de tratamento que sirvam um e.p. igual ou superior a 150 000. Contudo, a aplicação deste requisito será progressiva, com prazos alargados até 2045, permitindo aos Estados-Membros planear e implementar gradualmente as infraestruturas necessárias, sendo definidos objetivos para garantir o cumprimento faseado das metas estabelecidas [7].

Outro aspeto relevante diz respeito à monitorização sanitária. As águas residuais urbanas podem ser analisadas para detetar a presença de agentes patogénicos responsáveis por doenças humanas e potenciais pandemias. A experiência adquirida durante a pandemia de COVID-19 demonstrou que a vigilância das águas residuais pode ser uma forma eficaz de antecipar a propagação de vírus. Assim, a nova Diretiva impõe aos Estados-Membros a obrigação de monitorizar determinados parâmetros sanitários das águas [7].

Outra prioridade desta regulamentação é a neutralidade energética. As ETAR são responsáveis por emissões significativas de gases com efeito de estufa, como metano. Para reduzir esse impacto, a legislação estabelece que, até 2045, essas instalações deverão alcançar a neutralidade energética, garantindo que toda a energia consumida seja compensada pela produção de energia renovável [7]. Além de minimizar a pegada de carbono, esta medida promove o uso sustentável dos recursos.

A avaliação revelou que a gestão de lamas pode ser otimizada para se alinhar melhor com os princípios da economia circular. O reforço da monitorização e a redução da poluição na origem, sobretudo de descargas não domésticas, irão contribuir para melhorar a qualidade das lamas produzidas, assegurando a sua utilização segura na agricultura. Os Estados-Membros deverão promover a reutilização das águas residuais urbanas para irrigação agrícola e reciclagem de nutrientes a partir das lamas, de modo a recuperar nutrientes essenciais, como o fósforo.

A implementação da Diretiva prevê benefícios significativos, incluindo a melhoria da qualidade da água, a proteção dos ecossistemas, a diminuição dos riscos à saúde pública e o incentivo a uma utilização mais eficiente dos recursos hídricos.



### **3. Tratamento de Águas Residuais no Âmbito da Diretiva (UE) 2024/3019**

#### **3.1 Etapas e Objetivos do Tratamento das Águas Residuais**

As ETAR são infraestruturas destinadas ao tratamento e à descontaminação das águas residuais. Todas as águas residuais, independentemente da sua origem, necessitam de passar por diversas etapas de tratamento antes de serem devolvidas ao meio hídrico, de forma a evitar condições inaceitáveis tais como risco para a saúde pública, poluição dos recursos hídricos e do ambiente em geral, sob a forma de odores desagradáveis e contaminação das águas subterrâneas [5].

Os processos aplicados numa ETAR são definidos com base nas características específicas do afluente recebido, bem como nas exigências ambientais do meio recetor onde será feita a descarga final do efluente tratado. Adicionalmente, a monitorização sistemática da qualidade dos efluentes, através da medição de parâmetros específicos, é essencial para garantir a conformidade com os limites legais e avaliar a eficácia do tratamento ao longo do tempo.

O tratamento das águas residuais realiza-se em diferentes etapas, cada uma com funções específicas no processo, conforme demonstrado de forma simplificada na figura 3.1.

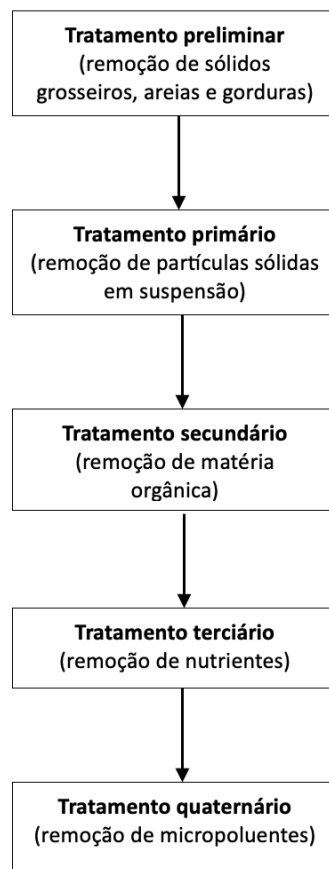


Figura 3.1 Fluxograma simplificado das principais etapas de tratamento numa ETAR.

A primeira fase, designada por tratamento preliminar, inclui um conjunto de operações físicas que visam a remoção de sólidos grosseiros, areias e gorduras. Esta etapa desempenha um papel fundamental na proteção dos equipamentos e na prevenção de desgaste prematuro nas unidades subsequentes. Os processos típicos incluem a gradagem, para retenção de sólidos maiores, desarenação, para a remoção de areias e desengorduramento que permite a separação de óleos e gorduras. A sua correta implementação contribui diretamente para o aumento da eficiência global da ETAR e para a redução de custos operacionais [6].

Segue-se o tratamento primário, onde se promove a separação de sólidos suspensos, através de processos físico, químico ou ambos, como a decantação primária e a adição de coagulantes e/ou floculantes. Posteriormente, ocorre o tratamento secundário, que tem como objetivo principal a redução da matéria orgânica presente na água, através de processos de tratamento, geralmente, biológicos. Por fim, o

tratamento terciário é uma fase que tem como função melhorar a qualidade da água, especialmente no que diz respeito à remoção de nutrientes, como fósforo e azoto, microrganismos patogénicos e sólidos em suspensão remanescentes, tornando-a apta para ser devolvida ao meio ambiente ou reutilizada [6]. Com o aumento da deteção de substâncias químicas, como fármacos e cosméticos, que resistem aos tratamentos convencionais, o tratamento quaternário torna-se necessário para atingir os objetivos propostos pela diretiva.

Assim, o reforço do tratamento terciário e a introdução do tratamento quaternário assumem um papel determinante no cumprimento dos objetivos ambientais estabelecidos, assumindo um papel relevante no panorama atual.

### 3.2 Monitorização e Parâmetros de descarga

A Diretiva reforça significativamente os requisitos associados à monitorização da qualidade das águas tratadas e aos parâmetros de descarga. A monitorização assume um papel importante na gestão das ETAR, sendo exigida uma frequência mínima de amostragem que varia consoante a dimensão da instalação. Assim, as ETAR de maior dimensão estão sujeitas a uma monitorização mais frequente.

Atualmente, os microplásticos foram incluídos nos parâmetros de monitorização à entrada e saída da ETAR e nas lamas e serão promovidas medidas no sentido de reduzir a sua entrada no ambiente, mas ainda não está prevista a inclusão de tratamentos específicos para a sua remoção, uma vez que não existem ainda soluções economicamente viáveis que permitam a sua remoção em larga escala.

A tabela 3.1 apresenta um resumo das frequências mínimas de amostragem estabelecidas pela diretiva.

Tabela 3.1 Frequências de amostragem (adaptado de [7]).

<b>Dimensão da Estação de Tratamento</b>	<b>Frequência</b>
1 000 - 9 999 e.p.	1x mês
10 000 - 49 999 e.p.	2x mês Micropoluentes (1x mês)
50 000 - 149 999 e.p.	1x semana Micropoluentes (2x mês)
>150 000 e.p.	2x semana Micropoluentes (2x mês)

Para além da frequência de amostragem, a Diretiva estabelece novos parâmetros de descarga. Destaca-se a introdução do parâmetro carbono orgânico total (COT) no controlo analítico das ETAR, em alternativa aos parâmetros carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias (CBO<sub>5</sub>) e carência química de oxigénio (CQO). O COT apresenta uma vantagem significativa em termos operacionais, uma vez que o seu tempo de análise é consideravelmente mais curto, cerca de 10 minutos, comparado com as 2 horas necessárias para a CQO e os 5 dias para a CBO<sub>5</sub>. Esta rapidez permite uma monitorização mais eficiente do desempenho do tratamento, facilitando a correção imediata de desvios no processo.

No âmbito do cumprimento da licença de descarga emitida pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), os valores limite de emissão (VLE) são: 25 mg O<sub>2</sub>/L para a CBO<sub>5</sub>, 125 mg O<sub>2</sub>/L para a CQO, 35 mg/L para os sólidos suspensos totais (SST) e 37 mg/L para o COT, conforme apresentado na tabela 3.2.

Tabela 3.2 Parâmetros de descarga (adaptado de [7]).

Parâmetros	Concentração	Percentagem mínima de redução (%)
CBO <sub>5</sub> (ver nota 1)	25 mg O <sub>2</sub> /L	70-90
CQO (ver nota 2)	125 mg O <sub>2</sub> /L	75
SST (ver nota 3)	35 mg/L	90
COT (ver nota 2)	37 mg/L	75

Nota 1: O parâmetro pode ser substituído por outro: carbono orgânico total ou carência total de oxigénio, se for possível determinar uma relação entre a CBO<sub>5</sub> e o parâmetro de substituição.

Nota 2: Os Estados-Membros devem medir a carência química de oxigénio ou o carbono orgânico total.

Nota 3: Este requisito é facultativo.

A revisão da diretiva impõe uma monitorização mais rigorosa e frequente, acompanhada da adoção de novos parâmetros analíticos, como o COT, que permite uma avaliação mais eficiente do desempenho das ETAR. Estas exigências reforçam a importância da recolha de dados fiáveis e da otimização dos processos operacionais,

assegurando não só o cumprimento dos limites legais, mas também uma maior proteção dos corpos recetores e o reforço da segurança na reutilização da água.

### 3.3 Tratamento Terciário

Após os tratamentos preliminar, primário e secundário, o tratamento terciário tem como principal objetivo a remoção de bactérias, sólidos em suspensão, nutrientes em excesso e compostos tóxicos específicos [6]. Entre os nutrientes mais críticos destacam-se o fósforo e o azoto, cuja presença excessiva nos efluentes pode conduzir à eutrofização dos ecossistemas aquáticos. Este fenómeno promove a proliferação excessiva de algas, aumentando a produtividade, originando alterações significativas no ecossistema [8].

A Diretiva (UE) 2024/3019 define o tratamento terciário como o “tratamento das águas residuais urbanas por um processo que reduz o azoto ou o fósforo, ou ambos, nas águas residuais urbanas” [7]. Neste sentido, a Diretiva estabelece critérios mais rigorosos para o tratamento terciário das águas residuais urbanas, reforçando os padrões ambientais já definidos anteriormente. O tratamento terciário deverá ser implementado em todas as ETAR que sirvam um e.p. igual ou superior a 150 000, dado que estas estações representam uma fonte significativa de fósforo e azoto nos efluentes descarregados.

