



UNIVERSIDADE
CATÓLICA
PORTUGUESA

PORTO

MANUAL TÉCNICO SOBRE ÁGUA PARA REUTILIZAÇÃO (ApR): ESTUDO DE SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS PARA PRODUÇÃO DE ApR

Junho 2023



FICHA TÉCNICA

Título	Manual Técnico sobre Água para Reutilização (ApR) – Estudo de Soluções Tecnológicas para Produção de ApR
Data Publicação	Junho 2023
Promotores	AST - AMBIENTE, Lda. [www.ast-ambiente.com] WEDOTECH, Lda. [www.wedotech.pt] Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica Portuguesa [www.esb.ucp.pt]
Autores	Inês Baptista (WEDOTECH) Ruben Jorge (WEDOTECH) Stefan Löblich (AST-AMBIENTE) Luís Marinheiro (AST-AMBIENTE) Célia Manaia (UCP) Inês Leão (UCP)
Versão	02

Este documento foi produzido no âmbito do projeto ApR-TEC - Soluções tecnológicas para garantia da qualidade microbiológica da água para reutilização (NORTE-01-0247-FEDER-047207), financiado pelo Programa Operacional do Norte (NORTE 2020) e do Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER), ao abrigo do Sistema de Incentivos à Investigação e Desenvolvimento Tecnológico do Portugal 2020.



NOTA INTRODUTÓRIA

O projeto ApR-TEC foi desenvolvido em copromoção pelas entidades AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Lda., WEDOTECH – Companhia de Ideias e Tecnologias, Lda., e pela Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica Portuguesa.

O projeto ApR-TEC propôs-se dar resposta a desafios associados à prática da reutilização de água residual tratada, atuando ao nível do desenvolvimento de soluções tecnológicas para tratamento de desinfecção, e ao nível do controlo e monitorização da qualidade microbiológica da água para reutilização.

Este Manual Técnico integra conhecimento produzido ao longo do projeto, destacando-se a divulgação dos resultados do estudo comparativo de tecnologias de tratamento para produção de água para reutilização a partir de águas residuais tratadas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o financiamento do NORTE 2020 e FEDER, ao abrigo do Sistema de Incentivos à Investigação e Desenvolvimento Tecnológico do Portugal 2020, para a execução deste projeto.

Os autores agradecem a colaboração da SIMDOURO, S.A., que permitiu a realização do estudo de soluções de tratamento para a produção de ApR em ambiente real numa ETAR do Grupo Águas de Portugal, assim como permitiu o acesso a unidade piloto de ozonização.

ÍNDICE

FICHA TÉCNICA	ii
NOTA INTRODUTÓRIA	iii
AGRADECIMENTOS	iv
ÍNDICE	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABELAS	viii
LISTA DE ACRÓNIMOS	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. A escassez de água	1
1.2. Reutilização de água residual tratada	5
1.3. Desafios de âmbito microbiológico na utilização de ApR	11
2. ENQUADRAMENTO LEGAL DE ApR	12
3. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO APLICÁVEIS NA PRODUÇÃO DE ApR	17
3.1. Remoção de partículas residuais e componentes dissolvidos	17
3.1.1. Filtração por leito granular	17
3.1.2. Coagulação / Floculação	19
3.1.3. Separação por membranas	21
3.2. Desinfecção	25
3.2.1. Cloragem	27
3.2.2. UV	29
3.2.3. Ozono	30
3.2.4. Plasma não térmico	31
4. ESTUDO COMPARATIVO DE SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS PARA PRODUÇÃO DE ApR	33
4.1. Enquadramento do estudo	33
4.2. Metodologia	34
4.2.1. ETAR modelo	34
4.2.2. Tecnologias de tratamento testadas	34
4.2.3. Amostragem e análises	38
4.2.4. Análise de resultados	38

4.3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.3.1.	Comparação da qualidade das ApR produzidas.....	39
4.3.2.	Classificação de ApR produzidas.....	41
4.3.3.	Estudo comparativo para avaliação de custos operacionais	43
4.4.	CONCLUSÕES DO ESTUDO COMPARATIVO	45
5.	NOTAS FINAIS.....	46
6.	REFERÊNCIAS.....	47
7.	CONTACTOS.....	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Índice WEI+ para o pior semestre de 2019 registado em países EU-27 [adaptado de EEA, 2023].	2
Figura 2. Índice WEI+ por região hidrográfica em Portugal [APA, 2021a].	3
Figura 3. Anomalias de temperatura média em Portugal entre 1931-2018 [Correia e Dias, 2020].	4
Figura 4. Anomalias de precipitação média em Portugal entre 1931-2018 [Correia e Dias, 2020].	4
Figura 5. Percentagem do território continental em seca severa e extrema entre 1931-2018 [Correia e Dias, 2020].	4
Figura 6. Vantagens da reutilização de água residual tratada (ApR) [APA, 2021b].	6
Figura 7. Distribuição de ETAR por nível de tratamento em Portugal [REA, 2021 - dados 2018].	6
Figura 8. Percentagem de reutilização de águas residuais tratadas em Portugal, Espanha e Israel [ERSAR, 2023; AEDYR, 2019; OCDE, 2022].	8
Figura 9. Esquemas de reutilização de água tratada na Europa [Water Reuse Europe, 2020].	8
Figura 10. Classificação de utilizações possíveis para ApR.	9
Figura 11. Projetos planeados e construídos de reutilização de água para IPR e DPR nos Estados Unidos em 2017 [EPA, 2017].	10
Figura 12. Mapa dos países da EU-27 onde a prática de reutilização de água para irrigação agrícola é permitida [WISE-Freshwater, 2023].	16
Figura 13. Esquema do processo de filtração por leito granular [Marecos do Monte <i>et al.</i> , 2016].	18
Figura 14. Esquema do processo de coagulação [adaptado de Turner <i>et al.</i> , 2019].	20
Figura 15. Esquema de operação de processos de membranas.	21
Figura 16. Dimensão de partículas e microrganismos removidos por processos de membranas [Marecos do Monte <i>et al.</i> , 2016].	23
Figura 17. Exemplos de mecanismos de desinfecção do plasma não-térmico [Barjasteh <i>et al.</i> , 2021].	32
Figura 18. Esquemas de tratamento testados e comparados para produção de ApR.	34
Figura 19. Sistema de tratamento terciário com filtros de areia e desinfecção UV.	35
Figura 20. Unidade contentorizada de ultrafiltração.	36
Figura 21. Unidade piloto de nanofiltração.	36
Figura 22. Unidade piloto de osmose inversa.	37
Figura 23. Unidade piloto de plasma não-térmico.	38
Figura 24. Resultados para o indicador <i>E. coli</i> nas ApR produzidas no projeto.	40
Figura 25. Redução de <i>E. coli</i> (log10) na ApR atingida com cada esquema de tratamento testado.	41
Figura 26. Classificação das ApR produzidas para aplicação em rega e usos urbanos.	42
Figura 27. Custos operacionais (OPEX) associados à produção ApR nas tecnologias testadas.	43
Figura 28. Relação entre concentração de <i>E. coli</i> nas ApR produzidas e custos operacionais para as tecnologias testadas.	44