Na tabela 3.3 resumem-se os requisitos para o tratamento terciário das descargas das ETAR.

Tabela 3.3 Parâmetros de concentração e redução no tratamento de águas residuais por equivalente de população (adaptado de [7]).

Parâmetros	Equivalente de População (e.p.)	Concentração (mg/L)	Percentagem mínima de redução (%)
Fósforo total	$10\ 000 \leq e.p. < 150\ 000$	0,7	87,5
	$e.p. \geq 150\ 000$	0,5	90
Azoto total	$10\ 000 \leq e.p. < 150\ 000$	10	80
	$e.p. \geq 150\ 000$	8	80

Relativamente ao fósforo, a Diretiva estipula diferentes limites consoante a dimensão da população servida. Para aglomerações com um e.p. entre 10 000 e 150 000, a concentração máxima permitida no efluente tratado é de 0,7 mg/L, sendo exigida uma redução mínima de 87,5% da carga de fósforo presente no afluente. Para aglomerações com um e.p. igual ou superior a 150 000, os requisitos são mais rigorosos, impondo um limite máximo de concentração de 0,5 mg/L no efluente tratado e uma percentagem mínima de redução de 90% em relação à carga inicial.

No que diz respeito ao azoto, os requisitos também variam em função da dimensão da população atendida pela estação de tratamento. Para aglomerações com um e.p. entre 10 000 e 150 000, a concentração máxima permitida de azoto no efluente tratado é de 10 mg/L. No caso de aglomerações com um e.p. superior a 150 000, esse limite é reduzido para 8 mg/L. Além disso, independentemente da dimensão da estação de tratamento, é exigida uma redução mínima de 80% da carga de azoto presente no efluente.

A implementação destes limites mais exigentes, definidos pela Diretiva, reflete o compromisso crescente com a proteção dos recursos hídricos e a adoção de práticas de gestão sustentável da água. O cumprimento destes requisitos contribui para o alinhamento dos Estados-Membros com os objetivos ambientais da UE, nomeadamente no que diz respeito à redução da poluição hídrica e ao incentivo da economia circular.

### **3.4 Tratamento Quaternário**

Nas ETAR de grandes dimensões os tratamentos convencionais são eficazes na remoção de muitos poluentes orgânicos. No entanto, estes tratamentos não são suficientes para eliminar totalmente os micropoluentes. Estes compostos incluem uma ampla variedade de substâncias químicas, com especial destaque para compostos originados em produtos farmacêuticos e cosméticos, que constituem cerca de 90% dos contaminantes detetados nas águas residuais urbanas [9]. Face a este problema, a Diretiva (UE) 2024/3019 introduz o tratamento quaternário como uma etapa complementar adicional nas ETAR de maior capacidade, definindo-o como o “tratamento das águas residuais urbanas por um processo que reduz um vasto leque

de micropoluentes nas águas residuais urbanas” [7]. O objetivo desta etapa é eliminar uma vasta gama de micropoluentes que persistem após os tratamentos convencionais.

Na tabela 3.4 apresenta-se os requisitos para o tratamento quaternário das descargas das ETAR.

Tabela 3.4 Exigências de redução para substâncias em baixas concentrações (adaptado de [7]).

Indicadores	Percentagem mínima de redução (%)
Substâncias que podem poluir a água mesmo em baixas concentrações	80

A Diretiva estabelece uma redução mínima obrigatória de 80% para um conjunto de substâncias identificadas como prioritárias, cuja presença no ambiente aquático representa um risco elevado. Este valor de redução é crucial, pois muitas dessas substâncias, mesmo quando presentes em concentrações iguais ou inferiores a um micrograma por litro, representam riscos significativos para o ambiente e a saúde pública [7]. Entre as substâncias frequentemente encontradas nas águas residuais, destacam-se compostos como a amissulprida, carbamazepina, citalopram, claritromicina, diclofenaco, hidroclorotiazida, metoprolol e venlafaxina, que pertencem à Categoria 1 (designadas como substâncias que podem ser tratadas muito facilmente). Também se encontram na água substâncias da Categoria 2 (designadas como substâncias que podem ser eliminadas facilmente) como benzotriazole, candesartano, irbesartano e a mistura de 4-metilbenzotriazole e 5-metilbenzotriazole. A percentagem de remoção deve ser calculada para pelo menos seis substâncias, sendo que o número de substâncias da Categoria 1 deve ser o dobro do número de substâncias da Categoria 2, correspondendo, por exemplo, a quatro substâncias da Categoria 1 e duas da Categoria 2. Caso não seja possível medir seis substâncias em concentração suficiente, a autoridade competente poderá designar outras substâncias para o cálculo da percentagem de remoção mínima [7]. A exigência de uma redução de 80% para essas substâncias reflete a necessidade de um tratamento rigoroso das águas residuais, de modo a minimizar a presença de compostos que, a longo prazo, podem provocar efeitos adversos nos ecossistemas aquáticos.

A implementação das exigências definidas pela nova Diretiva pressupõe a aplicação prática de tecnologias adequadas aos tratamentos terciário e quaternário. Assim, no capítulo seguinte, são apresentados e analisados os principais processos utilizados em cada uma destas etapas de tratamento, com especial destaque nos seus mecanismos de ação, vantagens e limitações.

## **4. Processos utilizados no tratamento terciário e quaternário**

Após a apresentação das exigências introduzidas pela Diretiva (UE) 2024/3019 no que respeita ao tratamento terciário e quaternário das águas residuais (Capítulo 3), torna-se essencial analisar os diferentes processos que podem ser aplicados para dar resposta a essas exigências.

O presente capítulo descreve os principais processos utilizados nessas etapas, resultantes de uma pré-seleção com base em fatores como eficiência na remoção de micropoluentes, a viabilidade económica, o nível de implementação prática e a aplicabilidade em larga escalada. São abordados tanto os processos convencionais utilizados para a remoção de nutrientes e microrganismos como as soluções mais recentes voltadas para a eliminação de micropoluentes.

### **4.1 Tratamentos terciários aplicáveis à remoção de microrganismos e nutrientes**

As escolhas dos processos de tratamento terciário dependem dos objetivos do processo, das características do efluente tratado, das regulamentações locais e do uso pretendido da água tratada. No contexto da Diretiva (UE) 2024/3019, para além da remoção de nutrientes como o azoto e o fósforo, é também reforçada a importância da remoção de microrganismos patogénicos, com vista à proteção da saúde pública e à promoção da reutilização segura da água. A tabela 4.1 apresenta os principais processos aplicáveis ao tratamento terciário [10].

Tabela 4.1 Principais processos utilizados no tratamento terciário de águas residuais.

Processo	Tipo de processo	Mecanismo de ação
<b>Radiação Ultravioleta (UV)</b>	Físico	Radiação UV que danifica o DNA dos microrganismos, inibindo a sua replicação
<b>Ozonização</b>	Químico	Oxidação com ozono que degrada compostos orgânicos e patogénicos
<b>Processos de remoção de nutrientes</b>	Biológico	Conversão biológica do azoto (nitrificação/desnitrificação)
	Químico	Remoção de fósforo por precipitação química
	Biológico	Remoção integrada de nutrientes pelo processo A2O

Após a apresentação geral dos principais processos utilizados no tratamento terciário (Tabela 4.1), procede-se à sua descrição individual, com especial destaque para o processo de remoção de nutrientes, dada a ênfase atribuída a este parâmetro pela Diretiva (UE) 2024/3019.

#### **4.1.1 Radiação UV**

A radiação UV é um método físico de desinfeção que consiste na exposição da água à radiação ultravioleta, a qual penetra nas células dos microrganismos e provoca danos nas moléculas de DNA [11]. Este processo impede a replicação celular e conduz à eliminação ou inativação dos microrganismos, revelando-se eficaz e com um impacto ambiental reduzido. A eficácia da radiação UV está diretamente relacionada com a dose de radiação recebida, a qual resulta da combinação entre a intensidade da radiação aplicada e do tempo de exposição, normalmente muito curto, na ordem de segundos. Para o mesmo valor de intensidade de radiação e de tempo de exposição, a eficiência na remoção de microrganismos patogénicos depende dos seguintes fatores [10]:

- características da água residual tratada, que afetam a transmitância da radiação UV na água, como a presença de sólidos em suspensão, ferro, sais de cálcio e de magnésio;
- configuração da instalação de desinfecção por radiação UV, incluindo o projeto do reator, o tipo e o estado das lâmpadas UV utilizadas, bem como a qualidade da manutenção realizada.

A tabela 4.2 resume as principais vantagens e desvantagens associadas à utilização da radiação UV no tratamento das águas residuais.

Tabela 4.2 Principais vantagens e desvantagens do processo de radiação UV (adaptado de [10]).

Vantagens	Desvantagens
Não forma compostos halogenados	Custo de investimento elevado
Tempo de contacto muito curto	Menor eficácia em baixas doses contra alguns vírus
Simplicidade de operação e manutenção	Sensível à turbidez, sólidos em suspensão e substâncias absorventes de UV

#### 4.1.2 Ozonização

A ozonização é um processo químico de desinfecção da água residual, que utiliza o ozono ( $O_3$ ) como agente oxidante para inativar microrganismos patogénicos e oxidar compostos orgânicos persistentes que não foram eliminados nas etapas anteriores de tratamento. O ozono apresenta uma elevada solubilidade em meio aquoso e não deixa resíduos tóxicos, uma vez que se decompõe rapidamente em oxigénio ( $O_2$ ) [12]. A sua ação ocorre através da oxidação de componentes essenciais das células microbianas, incluindo os lípidos da membrana celular, as proteínas do citoplasma e, particularmente, o DNA. Esta ação compromete a integridade celular e leva à inativação dos microrganismos, sendo o ozono bastante eficaz na eliminação de bactérias, vírus e protozoários. Contudo, certos protozoários demonstram maior resistência, o que exige a aplicação de doses mais elevadas para assegurar a sua completa inativação [10].

O mecanismo de atuação do ozono ocorre por duas vias principais: uma ação direta, em que o ozono oxida diretamente os poluentes e os microrganismos; e uma ação indireta, onde o ozono gera radicais hidroxilo, espécies altamente reativas que promovem a oxidação de contaminantes orgânicos resistentes [13].

Na tabela 4.3 apresentam-se as principais vantagens e desvantagens associadas ao processo de ozonização aplicado ao tratamento terciário de águas residuais.