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Normas de qualidade de água para reutilização para rega (DL n.º 119/2019).....	13
Tabela 2. Normas de qualidade de água para reutilização para usos urbanos (DL n.º 119/2019).	14
Tabela 3. Normas de qualidade de água para reutilização para usos industriais (DL n.º 119/2019).	14
Tabela 4. Número mínimo de barreiras aplicáveis por uso previsto (DL n.º 119/2019).	14
Tabela 5. Requisitos de qualidade de ApR para fins de rega agrícola do regulamento EC 2020/741.	15
Tabela 6. Requisitos de monitorização para fins de validação da água para reutilização para fins de rega agrícola do regulamento EC 2020/741.	16
Tabela 7. Propriedades típicas de materiais filtrantes [Metcalf e Eddy, 2014].	18
Tabela 8. Características principais de processos de membranas [adaptado de Metcalf e Eddy, 2014 e Marecos do Monte <i>et al.</i> , 2016].	22
Tabela 9. Desempenho expectável de processos de MF e UF [Metcalf e Eddy, 2014].	24
Tabela 10. Desempenho expectável de processos de NF e OI [Metcalf e Eddy, 2014].	25
Tabela 11. Gamas de CT para cada processo de desinfecção para diferentes níveis de inativação de efluente secundário filtrado [Metcalf e Eddy, 2014].	27
Tabela 12. Dosagem típica de cloro necessária para atingir diferentes níveis de desinfecção de coliformes totais em diferentes tipologias de efluentes [Metcalf e Eddy, 2014].	28
Tabela 13. Dosagem típica de UV necessária para atingir diferentes níveis de desinfecção de coliformes totais em diferentes tipologias de efluentes [Metcalf e Eddy, 2014].	30
Tabela 14. Resultados selecionados da caracterização físico-química das ApR produzidas.	39

LISTA DE ACRÓNIMOS

ADN	Ácido desoxirribonucleico
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
ApR	Água para reutilização
CBO ₅	Carência bioquímica de oxigénio
CQO	Carência química de oxigénio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETAR	Estação de tratamento de água residuais
EU	União Europeia
DARU	Diretiva Europeia relativa ao tratamento de águas residuais urbanas
DPR	Reutilização direta de água para fins potáveis (<i>Direct Potable Reuse</i>)
FA	Filtro de areia
GEE	Gases com efeito de estufa
IPR	Reutilização indireta de água para fins potáveis (<i>Indirect Potable Reuse</i>)
LOG	Unidades logarítmicas
NF	Nanofiltração
OI	Osmose inversa
OMS	Organização Mundial de Saúde
OZ	Ozonização
OPEX	Custos operacionais
PNT	Plasma não-térmico
qPCR	PCR (<i>polymerase chain reaction</i>) quantitativo
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SST	Sólidos suspensos totais
TOC	Carbono orgânico total
UF	Ultrafiltração
UV	Radiação ultravioleta
UFC	Unidade formadoras de colónias
WEI+	Índice de exploração de água (<i>water exploitation index plus</i>)

1. INTRODUÇÃO

1.1. A escassez de água

A água é um recurso fundamental para o desenvolvimento socioeconómico, para a produção de energia e alimentos, para a construção de ecossistemas saudáveis, e principalmente para a sobrevivência da espécie humana [ONU, 2023]. Contudo, atualmente assiste-se a um aumento de situações de escassez a nível global que colocam em risco a satisfação destas necessidades e o acesso a este bem universal. Esta realidade tem tido como consequência a imposição de restrições de utilização e racionamento de água potável para consumo em diversos países e continentes (como África do Sul [WRI, 2018], Chile [The Independent, 2022], Índia [CNN, 2019], Itália [BBC, 2017]), com impactos na qualidade de vida e saúde dos cidadãos, e nas atividades agrícolas e industriais. Na Europa, o custo associado à gestão de situações de seca é estimado entre 2 a 9 mil milhões de euros ano [EC, sd-a]. Este é também um problema sem fronteiras, e é expectável que a procura e competição por fontes de água aumentem nas próximas décadas, com possibilidade de conflitos motivados pela escassez deste recurso [BBC, 2021; WEF, 2018].

A escassez de água é sobretudo determinada pelo i) consumo de água, dependente da população e tipo de atividades socioeconómicas; ii) condições climáticas, que controlam a disponibilidade de água e a sazonalidade do abastecimento; e iii) características paisagistas e geológicas das bacias hidrográficas [EEA, 2023]. O nível de escassez pode ser avaliado pelo índice de exploração de água “WEI+” (*water exploitation index plus*), definido como a razão entre o volume total de água captado e as disponibilidades hídricas renováveis em determinada bacia. Convém distinguir que a situação de escassez é diferente de “seca”, que corresponde apenas a uma redução temporária da disponibilidade de água [REA, 2023]. Um índice WEI+ com valor entre 10-20% representa escassez baixa, entre 20-30% escassez moderada, entre 30-50% escassez elevada, entre 50-70% escassez severa, e acima de 70% escassez extrema [APA, 2021a]. Em 2019, a escassez de água afetou 29% do território da união europeia (EU) durante pelo menos uma estação do ano, mesmo num período em que se assistiu a uma redução da captação de água (15% de 2010 até 2019) [EEA, 2023]. No sul da Europa esta situação de escassez tem vindo a agravar-se com cerca de 30% da população a viver em regiões com *stress* hídrico permanente. Em 2019 Portugal registou um WEI+ global de 66% no 3º trimestre do ano (Figura 1) [EEA, 2023], que corresponde a escassez severa, um nível também observado noutros países da bacia mediterrânea.