Tabela 4.3 Principais vantagens e desvantagens do processo de ozonização (adaptado de [10]).

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Eficaz na remoção da generalidade dos patogénicos	Custos de investimento, operação e manutenção elevados
Remoção de cor e de odores da água	Aumenta o teor de CBO <sub>5</sub> , o que estimula o recrescimento de microrganismos
Não forma compostos halogenados	Processo complexo, requerendo a necessidade de pessoal especializado

Uma vantagem adicional da ozonização é a sua capacidade para oxidar resíduos de poluentes persistentes, como corantes, pesticidas e produtos de higiene pessoal, permitindo a sua remoção até concentrações inferiores ao limite de quantificação analítica. Este processo é, muitas vezes, complementado com filtração em areia ou carvão ativado, com o objetivo de reduzir o consumo de ozono por reação com compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas águas residuais [10].

Apesar das suas vantagens, a ozonização convencional apresenta algumas limitações, nomeadamente o elevado consumo energético associado à produção de ozono e a necessidade de doses substanciais para garantir a eficácia do tratamento, especialmente em efluentes mais complexos. Estas limitações têm impulsionado a procura e o desenvolvimento por técnicas mais avançadas, como a ozonização catalítica, que visa melhorar a eficiência do processo e reduzir os custos energéticos [14].

### 4.1.3 Processos de Remoção de Nutrientes

#### 4.1.3.1 Remoção de Azoto: nitrificação/desnitrificação

O azoto está presente nas águas residuais sob diversas formas químicas, que variam desde a forma mais reduzida, o amoníaco, até à forma mais oxidada, o nitrato. A sua origem está geralmente associada à decomposição de matéria orgânica de origem vegetal e animal, bem como a excreção de resíduos de origem humana.

A introdução de compostos azotados nos corpos hídricos constitui uma fonte significativa de poluição e tem consequências adversas. Alguns dos problemas causados dizem respeito à potenciação do processo de eutrofização, à acumulação de nitrato e/ou nitrito nas águas subterrâneas que podem causar problemas de saúde graves, e também a amónia pode apresentar toxicidade significativa [15].

Face a estes problemas, a remoção eficaz do azoto nas águas residuais torna-se imperativa antes da sua descarga nos meios recetores. A abordagem mais habitualmente adotada nas ETAR baseia-se em processos biológicos, nomeadamente a nitrificação e a desnitrificação. Estes processos ocorrem de forma sequencial e são realizados por microrganismos específicos que convertem o azoto amoniacal em formas intermediárias e, finalmente, em azoto molecular, que é libertado para a atmosfera [15].

De seguida são descritos os mecanismos, condições e fatores que influenciam cada uma destas etapas fundamentais para a remoção de azoto.

- **Nitrificação**

A nitrificação é um processo biológico essencial no tratamento de águas residuais, particularmente na remoção de azoto amoniacal cuja presença em concentrações elevadas pode ser tóxica para os ecossistemas aquáticos [16]. Este processo ocorre em duas etapas sequenciais. Na primeira, as bactérias nitrificantes do género *Nitrosomonas* promovem a oxidação do azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ). Na etapa seguinte, o nitrito é convertido em nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por bactérias do género *Nitrobacter*. Estas reações são realizadas pela ação de bactérias autotróficas aeróbias, que utilizam o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) como fonte de carbono para o seu crescimento.

Importa salientar que durante o processo de nitrificação não ocorre uma remoção efetiva de azoto do sistema, uma vez que o teor de azoto total (N-total) permanece constante. O processo consiste unicamente na conversão de formas reduzidas de azoto (amoniaco) em formas mais oxidadas (nitrito e nitrato) [17].

A nitrificação é um processo sensível a diversas condições e a sua eficácia pode ser comprometida quando não se verificam os requisitos ótimos para o crescimento das bactérias nitrificantes. Entre os principais fatores que influenciam a eficiência do processo destacam-se a temperatura, alcalinidade e a concentração do oxigénio dissolvido (OD). As bactérias nitrificantes são organismos estritamente aeróbios e requerem uma disponibilidade constante de oxigénio dissolvido para assegurar a sua atividade metabólica. Assim, níveis insuficientes de OD reduzem a taxa de nitrificação. A temperatura influencia de forma decisiva o desempenho do processo: temperaturas demasiado elevadas, superiores a 45°C, afetam negativamente a atividade bacteriana, sendo a faixa ideal de funcionamento situada entre os 35°C e os 42°C. A alcalinidade do meio é igualmente relevante, uma vez que a oxidação do amoníaco conduz à libertação de H<sup>+</sup>, o que provoca uma descida do pH. Uma alcalinidade adequada é, por isso, necessária para manter o pH dentro dos limites ótimos, salvaguardando assim a viabilidade e estabilidade da atividade microbiológica envolvida na nitrificação [15].

- **Desnitrificação**

A desnitrificação é um processo biológico essencial na remoção do azoto total das águas residuais, funcionando como complemento à nitrificação. Trata-se de um tipo de respiração anóxica realizada por bactérias heterotróficas facultativas, que utilizam nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ou nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) como aceitadores finais de eletrões na ausência de oxigénio dissolvido. Neste processo, os nitratos e nitritos são reduzidos a azoto molecular (N<sub>2</sub>), que é libertado para a atmosfera, resultando numa diminuição efetiva do teor de azoto presente no efluente [10].

A desnitrificação ocorre, assim, em ambientes anóxicos, isto é, em meios biológicos com níveis muito baixos ou inexistentes de OD, mas nos quais estejam disponíveis nitratos e/ou nitritos, bem como uma fonte adequada de carbono orgânico. As bactérias responsáveis por este processo são: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*,

*Achromobacter* e *Thiobacillus desnitificans*. Estas bactérias facultativas possuem a capacidade de adaptar o seu metabolismo consoante a disponibilidade de aceptadores de eletrões, podendo recorrer ao oxigénio, quando presente, ou aos nitratos e nitritos em condições anóxicas [10].

Durante o processo, os nitratos são reduzidos sequencialmente a nitrito, óxidos de azoto e, finalmente, a azoto molecular. Esta conversão representa a etapa final do ciclo do azoto e permite a remoção deste elemento do sistema.

Embora a desnitrificação seja, em geral, menos sensível às condições ambientais do que a nitrificação, a sua eficiência depende do controlo de parâmetros operacionais: a temperatura, o pH e, sobretudo, a manutenção de um ambiente anóxico são determinantes para o bom desempenho do processo. Além disso, a disponibilidade de carbono orgânico é crucial para a atividade metabólica das bactérias desnitrificantes, uma vez que este atua como fonte de energia para a redução dos nitratos [10].

#### **4.1.3.2 Remoção de Fósforo: precipitação química**

O fósforo encontra-se presente nas águas residuais sob três formas principais: fosfato orgânico; polifosfatos (fosfatos inorgânicos complexos) e em ortofosfatos solúveis [10]. A introdução de compostos fosforados nos corpos hídricos recetores constitui, tal como no caso do azoto, uma das principais causas de eutrofização, com impactos significativos na qualidade da água e nos ecossistemas aquáticos.

Face à sua elevada relevância ambiental, a remoção eficaz do fósforo nas ETAR assume um papel fundamental. As estratégias adotadas para esse fim podem ser de natureza química ou biológica, dependendo das características do efluente, dos objetivos de remoção e das condições operacionais da instalação. Destaca-se a remoção química por precipitação, devido à sua elevada eficiência/eficácia [18]. A seguir descreve-se este processo com maior detalhe, abordando os mecanismos envolvidos, os reagentes utilizados e os fatores que influenciam a sua eficácia.

- **Precipitação química**

A precipitação química é a tecnologia mais utilizada para a remoção de fósforo em ETAR. Este processo consiste na conversão dos fosfatos dissolvidos em compostos

insolúveis, através da adição de sais de iões metálicos multivalentes, sendo posteriormente removidos por processos físicos, como a decantação e/ou filtração [10].

Os iões metálicos mais frequentemente utilizados neste processo incluem sais de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), alumínio ( $\text{Al}^{3+}$ ) e ferro ( $\text{Fe}^{3+}$ ), geralmente sob a forma de sulfato de alumínio, aluminato de sódio, cloreto férrico e sulfato ferroso, que reagem com os fosfatos presentes na água residual, originando precipitados de fosfato de cálcio, fosfato de alumínio ou fosfato férrico, consoante o reagente utilizado [10]. O mais utilizado é o cloreto férrico, uma vez que, devido ao pH geralmente superior a 7 das águas residuais e ao elevado poder tampão destas, permite uma remoção eficaz de fósforo com uma quantidade relativamente baixa. No entanto, importa referir que, em ETAR onde se utiliza cloreto férrico, a radiação UV não é recomendada, pois a presença de ferro reduz significativamente a eficiência deste processo pela possível coloração residual associada [10].

A escolha, utilização e eficiência dos reagentes químicos para a precipitação de fósforo dependem de vários fatores, entre os quais a concentração de fósforo, presença de sólidos suspensos, alcalinidade, pH do efluente, custo do reagente, concentração final de fósforo requerida, operações da fase sólida e compatibilidade com os restantes processos de tratamento [18].

Uma das vantagens da precipitação química é a sua flexibilidade operacional, uma vez que pode ser integrada em diferentes etapas da linha de tratamento. Consoante a localização da adição do precipitante, a precipitação classifica-se do seguinte modo: pré-precipitação, onde a adição de reagentes ocorre antes dos decantadores primários, permitindo a remoção do fósforo juntamente com as lamas primárias; co-precipitação, em que o precipitado pode ser adicionado no afluente ao reator de lamas ativadas, no licor misto, ou antes da decantação secundária, aproveitando a turbulência do sistema para promover uma boa mistura e remoção conjunta com as lamas secundárias; e pós-precipitação, que ocorre após o tratamento secundário com a remoção do precipitado por sedimentação ou filtração [10].

A escolha da localização da adição do precipitante depende de diversos fatores. A tabela 4.4 apresenta as principais vantagens e desvantagens associadas a cada uma destas estratégias de remoção química do fósforo.

Tabela 4.4 Vantagens e desvantagens dos diferentes tipos de precipitação química na remoção de fósforo (adaptado de [10]).

Localização	Vantagens	Desvantagens
<b>Pré-precipitação</b>	Aplicável à maior parte das ETAR; Aumenta a remoção de CBO <sub>5</sub> e SST	Necessidade de dosagem mais elevada; Lama mais difícil de tratar
<b>Co-precipitação</b>	Custos do processo mais reduzidos	O elevado pH da precipitação na corrente de recirculação pode provocar inibição do processo biológico
<b>Pós-precipitação</b>	Efluente com menor concentração de fósforo; Uso eficiente do precipitante	Custo de investimento elevado

#### 4.1.3.3 Remoção de Azoto e Fósforo: processo A2O

O processo A2O (*Anaerobic-Anoxic-Oxic*) é uma variante do processo de lamas ativadas, constituindo um método sofisticado de tratamento biológico de águas residuais que integra e otimiza etapas convencionais deste processo. Esta abordagem foi concebida para remover eficientemente o azoto e o fósforo das águas residuais, através de zonas com diferentes condições redox [19].

Tendo em conta o funcionamento do processo A2O, procede-se seguidamente à descrição pormenorizada das suas etapas constituintes, de acordo com o esquema apresentado na figura 4.1.

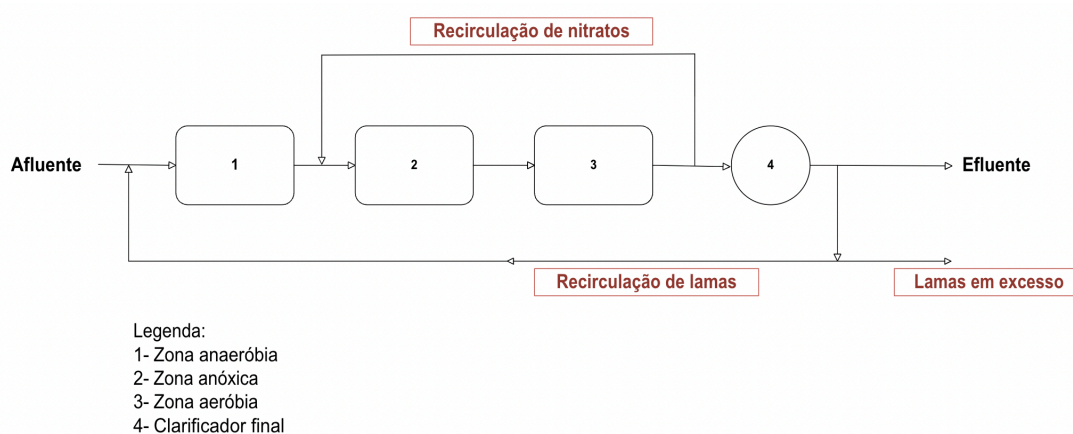


Figura 4.1 Esquema representativo do processo A2O (adaptado de [20]).

De acordo com o esquema da figura 4.1, inicialmente o afluente, que contém matéria orgânica e nutrientes (azoto e fósforo), entra no sistema e dirige-se para a zona anaeróbia, representada pelo número 1 no esquema. Nesta primeira fase, não existe a presença de oxigénio. As bactérias acumuladoras de fósforo consomem matéria orgânica e libertam fósforo para o meio, sendo este passo fundamental para a remoção biológica de fósforo.

De seguida, o efluente da zona anaeróbia flui para a zona anóxica, representada pelo número 2 no esquema. Nesta zona, a ausência de oxigénio é compensada pela presença de nitratos, provenientes da recirculação de nitratos. As bactérias desnitrificantes utilizam os nitratos, convertendo o azoto na forma molecular, que é libertado para a atmosfera, completando assim a etapa de desnitrificação.

Posteriormente, o fluxo segue para a zona aeróbia, indicada pelo número 3 no esquema. Aqui, a introdução de oxigénio permite a oxidação da matéria orgânica remanescente e a nitrificação. As bactérias nitrificantes convertem o  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3^-$  que, por sua vez, serão reciclados para a zona anóxica, dando continuidade ao processo de desnitrificação.

Por fim, no clarificador, representado pelo número 4 no esquema, ocorre a separação sólido-líquido. Parte das lamas sedimentadas é recirculada, geralmente para a zona anaeróbia, enquanto o excesso de lamas é removido. O efluente clarificado, com baixas concentrações de matéria orgânica, azoto e fósforo, é descarregado no meio recetor.

O processo A2O apresenta um conjunto de vantagens que justificam a sua utilização, sobretudo quando é necessária uma remoção eficiente de nutrientes. Em termos de remoção, o processo A2O permite a eliminação eficaz de azoto e fósforo. A combinação sequencial das zonas anaeróbia, anóxica e aeróbia possibilita a remoção integrada de matéria orgânica e nutrientes num único sistema, garantindo um tratamento abrangente com elevado desempenho [19].

Outra vantagem significativa é a sua complexidade operacional reduzida, uma vez que, em comparação com outros processos semelhantes, o sistema A2O requer menos etapas, o que facilita a operação e manutenção das instalações. Adicionalmente, apresenta um fluxo de trabalho otimizado, com tempos de retenção hidráulica mais curtos, resultando em menores custos de operação e maior eficiência energética [19].

Do ponto de vista económico e ambiental, o processo A2O apresenta vantagens importantes. Sendo um processo biológico, o A2O é, em geral, mais económico em termos operacionais, quando comparado com a precipitação química, a qual, embora mais eficaz na remoção de fósforo, implica custos mais elevados. No entanto, numa análise mais abrangente e considerando o ciclo de vida do sistema, os processos biológicos tendem a ser mais sustentáveis, permitindo uma redução global dos impactos ambientais e operacionais. Adicionalmente, com o aumento da exigência legislativa relativamente à remoção de nutrientes, é expectável que as ETAR optem cada vez mais pela adoção de processos como o A2O.

## **4.2 Tratamentos quaternários aplicáveis à remoção de micropoluentes**

Diversos estudos têm evidenciado a presença contínua destes compostos em ambientes aquáticos naturais, como resultado da sua libertação contínua pelas ETAR. Embora a presença destes compostos nas águas residuais não seja recente, o aumento na capacidade de deteção analítica, aliado ao reconhecimento do seu potencial impacto ambiental e na saúde pública, têm impulsionado a investigação de soluções de tratamento mais eficazes [21].

O tratamento quaternário constitui uma etapa complementar ao tratamento terciário, com o objetivo de eliminar micropoluentes remanescentes, com especial

destaque para os produtos farmacêuticos e cosméticos. Estes produtos são continuamente introduzidos nos sistemas de esgoto através da excreção humana ou do descarte inadequado, permanecendo nas águas residuais sob a forma de compostos originais ou dos seus metabolitos. Devido à sua remoção incompleta nas etapas de tratamento anteriores, muitos destes compostos acabam por atingir os corpos recetores, resultando na perda de biodiversidade e funcionamento do ecossistema nos corpos de água.

A escolha do processo de tratamento quaternário depende de vários fatores, como o tipo e a concentração dos micropoluentes presentes, a compatibilidade com as infraestruturas existentes e a viabilidade económica. Entre as tecnologias mais avançadas, destacam-se os processos de separação por membranas, adsorção em carvão ativado e os processos de oxidação avançada (POA), que deverão ser mais comuns nas futuras ETAR.

Foi realizada uma análise da evolução dos estudos, conforme apresentado na figura 4.2, que evidencia o crescente interesse científico na remoção de micropoluentes durante os últimos 14 anos. Esta tendência justifica-se pela preocupação crescente com os riscos ambientais e para a saúde associados a estes compostos. Entre os micropoluentes mais frequentemente estudados encontram-se a carbamazepina e o diclofenaco, devido à sua elevada persistência aos tratamentos convencionais e à sua deteção recorrente em águas residuais urbanas [22]. Por essa razão, será dada particular atenção a estes dois micropoluentes na análise dos POA, abordados nos tópicos 4.2.3, 4.2.3.1 e 4.2.3.2.

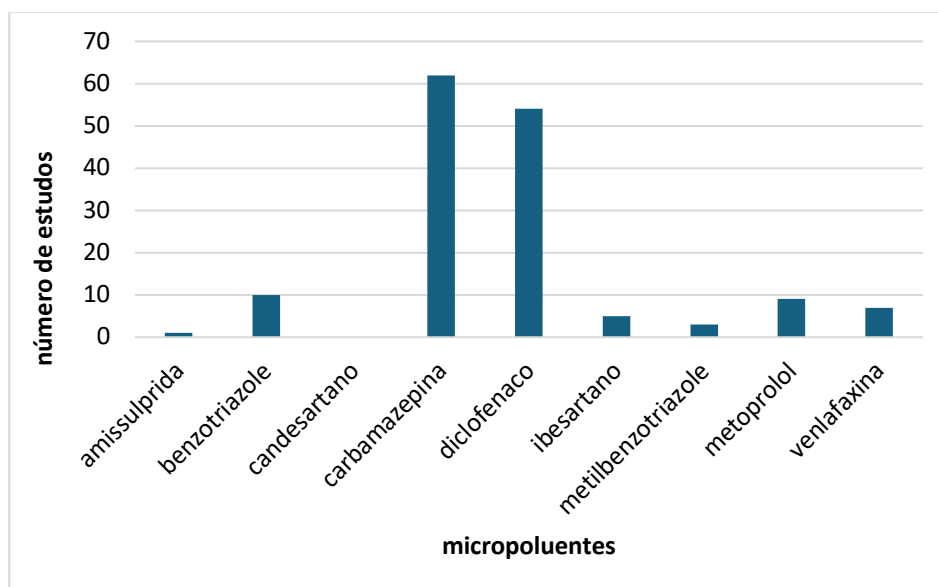


Figura 4.2 Análise da evolução dos estudos sobre remoção de micropoluentes entre 2010 e 2024 (adaptado de [22]).

A tabela 4.5 apresenta principais processos de tratamento quaternário aplicáveis à remoção dos micropoluentes [10].

Tabela 4.5 Principais processos utilizados no tratamento quaternário de águas residuais.

Processo	Tipo de processo	Mecanismo de ação
<b>Processos de separação por membranas</b>	Físico	Separação seletiva com base no tamanho e carga das partículas
<b>Adsorção em carvão ativado</b>	Físico/químico	Retenção de contaminantes nos poros de carvão por ligações de natureza física/química
<b>Processos de oxidação avançada</b>	Químico	Degradação de micropoluentes persistentes através da geração de espécies altamente reativas

#### 4.2.1 Processos de Separação por Membranas

Os processos de separação por membranas são tecnologias de separação física que utilizam membranas de espessura fina que atuam como barreiras físicas seletivas, permitindo a passagem de determinados constituintes das águas residuais e retendo

outros [10]. A eficiência destes processos é geralmente avaliada com base em dois parâmetros: o fluxo do permeado, que indica o caudal de água residual que atravessa a membrana por unidade de área, e a seletividade da membrana, que reflete a capacidade que a membrana tem em reter determinados constituintes. Estes parâmetros dependem do tipo de membrana utilizada, sendo as mais comuns a microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI) [10].