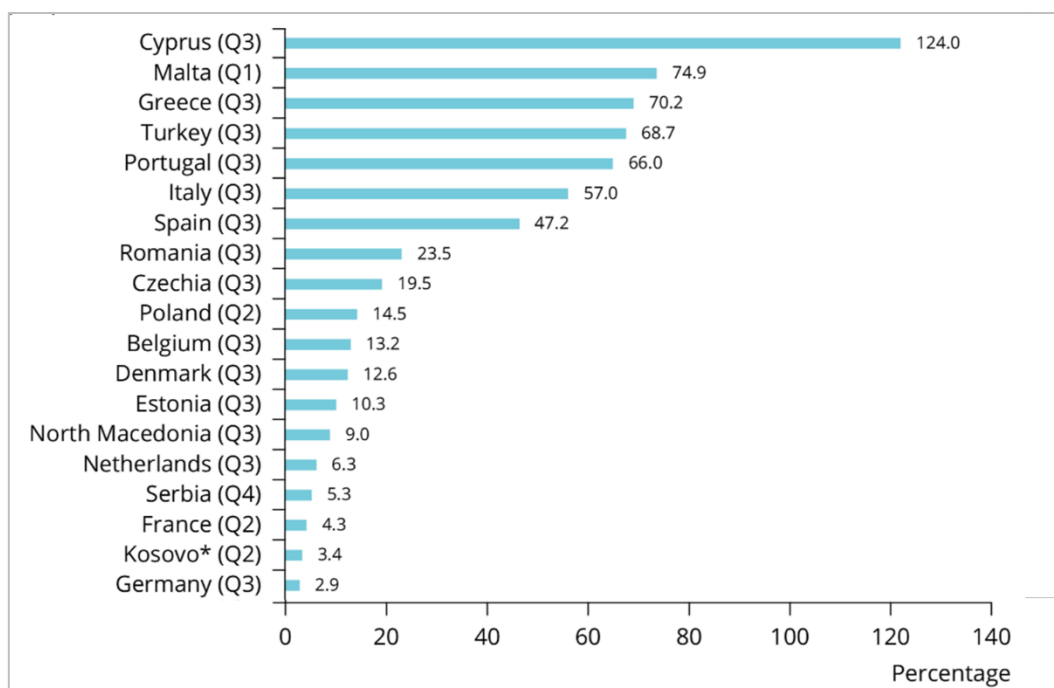


Figura 1. Índice WEI+ para o pior semestre de 2019 registado em países EU-27 [adaptado de EEA, 2023].

A distribuição do nível de escassez (WEI+) não é homogênea no território nacional, e as várias regiões hidrográficas estão sujeitas a diferentes condições de *stress* hídrico. Um estudo sobre avaliação das disponibilidades hídricas atuais e futuras de água realizado pela APA em 2021, identificava a situação de escassez mais crítica em Portugal (WEI+ > 60%) nas bacias do Sado e Mira (Figura 2) [APA, 2021a]. Mas mesmo na região Norte, nas bacias do Ave e Leça, o índice WEI+ pode ultrapassar os 50%. Estes índices não são estáticos, e podem variar em função das condições climáticas registadas entre períodos de avaliação.

As alterações climáticas ameaçam ainda mais este cenário, contribuindo para reduzir a disponibilidade de água. Em Portugal, o impacto das alterações climáticas é uma realidade já constatada nas décadas mais recentes: i) a temperatura média tem vindo a aumentar, e nos últimos 30 anos registaram-se 24 anomalias positivas (Figura 3); ii) a precipitação é mais irregular, sendo que nos últimos 30 anos a média foi negativa (Figura 4); iii) os períodos de seca são mais frequentes e prolongados (Figura 5) [Correia e Dias, 2020]. Nestas condições, a disponibilidade de água em Portugal reduziu em cerca de 20% nos últimos 20 anos [APA, 2021a].

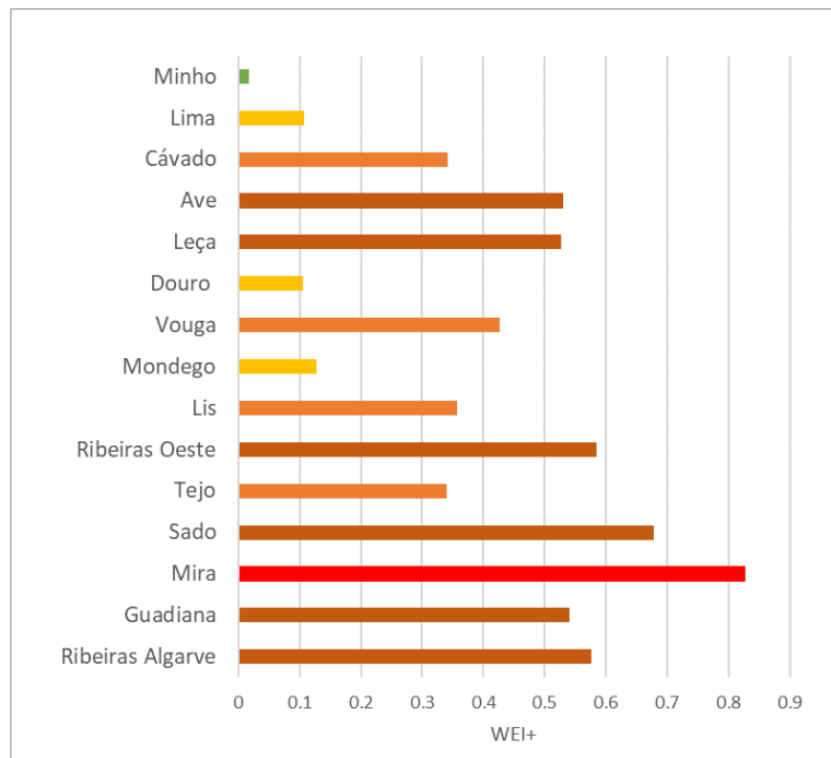


Figura 2. Índice WEI+ por região hidrográfica em Portugal [APA, 2021a].

São atualmente captados em Portugal cerca 6000 hm³ /ano de água, excluindo os volumes utilizados nos aproveitamentos hidroelétricos. A agricultura é responsável por 70% deste consumo, seguindo-se o abastecimento à população (13%), a termoelectricidade (9%) e a indústria (6%) [APA, 2021a]. No atual enquadramento de escassez, são necessárias medidas para preservar e promover uma utilização mais racional deste recurso, em particular para fins não potáveis que representam grande parte do volume de água captada.

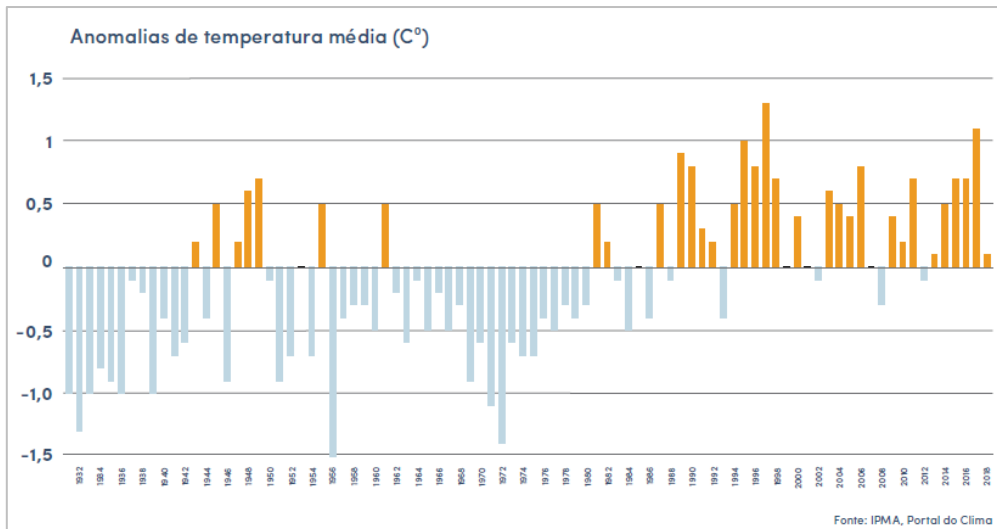


Figura 3. Anomalias de temperatura média em Portugal entre 1931-2018 [Correia e Dias, 2020].