Os processos de membrana podem ser classificados com base nas características das membranas e no tamanho dos poros, conforme sintetizado na tabela 4.6.

Tabela 4.6 Classificação dos processos de membrana segundo o tamanho de poros e características (adaptado de [10]).

Parâmetro	Processos de Separação			
	MF	UF	NF	OI
Dimensão do poro ( $\mu\text{m}$ )	0,1-10	0,002-0,2	0,0005-0,002	< 0,0005
Remoção de poluentes	SST, protozoários, algumas bactérias e vírus	Macromoléculas, coloides, bactérias, alguns vírus e proteínas	Moléculas pequenas e vírus	Moléculas muito pequenas e iões

Um sistema de tratamento por membranas é composto por baterias de módulos de membranas, associadas a um conjunto de componentes essenciais para garantir um funcionamento adequado. Estes incluem um sistema de pré-tratamento da água de alimentação, tubagem de alimentação e de recolha do permeado, bombas de pressurização da alimentação, válvulas, sistema de lavagem e instrumentação de controlo e monitorização da operação e da integridade das membranas [10].

No caso da MF e da UF, são habitualmente aplicadas três configurações operacionais: alimentação tangencial à membrana (*cross flow*) sem reservatório; alimentação tangencial à membrana (*cross flow*) com recirculação do concentrado e reservatório e alimentação perpendicular (*dead-end flow*) sem recirculação de concentrado. Já para as tecnologias de NF e OI, os requisitos são mais exigentes, devido à pressão de operação mais elevada e ao tipo de módulo de membrana utilizado,

geralmente em espiral, que apenas permite a limpeza química e exige cuidados adicionais de manutenção [10].

Um dos principais desafios associados à aplicação destes processos em escala real prende-se com a durabilidade da membrana. Membranas com tempo de vida útil inferior a 3 anos podem comprometer a viabilidade económica da instalação, devido aos custos associados à substituição frequente das mesmas [10].

A degradação das membranas pode ocorrer devido a fatores químicos, físicos e biológicos, que afetam diretamente o seu desempenho. A tabela 4.7 apresenta as principais causas de degradação das membranas mais frequentemente observadas em sistemas de tratamento de águas residuais.

Tabela 4.7 Tipo de degradação da membrana e respetiva causa.

<b>Degradação</b>	<b>Causa</b>
<b>Física</b>	Deformação permanente da estrutura da membrana causada pela alta pressão; A quebra da estrutura da membrana causada por colisões de matéria sólida, bem como a desagregação da estrutura da membrana causada por vibração; Perda de humidade.
<b>Química</b>	Alterações causadas por reações químicas que dependem da temperatura e do pH.
<b>Biológica</b>	Alteração causada por metabolitos ou microrganismos.

Adicionalmente, a gestão do concentrado gerado, ou seja, a fração do efluente onde se acumulam os micropoluentes retidos, representam uma questão crítica para a sustentabilidade ambiental do processo. Este subproduto, por vezes com elevadas concentrações de compostos indesejáveis, requer tratamento específico antes da sua descarga ou valorização. As soluções de tratamento do concentrado mais frequentemente aplicadas baseiam-se na redução do seu volume por processos como a evaporação solar, concentração em estágios múltiplos de membranas, cristalização e secagem [10].

Apesar destes desafios, os processos de membrana continuam a destacar-se pela sua elevada eficácia na remoção de contaminantes emergentes e pela crescente viabilidade de integração em sistemas de tratamento quaternário.

Neste contexto, a nanofiltração e a osmose inversa assumem particular relevância no tratamento quaternário, pela sua elevada capacidade de remoção de micropoluentes, alguns dos quais identificados como prioritários na Diretiva. De acordo com Radjenovic *et al.* (2008), estas tecnologias de membrana demonstram elevadas taxas de remoção para compostos como carbamazepina, diclofenaco e metoprolol, alcançando, em muitos casos, valores superiores a 90%, especialmente com OI. De forma semelhante, Vergili *et al.* (2013) verificaram que a nanofiltração é eficaz na eliminação de carbamazepina e diclofenaco, sendo capaz de reduzir significativamente a concentração destes compostos [23] [24].

Mais recentemente, Domínguez *et al.* 2025 realizaram um estudo especificamente orientado para os micropoluentes identificados como indicadores na Diretiva, avaliando a eficiência de diferentes membranas de NF e OI na sua remoção. Foram analisados cinco compostos da Categoria 1 (amissulprida, carbamazepina, diclofenaco, metoprolol e venlafaxina) e quatro da Categoria 2 (benzotriazole, candesartano, irbesartano e metilbenzotriazol), com o objetivo de verificar a conformidade com o requisito de remoção mínima de 80%. Os resultados demonstraram que todos os micropoluentes, com exceção do benzotriazole, apresentaram taxas de remoção superiores a 80% com pelo menos uma das membranas testadas. O metilbenzotriazol apresentou uma taxa de remoção inferior, situando-se perto do limite estipulado [22].

As membranas de OI demonstraram a maior eficiência global, alcançando remoções superiores a 80% para todos os compostos, com exceção do benzotriazole, que atingiu apenas 67%. Esta menor eficácia está associada às características físico-químicas do composto, nomeadamente o seu baixo peso molecular e elevada afinidade com a água, que dificultam a sua retenção pelas membranas [22].

Os autores concluem que, embora a NF ofereça bons resultados para vários micropoluentes, apresenta limitações importantes no caso de compostos como o

benzotriazole. Assim, a NF, apesar da sua eficácia parcial, não é suficiente por si só para garantir o cumprimento dos requisitos da Diretiva quando todos os compostos são considerados. Neste sentido, a OI surge como uma tecnologia mais avançada, especialmente quando integrada em linhas de tratamento quaternário em ETAR que visem cumprir metas ambientais rigorosas [22].

Na tabela 4.8 encontram-se apresentadas as principais vantagens e desvantagens dos processos de membranas.

Tabela 4.8 Principais vantagens e desvantagens dos processos de membranas (adaptado de [10]).

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Capacidade para remover constituintes de dimensão muito reduzida ou dissolvidos no efluente	Consumo de energia mais elevado
Menor necessidade de espaço para instalação	Necessidade de pré-tratamento
Grande flexibilidade do processo devido ao seu carácter modular	Vida útil das membranas requer a sua substituição frequente
Operação facilmente automatizada	Destino final do concentrado
Permite a remoção de microrganismos	Fluxo de permeado diminui gradualmente ao longo do tempo

#### **4.2.2 Adsorção em Carvão Ativado**

A adsorção em carvão ativado é um processo muito utilizado em ETAR, sendo particularmente eficaz na remoção de uma vasta gama de poluentes orgânicos e inorgânicos. O carvão ativado, devido à sua elevada área superficial e porosidade, apresenta uma notável capacidade de adsorção, permitindo a retenção de contaminantes em diferentes faixas de pH. Entre os poluentes que podem ser removidos encontram-se compostos orgânicos persistentes, metais pesados e micropoluentes, nomeadamente produtos farmacêuticos e cosméticos [25].

A eficácia do processo depende de fatores físico-químicos e operacionais que influenciam diretamente a capacidade de adsorção do carvão ativado em reter poluentes. Estes fatores encontram-se apresentados na tabela 4.9.

Tabela 4.9 Fatores que afetam a capacidade de adsorção do carvão ativado e respetivo efeito [25].

Fator	Efeito
Área de superfície	Aumenta a capacidade oferecendo mais locais de adsorção
Porosidade	Aumenta a capacidade oferecendo espaço adicional para moléculas
Grupos funcionais	Aumenta a capacidade por meio de interações específicas com moléculas alvo
Tamanho molecular	Moléculas menores são adsorvidas de forma mais eficaz devido ao melhor acesso
Polaridade	A capacidade aumenta para moléculas polares em adsorventes polares
Concentração	Concentrações mais altas levam a maior capacidade até à saturação
Temperatura	Temperaturas mais altas podem aumentar a capacidade de adsorção
pH	Afeta a carga do adsorvente e a ionização da molécula alvo

Estudos recentes confirmam a elevada eficácia do carvão ativado na remoção de micropoluentes identificados na Diretiva (UE) 2024/3019. Segundo Belete *et al.* (2023), tanto o carvão ativado em pó como o granulado demonstraram remover mais de 80% de compostos como diclofenaco e carbamazepina. Ensaios realizados com carvão ativado em combinação com ultrafiltração atingiram remoções superiores a 80% de mais de 70 micropoluentes [26]. Resultados semelhantes foram observados num estudo recente que avaliou a remoção de substâncias prioritárias da diretiva, incluindo quatro compostos da Categoria 1 (amissulprida, metoprolol, venlafaxina e citalopram) e dois da Categoria 2 (benzotriazol e a mistura de 4-metilbenzotriazol com 5-metilbenzotriazol). A utilização de carvão ativado permitiu alcançar eficiências de remoção entre 80% e 92%, mesmo em condições de tratamento de elevado volume [27].

O tipo de carvão ativado mais utilizado é o granular, devido à sua estabilidade operacional, facilidade de manuseio e elevada eficiência em sistemas de tratamento contínuo [28]. O seu desempenho está diretamente relacionado com as características da matéria-prima (carvão betuminoso, casca de coco, madeira, turfa e polímeros sintéticos), bem como com os processos de carbonização térmica inicial e ativação subsequente, que tem como objetivo maximizar a área de superfície interna e o volume de poros disponíveis [29].

A eficiência do processo de adsorção em carvão ativado deve-se à sua elevada área superficial específica e à presença de grupos funcionais polares, originados durante o seu processo de produção pela oxidação dos átomos de carbono nas superfícies internas e externas do material, que aumentam a afinidade por compostos também polares presentes na água residual [30].

No entanto, apesar da sua eficiência, a adsorção com carvão ativado apresenta algumas limitações. O material é caro, o processo de ativação e regeneração é intensivo em energia. Além disso, a capacidade de adsorção do carvão tende a diminuir com o tempo devido à saturação dos poros, sendo geralmente necessário regenerar ou substituir o material após 3 a 7 ciclos, o que pode impactar a sustentabilidade económica do processo [25].