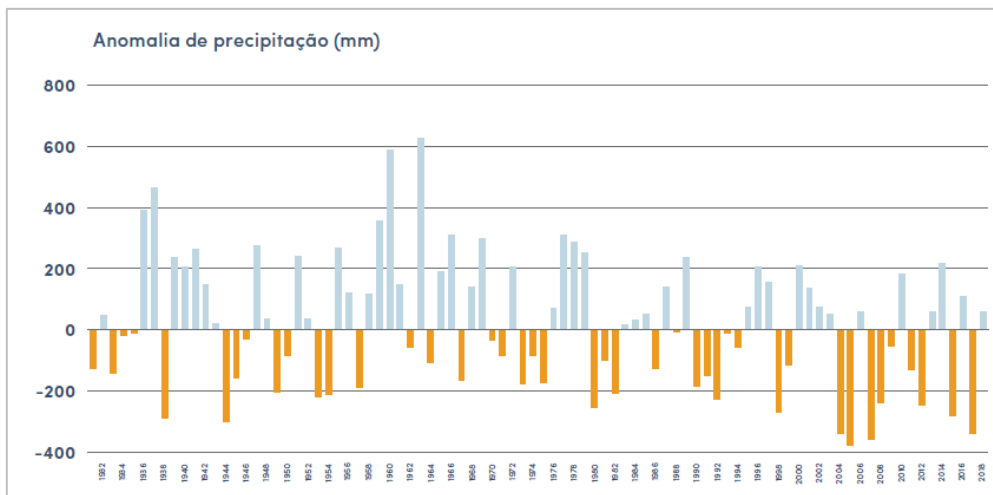


Figura 4. Anomalias de precipitação média em Portugal entre 1931-2018 [Correia e Dias, 2020].

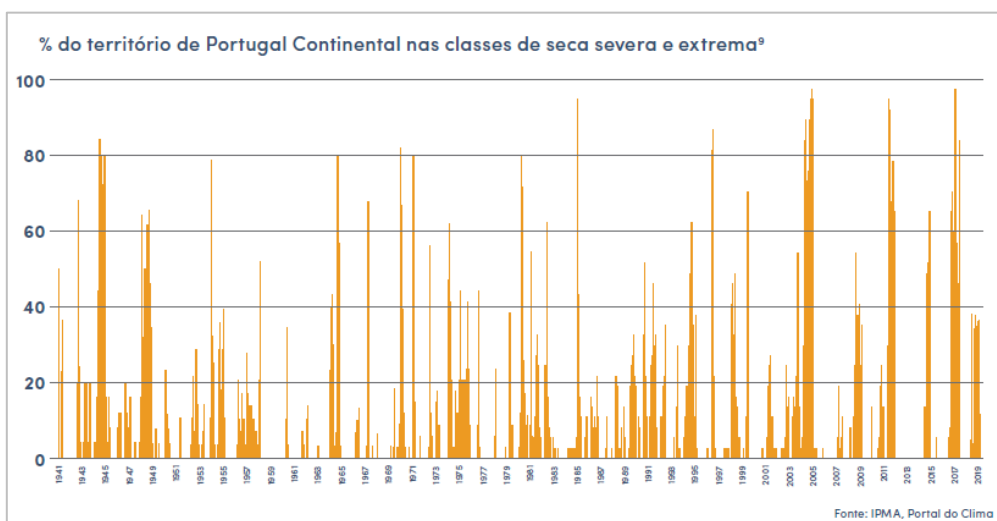


Figura 5. Percentagem do território continental em seca severa e extrema entre 1931-2018 [Correia e Dias, 2020].

O Programa de Ação para a Adaptação às Alterações Climáticas (P-3AC), publicado em 2019, reconhece que as alterações climáticas são um fenómeno do presente, e que esta tendência tenderá a agravar-se se não houver ação imediata e efetiva [P-3AC, 2019]. Na linha de ação #3 deste P-3AC, que visa a implementação de boas práticas de gestão de água para prevenção dos impactes decorrentes de fenómenos de seca e de escassez, estão previstas medidas com vista à redução do consumo de água na agricultura, indústria e utilizações urbanas (limpezas, rega de espaços verdes, etc.), onde se inclui a reutilização de águas residuais tratadas nestes vários setores, para reduzir o consumo de água potável.

Esta estratégia está também alinhada com os Planos de Ação Europeus e Nacionais para a promoção da Economia Circular, onde se reforça a mensagem de que a água residual tratada em condições seguras e conseguida numa boa relação de custo-eficácia de tratamento, é um recurso valioso para fazer face a problemas de escassez e reduzir a pressão sobre recursos hídricos [EC, 2015; PAEC, 2017].

1.2. Reutilização de água residual tratada

Considerando a atual tendência de escassez de água, é urgente promover uma utilização mais racional deste recurso, e a exploração de fontes alternativas de água para fins não potáveis. A reutilização de água tratada de estações de tratamento de águas residuais (ETAR) apresenta-se como uma origem alternativa de água, representando uma utilização mais sustentável deste recurso, reduzindo as necessidades de captação e promovendo uma maior circularidade da água (DL n.º 119/2019, 2019).

A promoção da utilização de água para reutilização (ApR) como origem alternativa de água para fins não potáveis, pode proporcionar vários benefícios ambientais e económicos: i) tem um impacto inferior a nível de custos de investimento e energia quando comparado com outras origens alternativas (dessalinização, novas barragens, etc.), com menor emissão de gases com efeito de estufa (GEE), ii) é uma fonte com constância e disponibilidade, que pode viabilizar projetos inseridos em locais dependentes da disponibilidade deste recurso, e iii) permite melhor gestão de recursos hídricos, quer pela redução de volume de captações, quer pela diminuição da carga rejeitada de ETAR no meio hídrico em zonas sensíveis (Figura 6) [APA, 2021b].