Estas limitações têm impulsionado a investigação no sentido de encontrar alternativas mais económicas, eficientes e sustentáveis. Neste contexto, os nanomateriais surgem como uma opção promissora. Tal como o carvão ativado, os nanomateriais funcionam como adsorventes, mas apresentam vantagens como maior seletividade, possibilidade de “programação” para funções específicas e maior resistência a ciclos de regeneração, podendo suportar mais utilizações antes de perderem eficiência. Contudo, há um interesse crescente na utilização de adsorventes alternativos, naturais (zeólitos, biomassa), sintéticos (polímeros, gel de sílica) ou híbridos (nanotubos de carbono, estruturas metal-orgânicas), que ofereçam uma melhor relação custo-benefício [25].

### **4.2.3 Processos de Oxidação Avançada**

Os processos de oxidação avançada (POA) têm vindo a destacar-se como uma alternativa para a remoção de poluentes persistentes, cuja eliminação pelos processos de tratamento convencionais se revela muitas vezes ineficaz.

Os POA representam uma abordagem promissora no tratamento de águas residuais urbanas, com elevado potencial para responder aos desafios colocados pela presença de micropoluentes persistentes. O seu desenvolvimento contínuo e a sua integração com outros processos de tratamento são fundamentais para assegurar a proteção ambiental e a salvaguarda da saúde pública a longo prazo.

Apesar da sua eficácia, estes processos enfrentam algumas limitações que condicionam a sua aplicação em larga escala, sobretudo devido aos custos energéticos associados. Durante os processos de oxidação, é comum a formação de subprodutos resultantes da degradação parcial dos compostos originais. Alguns destes subprodutos podem, por vezes, serem mais tóxicos ou biologicamente mais ativos do que os micropoluentes de origem, razão pela qual é essencial monitorizar a sua formação e avaliar os potenciais impactos ambientais e toxicológicos associados. A tendência atual passa pela integração dos POA com outros processos complementares, nomeadamente biológicos e físico-químicos, de modo a potenciar a seletividade, maximizar a eficiência e melhorar a viabilidade económica. Esta abordagem integrada permite otimizar o desempenho global do sistema e alcançar níveis mais elevados de purificação da água residual [22].

Existem vários processos classificados como POA, sendo estes geralmente divididos em dois grandes grupos: homogéneos e heterogéneos. Os processos homogéneos envolvem reagentes dissolvidos na fase aquosa enquanto os processos heterogéneos recorrem a catalisadores sólidos. Na figura 4.3 encontra-se representado, de forma esquemática, os principais tipos de POA.

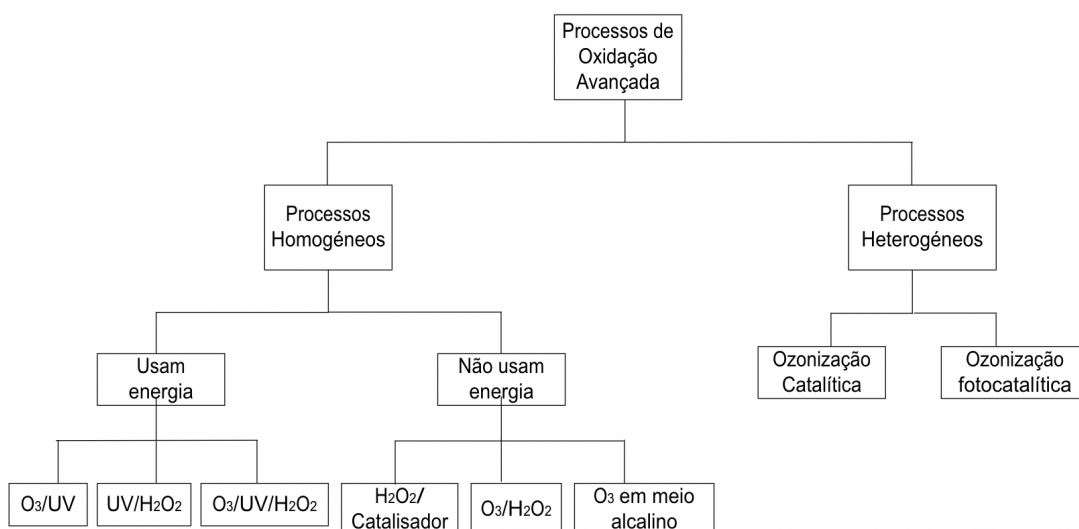


Figura 4.3 Principais tipos de POA (adaptado de [21]).

De entre os processos apresentados na figura 4.3, os sistemas UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, representativos dos processos homogéneos, e a ozonização catalítica, como exemplo de processo heterógeno, foram escolhidos para uma análise mais detalhada. Estes processos destacam-se como os mais relevantes no contexto do tratamento quaternário de águas residuais urbanas, nomeadamente para a remoção de micropoluentes abrangidos pela Diretiva (UE) 2024/3019. Ambos apresentam elevados níveis de eficiência, estão entre os mais estudados no contexto dos POA e já demonstraram resultados promissores em aplicações reais, o que os torna particularmente relevantes face às exigências da legislação.

#### **4.2.3.1 UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>**

Um dos POA mais estudados é o sistema UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, no qual o peróxido de hidrogénio sofre fotólise na presença de radiação UV, originando radicais hidroxilo altamente reativos. O processo é eficaz para uma vasta gama de micropoluentes persistentes, como a carbamazepina e diclofenaco, identificados como substâncias prioritárias pela Diretiva (UE) 2024/3019.

A eficácia deste processo depende de diversos parâmetros operacionais, tais como a concentração inicial do poluente, o pH do sistema, a dose de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, o tipo e a potência das lâmpadas UV, bem como o tempo de contacto. Segundo Derco *et al.* 2024, estes fatores são determinantes no desempenho do tratamento, sendo possível alcançar 99,2% de remoção de diclofenaco (com concentração inicial de 37,6 mg/L) em apenas dois minutos, utilizando H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 5 mg/L e radiação UV, o que evidencia uma excelente eficiência em condições controladas [31].

Relativamente à carbamazepina, um fármaco recorrentemente detetado em águas residuais urbanas, o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> também apresenta elevada eficácia. De acordo com Cibati *et al.* (2021), mais de 95% de carbamazepina foi removida em 4 minutos, mesmo em condições reais de águas residuais urbanas, o que reforça a tenacidade do processo em contextos práticos [32].

Contudo, conforme discutido na revisão de Bermúdez *et al.* 2021, a eficiência da remoção está diretamente relacionada com a concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> aplicada. Em

concentrações baixas, o processo é pouco eficaz, mesmo com lâmpadas de média ou baixa pressão. A partir de concentrações de 5 mg/L de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, a eficiência aumenta consideravelmente, atingindo-se até 99,7% de remoção de carbamazepina. Neste mesmo estudo, foi também avaliada a degradação de metoprolol. Os resultados mostraram que o metoprolol pode ser degradado rapidamente, com uma taxa de remoção de 56,7% em 15 minutos, sendo pouco afetado pela variação do pH [21].

Em suma, os estudos demonstram que o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> é bastante eficaz principalmente na remoção de micropoluentes prioritários como a carbamazepina e o diclofenaco em águas residuais urbanas, desde que sejam respeitadas condições operacionais adequadas. A rápida degradação observada, aliada à aplicabilidade do processo em efluentes reais, reforça o potencial desta tecnologia como uma etapa quaternária viável em ETAR. Além disso, este processo apresenta uma elevada eficiência na mineralização de compostos orgânicos, sendo particularmente atrativo do ponto de vista económico em regiões com elevada incidência solar, ao permitir a utilização de radiação natural como fonte de energia [21].

#### **4.2.3.2 Ozonização Catalítica**

Outro processo muito utilizado é a ozonização catalítica, baseada na utilização de O<sub>3</sub>, que tem demonstrado uma eficiência significativa na remoção de micropoluentes, com taxas de remoção que podem ser superiores a 90%, dependendo das condições operacionais. Contudo, a produção de ozono é energeticamente exigente, o que constitui uma limitação relevante em termos de custos operacionais [21].

Apesar deste desafio, diversos estudos têm reforçado o potencial da ozonização na degradação de micropoluentes farmacêuticos, especialmente os incluídos na Categoria 1 da Diretiva (UE) 2024/3019. Segundo Belete *et al.* 2023, mesmo em doses relativamente baixas de ozono, foi possível alcançar remoções superiores a 95% para compostos como carbamazepina, diclofenaco e amissulprida. Estes resultados confirmam a elevada eficácia do processo na remoção de compostos recalcitrantes, desde que a dosagem de ozono seja bem definida [26].

A eficiência da ozonização também está relacionada com a reatividade química dos micropoluentes. Compostos como diclofenaco e a carbamazepina apresentam constantes de velocidade de reação com o ozono elevadas, o que caracteriza uma reação rápida e altamente eficiente. De acordo com Hollender *et al.* 2009, estes compostos foram completamente removidos com uma dose de 0,47g O<sub>3</sub> por grama de carbono orgânico dissolvido (COD). Em contraste, micropoluentes menos reativos ao ozono, como o benzotriazole (pertencente à Categoria 2 da Diretiva), exigem doses de ozono mais elevadas. No mesmo estudo, alcançou-se uma remoção superior a 85% para este composto com uma dose de aproximadamente 0,60g O<sub>3</sub>/g COD [33].

No contexto da ozonização catalítica, onde o processo é combinado com catalisadores que intensificam a geração de radicais hidroxilo, observam-se resultados ainda mais expressivos. Num estudo recente, Tsiarta *et al.* 2024 utilizaram catalisadores nano particulados como óxidos de titânio, alumínio e manganês, conseguindo a remoção total de carbamazepina e diclofenaco com concentrações de ozono relativamente baixas (150 µM). No entanto, os autores alertam que a eficiência dos catalisadores pode ser limitada ao longo do tempo devido à saturação das suas superfícies ativas, o que implica a necessidade de substituição ou regeneração periódica [34].

Estes dados reforçam a viabilidade da ozonização catalítica como solução de tratamento quaternário em ETAR, particularmente para responder aos requisitos exigentes da nova Diretiva. A elevada eficiência na remoção de micropoluentes, associada ao potencial de combinar esta tecnologia com outras etapas, permite não só melhorar a qualidade do efluente final, como também aumentar a segurança ambiental em contextos de reutilização da água.