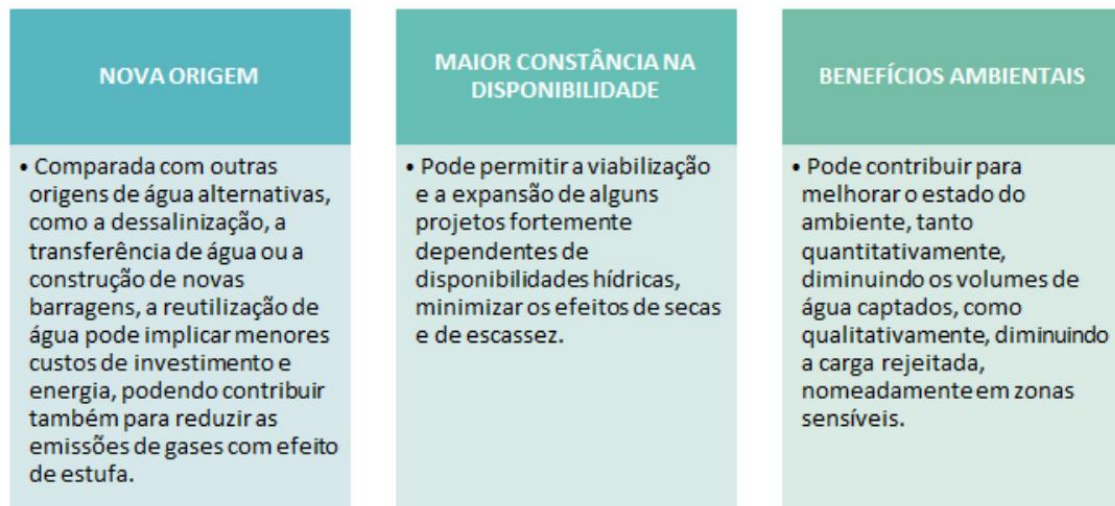


Figura 6. Vantagens da reutilização de água residual tratada (ApR) [APA, 2021b].

Portugal está atualmente dotado de ETAR com capacidade tecnológica que permite assegurar um elevado nível de tratamento de águas residuais, sendo que mais de 90% destas ETAR têm pelo menos nível de tratamento secundário (Figura 7) [REA, 2021]. Com esta capacidade tecnológica instalada, e todo o investimento já realizado para atingir este nível de tratamento, faz todo o sentido que se aposte na valorização desta fonte de água alternativa para fins não potáveis, mesmo que um afinamento adicional do tratamento seja necessário para cumprir os requisitos de qualidade para produção de água para reutilização (ApR).

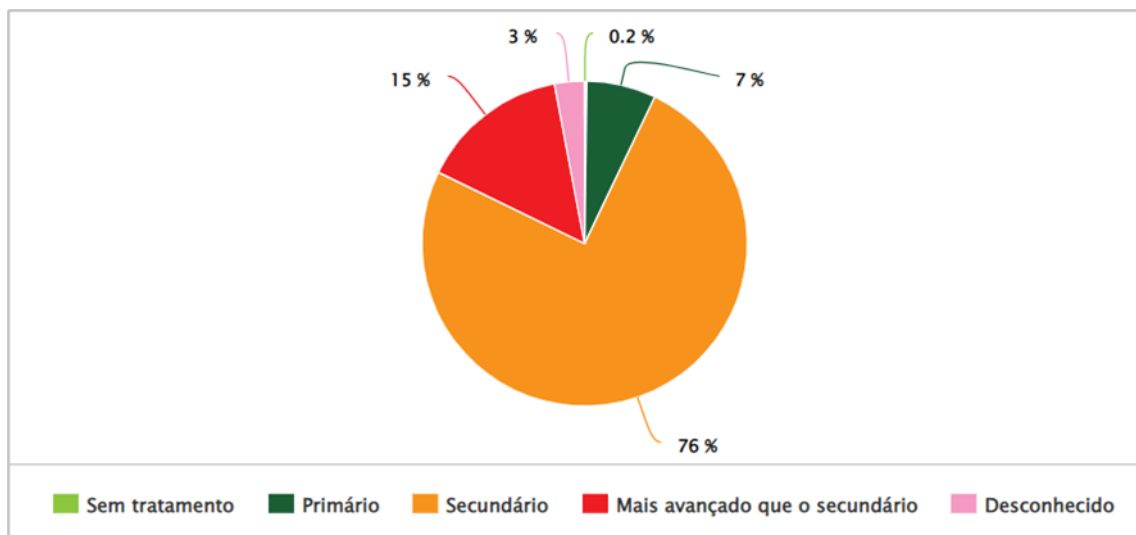


Figura 7. Distribuição de ETAR por nível de tratamento em Portugal [REA, 2021 - dados 2018].

Anualmente são tratados mais de 40.000 milhões de m³ de águas residuais na Europa, no entanto apenas 2,4% deste volume de água é reutilizado, quando existe potencial para uma reutilização até seis vezes superior [WISE-Freshwater, 2023; EC, sd-b]. Em Portugal, foram tratados em 2021 mais de 700 milhões de m³ de águas residuais, no entanto apenas 1,2% deste

volume foi reutilizado, com 87% desta reutilização para uso interno das entidades gestoras de águas residuais e apenas 13% para outras aplicações [ERSAR, 2023].

Foi apresentada em 2019 a Estratégia Nacional para Utilização de Águas Residuais Tratadas, que visava dar cumprimento à meta avançada pelo governo de atingir 10% de reutilização de águas residuais tratadas em 2025 e 20% até 2030 [Governo de Portugal, 2019a, 2019b]. Verifica-se que estas metas nacionais estão ainda longe de serem atingidas face à reutilização praticada atualmente. Esta lacuna de “muito baixa produção e disponibilização de águas residuais tratadas” foi apontada como oportunidade de melhoria na gestão dos recursos ambientais no Plano Estratégico para o Abastecimento de Água e Gestão de Águas Residuais e Pluviais para 2030 (PENSAARP 2030) que está a ser ultimado [PENSAARP, 2030]. Existem, no entanto, zonas do país onde a reutilização de água é mais expressiva face à média nacional. A região do Algarve apresenta atualmente uma reutilização de 5% de águas residuais tratadas, com cerca de 70% desta ApR a ser usada na irrigação dos campos de golf, e tem como objetivo atingir 20% de reutilização na região em 2030 [RTP, 2023; AdAlgarve, 2022].

A reutilização de águas residuais praticada em Portugal fica aquém do que se regista noutros países que vivem também situações de escassez (Figura 8). Em comparação, Espanha apresenta uma reutilização de água tratada a nível nacional entre 7 a 13%, sendo considerada o líder a este nível na EU [AEDYR, 2019]. Este consumo de ApR é mais pronunciado nas comunidades com maiores necessidades hídricas como Valência, Múrcia, Andaluzia, e cidades como Madrid e Barcelona, sendo que na comunidade de Múrcia esta taxa de reutilização é superior a 95% [AEDYR, 2019; ESAMUR, 2023]. Nesta comunidade, a reutilização é essencialmente direcionada para a irrigação agrícola, e apenas 3% das águas residuais tratadas são descarregas no mar mediterrâneo [ESAMUR, 2023].