### **4.3 Reutilização da água**

A reutilização da água tratada surge como uma estratégia cada vez mais relevante no contexto da gestão sustentável dos recursos hídricos, sobretudo perante os desafios crescentes associados às alterações climáticas, à escassez da água e à necessidade de promover uma economia mais circular [9]. A Diretiva UE 2024/3019 reconhece esta realidade ao reforçar o papel das ETAR, que passam a ser vistas não

apenas como unidades de descontaminação, mas também como unidades de recuperação e valorização de recursos. Neste contexto, a reutilização da água é considerada uma medida fundamental para fechar o ciclo da água, avaliando a pressão sobre os corpos hídricos e reduzindo a necessidade de captação de água potável [7]. Esta abordagem está internamente ligada aos princípios da economia circular, promovidos pelo PAEC, ao privilegiar o reaproveitamento de um recurso anteriormente considerado resíduo, prolongando o seu ciclo de vida útil [3]. Em vez de descarregar o efluente tratado nos meios recetores, este pode ser utilizado de forma segura em diferentes aplicações, contribuindo para uma gestão mais eficiente e integrada dos recursos hídricos.

As vantagens da reutilização da água são evidentes, especialmente quando comparada com outras soluções alternativas, como a construção de novas barragens. A seguir, apresentam-se de forma resumida as principais vantagens da reutilização da água tratada [35].

Tabela 4.10 Principais vantagens da reutilização da água (adaptado de [36]).

<b>Vantagem</b>	<b>Descrição</b>
Menores custos de investimento e energia	Em comparação com outras fontes alternativas (ex: barragens), a reutilização exige menos recursos financeiros e energéticos
Redução das emissões de gases com efeito de estufa	A menor necessidade de captação e transporte de água traduz-se numa pegada de carbono inferior
Viabilização de projetos dependentes de água	A reutilização pode garantir a continuidade e expansão de atividades agrícolas e industriais em zonas com escassez hídrica
Minimização dos efeitos da seca	Aumenta a resiliência hídrica, especialmente em períodos de escassez prolongada
Melhoria do estado quantitativo e qualitativo do ambiente	Reduz a pressão sobre recursos naturais e minimiza a carga poluente rejeitada nos meios recetores, nomeadamente em zonas sensíveis

A nível internacional, existem casos de estudos que comprovam a viabilidade e os benefícios da reutilização da água. Entre eles, destaca-se o exemplo de Israel, cujo sistema atingiu níveis de excelência reconhecidos mundialmente, posicionando o país como líder mundial na reutilização de águas residuais. Atualmente, cerca de 90% da água residual urbana é tratada e reutilizada, maioritariamente na agricultura, sendo aproximadamente 60% da irrigação agrícola assegurada com recurso a água reutilizada. Esta abordagem foi adotada não só como resposta à escassez hídrica, mas também como parte de uma estratégia nacional de segurança hídrica e inovação tecnológica [36].

Um dos principais projetos de recuperação das águas residuais de Israel é o da ETAR de Shafdan, localizada na área de Tel Aviv, que trata diariamente grandes volumes de águas residuais urbanas. A elevada taxa de reutilização alcançada por Israel deve-se a uma conjugação de fatores, nomeadamente a definição de uma legislação sólida e bem estruturada, investimento contínuo e o desenvolvimento tecnológico de tratamento e monitorização [36].

Apesar dos resultados impressionantes, Israel continua a investir em melhorias estruturais e tecnológicas, com destaque para o reforço da monitorização da qualidade da água reutilizada, na remoção de micropoluentes emergentes e na otimização energética das ETAR. O modelo israelita é, atualmente, uma referência para políticas hídricas sustentáveis, sobretudo em contextos de escassez hídrica e vulnerabilidade climática [36].

Em Espanha, a reutilização da água tem sido adotada de forma progressiva, com destaque para a região de Valência. Um caso emblemático é o da Huerta de Valência, um sistema agrícola tradicional que, após o período de seca entre 2004 e 2008, implementou com sucesso a reutilização direta de efluentes tratados para fins de irrigação agrícola. Este modelo permitiu assegurar a continuidade da atividade agrícola mesmo em contextos de escassez hídrica, demonstrando o potencial de reutilização como solução resiliente. O sistema baseia-se numa gestão comunitária da água, apoiada na partilha equitativa dos recursos entre agricultores, o que facilitou a aceitação do uso de água reutilizada, desde que fossem garantidas a disponibilidade e

a gratuidade da mesma. No entanto, persistem desafios relacionados com a qualidade da água, sobretudo quanto à presença de *Escherichia coli* ou níveis elevados de salinidade, e com a ambiguidade regulatória, que por vezes dificulta a implementação técnica e jurídica da reutilização. Ainda assim, o caso de Valência representa um exemplo concreto de como a reutilização de água pode ser integrada com sucesso em sistemas agrícolas, desde que exista vontade institucional e confiança dos utilizadores [37].

Em Portugal, a reutilização de águas residuais tratadas foi formalmente regulamentada pelo Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto, que estabelece o regime jurídico de produção de água para reutilização, obtida a partir do tratamento de águas residuais, bem como da sua utilização. Esta regulamentação define os requisitos técnicos e legais para assegurar a proteção pública e do ambiente, permitindo o uso de águas residuais tratadas para fins como a irrigação agrícola, usos urbanos e industriais. A sua publicação representou um passo importante no incentivo à economia circular da água, promovendo uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos [38].

Contudo, para garantir a segurança da reutilização, é necessário que a água tratada cumpra padrões de qualidade adequados ao fim a que se destina. Isso exige, tratamentos adicionais do tipo quaternário. Apesar dos benefícios, persistem barreiras técnicas, económicas e sociais à sua implementação. A necessidade de investimentos significativos em infraestruturas e os custos associados ao tratamento constituem entraves à adoção da reutilização.

A Diretiva (UE) 2024/3019 vem ao encontro destas preocupações ao incentivar os Estados-Membros a promoverem a reutilização da água tratada, especialmente para fins agrícolas. Para garantir a segurança sanitária e ambiental, a Diretiva estabelece critérios de qualidade para a água reutilizada como a remoção eficaz de microrganismos patogénicos, a monitorização de substâncias prioritárias e micropoluentes, e o cumprimento de parâmetros microbiológicos e físico-químicos adequados ao uso pretendido. A qualidade da água deve ser compatível com o tipo de cultura e o método de irrigação, devendo ser assegurados sistemas de gestão de risco que incluam planos de segurança da água reutilizada.

A integração da reutilização no funcionamento das ETAR, em conjunto com outras estratégias, representa uma via promissora para alcançar os objetivos de sustentabilidade definidos pelo Pacto Ecológico Europeu. A reutilização da água contribui, assim, não só para uma maior eficiência hídrica, mas também para a transição para ETAR circulares e climaticamente neutras até 2050, conforme estipulado na Diretiva (UE) 2024/3019.



## 5. Conclusões e Propostas de trabalho futuro

A análise da Diretiva (UE) 2024/3019 permitiu constatar uma evolução significativa no panorama do tratamento de águas residuais urbanas, destacando a necessidade urgente de remover não apenas os poluentes convencionais, como nutrientes e matéria orgânica, mas também micropoluentes, cuja presença crescente nos corpos hídricos representa um risco ambiental e sanitário considerável. Esta evolução legislativa traduz uma mudança de paradigma que exige, por parte das ETAR, uma adaptação estrutural e tecnológica, orientada para uma abordagem mais sustentável.

Ao longo deste trabalho, conclui-se que a integração dos tratamentos terciário e quaternário é fundamental para assegurar uma elevada qualidade no efluente final, especialmente quando se pretende a sua reutilização. Neste contexto, destaca-se o papel estratégico da reutilização da água como alternativa sustentável, alinhada com os princípios da economia circular. A nova Diretiva (UE) 2024/3019 reforça essa abordagem ao incentivar a reutilização segura dos efluentes tratados, especialmente para fins agrícolas, contribuindo para aliviar a pressão sobre os recursos hídricos naturais. A implementação de tratamentos terciários e quaternários de elevada eficiência permite obter efluentes com qualidade adequada para reutilização, promovendo a valorização da água residual como recurso e não como resíduo. Esta transição favorece não só uma gestão mais eficaz da água, especialmente em regiões sujeitas a escassez hídrica, como também para a redução do uso de água potável para fins não potáveis. Assim, a integração da reutilização da água no planeamento das ETAR constitui uma estratégia essencial para promover um modelo de gestão da água mais eficiente e sustentável.

Os processos analisados demonstram elevada eficiência na remoção de compostos, mas a sua implementação à escala real continua condicionada por fatores económicos, operacionais e pela complexidade associada à gestão dos subprodutos gerados.

A necessidade de desenvolver metodologias mais eficientes e economicamente viáveis é, portanto, uma prioridade. Processos com menor consumo energético,

adsorventes regeneráveis e sistemas híbridos que combinem processos físico-químicos e biológicos com processos de oxidação avançada são áreas com elevado potencial de desenvolvimento. A inclusão de microplásticos nos parâmetros de monitorização e tratamento é outro desafio que deverá ganhar relevância nos próximos anos, exigindo soluções adaptadas, inovadoras e ambientalmente sustentáveis.

Tendo em conta os desafios identificados, considera-se pertinente aprofundar, em trabalhos futuros, a avaliação da viabilidade económica de diferentes tecnologias de tratamento quaternário, nomeadamente em cenários com diferentes escalas e tipos de afluentes. A realização de estudos pilotos em ETAR reais poderá fornecer dados operacionais mais fidedignos e adaptados à realidade portuguesa, especialmente no que diz respeito à remoção de micropoluentes prioritários. Além disso, seria relevante investigar o potencial de reaproveitamento energético e de recuperação de recursos, como nutrientes e compostos de valor, em linha com os princípios da biorrefinaria. Por fim, a integração de tecnologias, como nanomateriais, inteligência artificial para controlo de processo e técnicas de monitorização em tempo real, constitui um campo promissor para aumentar a eficiência e sustentabilidade das ETAR no futuro.

Em suma, os próximos avanços nesta área deverão resultar de uma combinação equilibrada entre desenvolvimento tecnológico, sustentabilidade económica e responsabilidade ambiental, garantindo que o tratamento de águas residuais evolua no sentido de uma gestão mais eficiente, segura e sustentável.

## Bibliografia

- [1] Direção-Geral da Comunicação, “Pacto Ecológico Europeu Ser o primeiro continente com impacto neutro no clima.” Disponível em: [https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal\\_pt](https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_pt). Acesso em: 19 março 2025.
- [2] Secretariado-Geral do Conselho, “Pacto Ecológico Europeu.” .” Disponível em: <https://www.consilium.europa.eu/pt/policies/european-green-deal/#what>. Acesso em: 19 março 2025.
- [3] Serviço das Publicações da União Europeia, “Plano de ação para a economia circular 2020,” 2020. Disponível em: <https://op.europa.eu/pt/publication-detail/-/publication/9dc6aa01-39d2-11eb-b27b-01aa75ed71a1> Acesso em: 30 março 2025.
- [4] Direção-Geral da Comunicação, “Construir um futuro resiliente às alterações climáticas - Nova Estratégia da UE para a adaptação às alterações climáticas.” Disponível em: [https://portugal.representation.ec.europa.eu/news/construir-um-futuro-resiliente-alteracoes-climaticas-nova-estrategia-da-ue-para-adaptacao-alteracoes-2021-02-24\\_pt?prefLang=de](https://portugal.representation.ec.europa.eu/news/construir-um-futuro-resiliente-alteracoes-climaticas-nova-estrategia-da-ue-para-adaptacao-alteracoes-2021-02-24_pt?prefLang=de). Acesso em: 7 abril 2025.
- [5] Geonatura, “Saiba mais sobre o tratamento de águas nas ETARs.” Disponível em: <https://www.geonatura.pt/blog/saiba-mais-sobre-o-tratamento-de-aguas-nas-etars/>. Acesso em: 15 abril 2025.
- [6] SIMDOURO, “Tratamento de Águas Residuais.” 2017. Disponível em: <https://www.simdouro.pt/dados.php?ref=tratamento-aguas-residuais>. Acesso em: 21 abril 2025.
- [7] *Diretiva (UE) 2024/3019 do Parlamento Europeu e do Conselho*. 2024, pp. 1–59.

- [8] BiologiaNet, “Eutrofização.” Disponível em: <https://www.biologianet.com/ecologia/eutrofizacao.htm>. Acesso em: 6 abril 2025.
- [9] Secretariado-Geral do Conselho, “Tratamento de águas residuais.” Disponível em: <https://www.consilium.europa.eu/pt/policies/wastewater-treatment/#0>. Acesso em: 6 abril 2025.
- [10] H. Monte, M. Santos, A. Barreiros, and A. Albuquerque, “Tratamento de Águas Residuais. Operações e Processos de Tratamento Físico e Químico,” 2016.
- [11] Geonatura, “Desinfecção de Água.” Disponível em: <https://www.geonatura.pt/tratamento-de-aguas-de-abastecimento/desinfecao-de-agua/>. Acesso em: 14 abril 2025.
- [12] F. Marques, “Tratamento Terciário e a Desinfecção em Efluentes.” Disponível em: <https://acquablog.acquasolution.com/tratamento-terciario-e-a-desinfeccao-em-efluentes/>. Acesso em: 8 abril 2025.
- [13] B. Mathon *et al.*, “Ozonation of 47 organic micropollutants in secondary treated municipal effluents: Direct and indirect kinetic reaction rates and modelling,” *Chemosphere*, vol. 262, p. 127969, Jan. 2021, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127969.
- [14] R. Rame, P. Purwanto, and S. Sudarno, “A comprehensive review on catalytic ozonation: emerging trends and future perspectives,” *Desalination Water Treat*, vol. 315, pp. 260–279, Dec. 2023, doi: 10.5004/DWT.2023.30134.
- [15] I. Neto, “Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa Estação de Tratamento de Águas Residuais,” 2011, Tese (Mestrado) – Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- [16] K. Chen, “O que é nitrificação e desnitrificação no tratamento de águas residuais.” Disponível em: <https://spertasystems.com/pt/nitrification-and->

[denitrification/?srsId=AfmBOooFNbqH60gC9G1QybMNE9IOpMrsw7D9w\\_Nk392VKh58yG26KdJY](https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.05.020). Acesso em: 29 maio 2025.

- [17] T. Perry, “Avaliação da Remoção de Azoto por Nitrificação e Desnitrificação Simultânea”, 2020, Tese (Mestrado) – Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- [18] T. Rodrigues, “Otimização do Processo de Remoção de Fósforo em ETAR Urbana,” 2022.
- [19] “Processo de Tratamento de Água A2O: Princípios, Características e Benefícios.” Disponível em: <https://cnchiwatec.com/pt/a2o-water-treatment-process-principles-features-and-benefits.html>. Acesso em: 13 junho 2025.
- [20] “Activated Sludge Process for Wastewater Treatment Technologies.” Disponível em: <https://watermanaustralia.com/activated-sludge-process-for-wastewater-treatment-technologies/>. Acesso em: 19 junho 2025.
- [21] L. Bermúdez, J. Pascual, M. Martínez, and J. Capilla, “Effectiveness of Advanced Oxidation Processes in Wastewater Treatment: State of the Art,” *Water*, vol. 13, no. 15, 2021, doi: <https://doi.org/10.3390/w13152094>.
- [22] E. Domínguez, M. Ferre, M. Moya-Llamas, N. Ortuño, and D. Prats, “Removal of Indicator Micropollutants Included in Directive (EU) 2024/3019 Using Nanofiltration and Reverse Osmosis,” *Water*, vol. 17, no. 9, 2025, doi: <https://doi.org/10.3390/w17091269>.
- [23] I. Vergili, “Application of nanofiltration for the removal of carbamazepine, diclofenac and ibuprofen from drinking water sources,” *J Environ Manage*, vol. 127, pp. 177–187, Sep. 2013, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2013.04.036.
- [24] J. Radjenović, M. Petrović, F. Ventura, and D. Barceló, “Rejection of pharmaceuticals in nanofiltration and reverse osmosis membrane drinking water treatment,” *Water Res*, vol. 42, no. 14, pp. 3601–3610, Aug. 2008, doi: 10.1016/J.WATRES.2008.05.020.

- [25] S. Satyam and S. Patra, "Innovations and challenges in adsorption-based wastewater remediation: A comprehensive review," *Heliyon*, vol. 10, no. 9, p. e29573, May 2024, doi: 10.1016/J.HELIYON.2024.E29573.
- [26] B. Belete, B. Desye, A. Ambelu, and C. Yenew, "Micropollutant Removal Efficiency of Advanced Wastewater Treatment Plants: A Systematic Review," *Environmental Health Insights*, vol. 17, 2023, doi: [10.1177/11786302231195158](https://doi.org/10.1177/11786302231195158).
- [27] C. Baresel, M. Salem, R. Roberts, A. Malovanny, H. Lemstrom, and B. Esfahani, "Approaching Breakthrough: Resource-Efficient Micropollutant Removal with MBR-GAC Configuration," *Applied Sciences*, vol. 14, no. 17, 2024, doi: <https://doi.org/10.3390/app14177759>.
- [28] K. Azis, Z. Mavriou, D. Karpouzas, S. Ntougias, and P. Meledis, "Evaluation of Sand Filtration and Activated Carbon Adsorption for the Post-Treatment of a Secondary Biologically-Treated Fungicide-Containing Wastewater from Fruit-Packing Industries," *Processes*, vol. 9, no. 7, 2021, doi: <https://doi.org/10.3390/pr9071223>.
- [29] F. Benstoem *et al.*, "Performance of granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater—A meta-analysis of pilot- and large-scale studies," *Chemosphere*, vol. 185, pp. 105–118, Oct. 2017, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.06.118.
- [30] K. Azam *et al.*, "A review on activated carbon modifications for the treatment of wastewater containing anionic dyes," *Chemosphere*, vol. 306, p. 135566, Nov. 2022, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.135566.
- [31] J. Derco, A. Gotvajn, P. Gulasová, N. Soltysová, and A. Kassai, "Selected Micropollutant Removal from Municipal Wastewater," *Processes*, vol. 12, no. 5, 2024, doi: <https://doi.org/10.3390/pr12050888>.
- [32] A. Cibati, R. Gonzalez-Olmos, S. Rodriguez-Mozaz, and G. Buttiglieri, "Unravelling the performance of UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> on the removal of pharmaceuticals in real industrial, hospital, grey and urban wastewaters," *Chemosphere*, vol. 284, 2021, doi: [10.1016/j.chemosphere.2021.133315](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133315).

- [33] J. Hollender *et al.*, “Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration,” *Environmental Science & Technology*, vol. 43, no. 20, pp. 7862-7869, 2009, doi: 10.1021/es9014629.
- [34] N. Tsiarta, W. Gernjak, H. Cajner, G. Matijasic, and L. Curkovic, “Heterogeneous Catalytic Ozonation of Pharmaceuticals: Optimization of the Process by Response Surface Methodology,” *Water*, vol. 16, no. 4, 2024, doi: 10.3390/nano14211747.
- [35] APA, “Água para Reutilização (ApR).” Disponível em: <https://apambiente.pt/agua/agua-para-reutilizacao-apr>. Acesso em: 03 jul 2025.
- [36] C. Novo, “Israel leads the way in wastewater reuse.” *Smart Water Magazine*, 29 jul. 2020. Disponível em: <https://smartwatermagazine.com/news/smart-water-magazine/israel-leads-way-wastewater-reuse>. Acesso em: 7 julho 2025.
- [37] J. Hagenvoort, M. Ortega-Reig, S. Botella, C. García, A. Luis, and G. Palau-Salvador, “Reusing Treated Waste-Water from a Circular Economy Perspective—The Case of the Real Acequia de Moncada in Valencia (Spain),” *Water*, v. 11, n. 9, p. 1830, 2019, doi: <https://doi.org/10.3390/w11091830>.
- [38] Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto, Diário da República n.º 158/2019, Série I de 2019-08-21, Presidência do Conselho de Ministros.



## **Anexo**

### **DECLARAÇÃO DE INTEGRIDADE**

Declaro ter conduzido este trabalho académico com integridade. Não plagiei ou apliquei qualquer forma de uso indevido de informações ou falsificação de resultados ao longo do processo que levou à sua elaboração.

Declaro que o trabalho apresentado neste documento é original e de minha autoria, não tendo sido utilizado anteriormente para nenhum outro fim.

Declaro ainda que tenho pleno conhecimento do Código de Conduta Ética do P.PORTO.

ISEP, Porto, 08 de julho de 2025