Israel é considerado o líder mundial ao nível da reutilização de água residual tratada com uma taxa de reutilização de 87%, com utilização principal na irrigação agrícola [OCDE, 2022]. Esta aposta na utilização de ApR neste setor permitiu entre 2000 e 2018 reduzir de 64% para 35% a utilização de água doce captada para fins agrícolas. O investimento na reutilização de água, em combinação com reformas regulatórias e de tarifas, permitiu que Israel reduzisse a sua dependência de captações de água e se tornasse mais resiliente às alterações climáticas [OCDE, 2022].

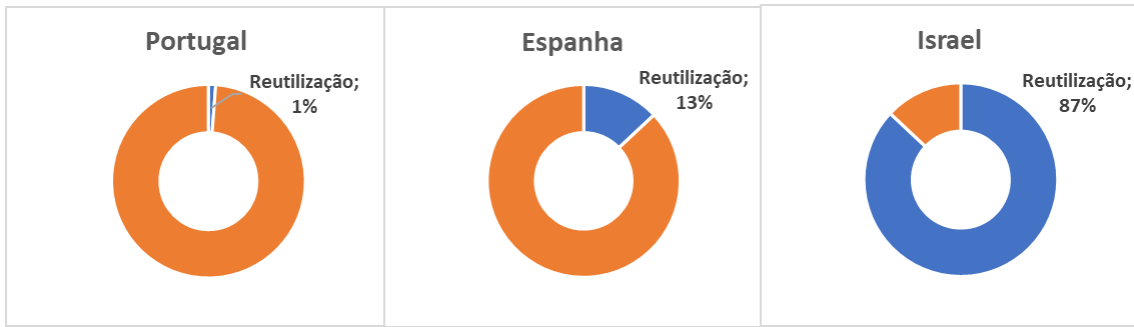


Figura 8. Percentagem de reutilização de águas residuais tratadas em Portugal, Espanha e Israel [ERSAR, 2023; AEDYR, 2019; OCDE, 2022].

Um estudo sobre o setor da reutilização de águas residuais na Europa, realizado em 2017, identificou a existência de mais de 780 esquemas de reutilização, distribuídos por 16 países (Figura 9) [Water Reuse Europe, 2020]. Geograficamente, cerca de 250 destes esquemas estavam localizados no norte da Europa, e cerca de 530 no sul da Europa, com destaque para Espanha, Itália e Grécia, com 361, 99 e 44 esquemas identificados, respetivamente. No que respeita ao tipo de aplicações de ApR identificadas, a mais comum foi irrigação agrícola (39%), seguida de utilização industrial (15%) e usos recreativos (11%). A reutilização de água para usos industriais é predominante no norte da Europa, e a utilização para irrigação agrícola é mais expressiva no sul do continente [Water Reuse Europe, 2020].

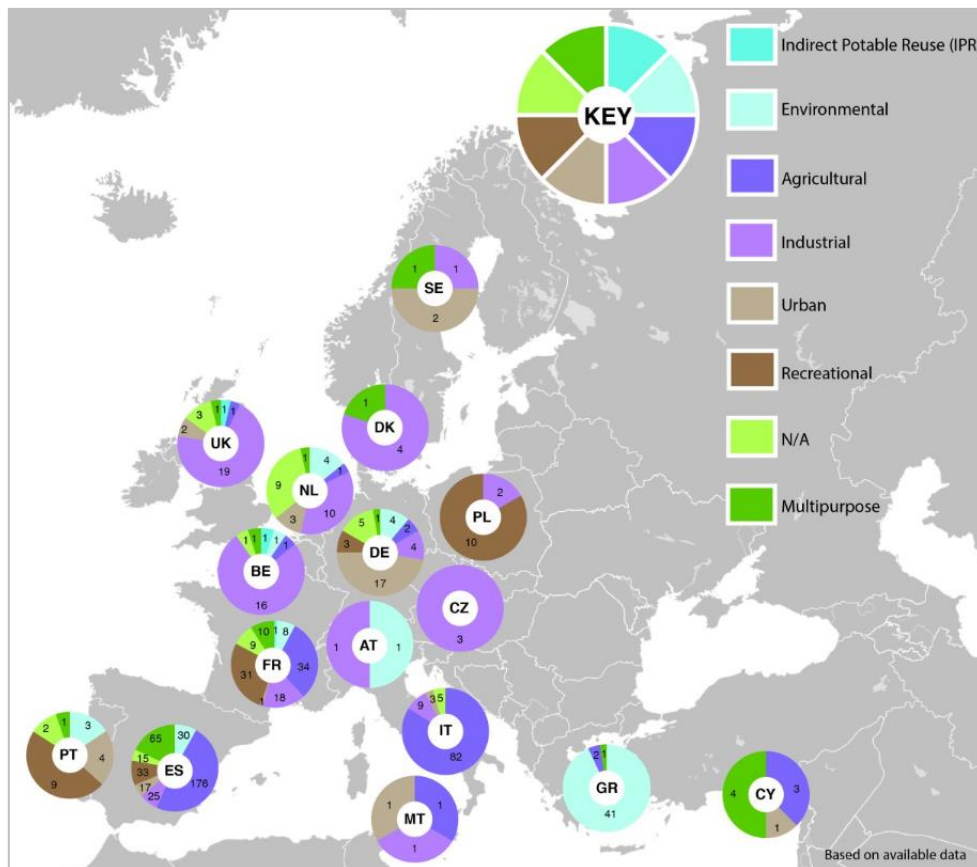


Figura 9. Esquemas de reutilização de água tratada na Europa [Water Reuse Europe, 2020].

Na Europa, as aplicações de ApR são na grande maioria para fins não potáveis, como irrigação agrícola, utilizações industriais, e usos urbanos e recreativos (rega de espaços verdes, campos de golf, lavagens de ruas e veículos, etc.). No entanto, a ApR pode ser também usada para fins potáveis em regiões onde existe grande escassez de água potável para abastecimento público, diferenciando-se em reutilização direta para fins potáveis (DPR – *direct potable reuse*) e reutilização indireta para fins potáveis (IPR – *indirect potable reuse*) (Figura 10). Estes esquemas podem ser definidos da seguinte forma [EPA, 2017]:

IPR - recarga deliberada de uma fonte de água potável (água superficial ou aquífero subterrâneo) com água residual tratada, como passo adicional de depuração ambiental antes do uso subsequente para fins potáveis.

DPR – fornecimento direto de água residual tratada (com ou sem retenção em *buffer* de armazenamento) a uma estação de tratamento de água potável. Pode incluir o tratamento de água tratada numa instalação avançada de tratamento de águas residuais para distribuição direta.

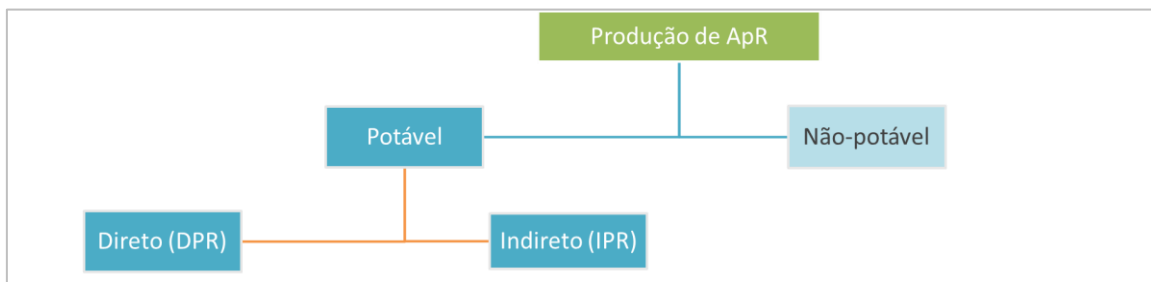


Figura 10. Classificação de utilizações possíveis para ApR.

Embora na Europa apenas se tenham identificado 2 esquemas do tipo IPR para reutilização de ApR para fins potáveis (2017), nos Estados Unidos assiste-se a uma proliferação destes projetos de reutilização para fins potáveis, em particular na costa oeste e no sul do país, onde a escassez de água é crítica (Figura 11). A produção de água reciclada para fins potáveis implica a utilização de esquemas de tratamento de água mais avançados, que garantem água reciclada de elevada qualidade para evitar qualquer risco para a saúde humana e o ambiente.

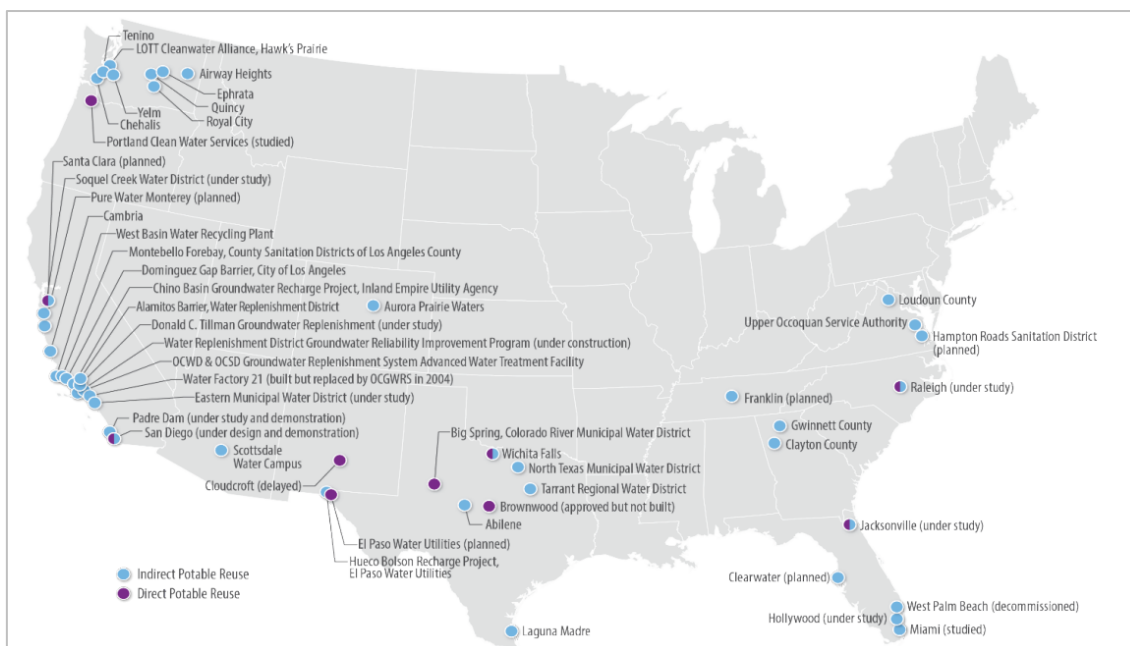


Figura 11. Projetos planejados e construídos de reutilização de água para IPR e DPR nos Estados Unidos em 2017 [EPA, 2017].

A estratégia definida em Portugal para a reutilização da água residual tratada e apresentada pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA) pode resumir-se nos seguintes pontos [APA, 2021b]:

- Abranger usos não potáveis (usos urbanos, agrícolas, florestais, industriais, paisagísticos, entre outros) incluindo o suporte de ecossistemas;
- Integrar os últimos desenvolvimentos sobre este tema, nomeadamente a nível Europeu;
- Avaliar potenciais produtores e potenciais utilizadores;
- Definir um regime flexível, mas com mecanismos que garantam a segurança para a saúde e para o ambiente.

Atualmente verifica-se que há ETAR instaladas em Portugal que ainda não estão capacitadas para a produção de ApR com qualidade compatível com as normas mais restritas de qualidade, nomeadamente as impostas do ponto de vista microbiológico [*Escherichia coli* ≤ 10 UFC/mL]. Há assim necessidade por parte das entidades gestoras de águas residuais de um *upgrade* tecnológico das suas instalações para poder fornecer ApR no âmbito deste novo enquadramento. A seleção da solução tecnológica mais adequada para dar resposta a estas normas de qualidade, e os custos de investimento e custos operacionais envolvidos neste *upgrade*, são neste momento ainda preocupações neste período de transição. Neste cenário, as tecnologias que ofereçam a melhor relação “eficácia-custo” para produção de ApR serão as mais bem posicionadas para fazer face a esta necessidade crescente.

1.3. Desafios de âmbito microbiológico na utilização de ApR

As ETAR têm um papel relevante na redução da carga orgânica e microbiológica dos efluentes, no entanto, a água tratada detém ainda uma grande complexidade de contaminantes biológicos com relevância em saúde pública, como bactérias patogénicas oportunistas, genes de resistência a antibióticos, e elementos genéticos móveis que podem funcionar como veículos na disseminação de genes virulência ou resistência, ou de vírus de origem animal, etc. [Rizzo *et al.*, 2020]. A emergência de resistências antimicrobianas é considerada atualmente uma das maiores ameaças globais para a saúde humana e segurança alimentar, e as ETAR são consideradas como reservatórios destas bactérias e genes de resistência devido à tipologia de afluentes que recebe [Manaia *et al.*, 2018; Bacerra-castro *et al.*, 2015; Milobedzka *et al.*, 2022]. Neste contexto, a avaliação dos riscos para saúde e ambiente da utilização de ApR com base num único parâmetro microbiológico é redutora [Manaia, 2023]. O mesmo princípio será aplicável para a avaliação da eficácia de desinfecção que tecnologias de tratamento de ApR podem oferecer. Ainda neste âmbito, o licenciamento dos sistemas de produção de ApR impõe que a monitorização da qualidade da ApR de produtores seja realizada nos pontos de entrega dos utilizadores. Do ponto de vista microbiológico, levantam-se questões ao nível do armazenamento e distribuição desta ApR, uma vez que neste circuito pode haver proliferação de microrganismos que precisa de ser avaliada. Vários estudos com tecnologias de tratamento terciário, tais como desinfecção por UV, indicam que além de baixa eficácia, pode haver crescimento de microrganismos transitoriamente inativados (recrescimento), que ao fim de um ou mais dias podem proliferar novamente, incluindo-se nestas categorias também as bactérias resistentes a antibióticos [Jjemba *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2013; Rizzo *et al.*, 2020]. Destaca-se que há outras espécies patogénicas oportunistas, como *Mycobacterium*, cujo desenvolvimento nestes sistemas de distribuição ApR poder ocorrer e não ser representado por indicadores como *E. coli* – que é o indicador de referência da qualidade de ApR na legislação [Manaia, 2023]. Acresce que os métodos para estes controlos se baseiam em cultivo, e os resultados podem levar dias a apurar. Neste contexto, ganha relevância a aplicação de metodologias alternativas de espectro mais abrangente para complementar esta caracterização microbiológica, permitindo ganhar conhecimento sobre a comunidade microbiana global, e em particular, caracterizar eficácias de processos de desinfecção de forma aprofundada. O desenvolvimento recente de equipamentos portáteis para sequenciação de ADN poderá permitir avaliar a qualidade microbiológica de uma água em apenas algumas horas, e democratizar a aplicação da sequenciação para controlo de qualidade de ApR [Leggett *et al.*, 2019].

2. ENQUADRAMENTO LEGAL DE ApR

Apesar das vantagens que a ApR apresenta, a sua utilização está associada a uma preocupação transversal sobre a qualidade desta água e os riscos que esta utilização pode representar para a saúde pública. Várias organizações internacionais têm-se debruçado sobre esta temática, desenvolvendo um extenso trabalho para promoção da reutilização de água residual tratada em segurança.

Destaca-se a Organização Mundial de Saúde (OMS) que tem desenvolvido normas para garantir a proteção da saúde pública nesta prática, em particular para aplicações para usos potáveis (consumo humano) [APA, 2021b; OMS, 2017]. A Organização Internacional de Normalização (ISO), através do seu comité TC282, tem desenvolvido normas para a reutilização de águas residuais tratadas, em particular para aplicações não potáveis em 4 subcomités: irrigação (rega agrícola e paisagística, de espaços públicos e privados), usos urbanos, usos industriais, e avaliação do risco e desempenho de sistemas de reutilização de água [APA, 2021b; ISO, sd].

A nível europeu, a Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas (DARU), e transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei n.º 152/97, prevê, no seu artigo 12.º, que as “águas residuais devem ser reutilizadas sempre que adequado”. A revisão atualmente em curso da DARU, avança que “os Estados-Membros serão obrigados a promover sistematicamente a reutilização de águas residuais tratadas de todas as estações de tratamento de águas residuais urbanas”, reforçando a obrigatoriedade de se proceder à reutilização efetiva das águas residuais tratadas [EC, 2022].

Em Portugal, o Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto, veio estabelecer o regime jurídico de produção de água para reutilização, obtida a partir do tratamento de águas residuais, bem como da sua utilização para fins não potáveis. Este diploma veio colmatar lacunas ao nível dos critérios de qualidade da ApR, e estabelecer os requisitos para a qualidade e monitorização desta água, e principais tarefas de gestão dos riscos associados à sua utilização. Esta legislação está assente numa abordagem “*fit-for-purpose*”, que pretende adequar a qualidade da ApR a cada aplicação, estabelecendo normas de qualidade para aplicações de rega, usos urbanos e industriais. Recentemente, este diploma foi atualizado pelo Decreto-Lei n.º 11/2023, de 10 de fevereiro, que veio proceder à reforma e simplificação dos licenciamentos ambientais associados.

A aplicação deste decreto é acompanhada por um Guia para a reutilização de água para usos não potáveis, que consiste numa ferramenta complementar de enquadramento para o modelo de gestão da produção e utilização de ApR para usos não potáveis, [APA, 2019]. É também uma referência útil de apoio para o desenvolvimento da avaliação e gestão de risco de projetos de reutilização de ApR.

As normas de qualidade para ApR definidas pelo DL n.º 119/2019 para os diferentes usos previstos são apresentadas de forma resumida nas Tabelas seguintes, para rega (Tabela 1),

usos urbanos (Tabela 2) e industriais (Tabela 3). Esta informação não dispensa a consulta integral do referido Diploma, e restantes requisitos de qualidade e condições aplicáveis.

Estas normas de qualidade assentam num conjunto de indicadores físico-químicos, e em apenas um indicador microbiológico, a *Escherichia coli* (*E. coli*). Os riscos de ocorrência de *Legionella* devem ser avaliados no âmbito da Lei n.º 52/2018, de 20 de agosto, que estabelece o regime específico para este controlo.

É também introduzido neste DL n.º 119/2019 o conceito multibarreira para a gestão complementar de riscos, que prevê a imposição de barreiras de segurança ao nível do tratamento de águas residuais e de barreiras físicas para minimização do contacto da ApR com os recetores (ingestão) e lixiviação de contaminantes para massas de água. Exemplos destas barreiras incluem rega gota-a-gota, pós-desinfecção da água tratada, controlo de acessos a áreas regadas, entre outras. É possível combinar diferentes classes de rega de ApR com um sistema complementar de barreiras para viabilizar e potenciar diferentes usos (Tabela 4).

Tabela 1. Normas de qualidade de água para reutilização para rega (DL n.º 119/2019).

Classe de qualidade ⁽¹⁾	CBO ₅ (mg/L O ₂)	SST (mg/L)	Turvação (NTU)	<i>E. coli</i> (ufc/100 mL)	Ovos de parasitas intestinais (N.º/L) ⁽²⁾	Azoto amoniacal ⁽³⁾ (mg NH ₄ ⁺ /L)	Azoto total ⁽³⁾ (mg N/L)	Fósforo total ⁽³⁾ (mg P/L)
A.....	≤ 10	≤ 10	≤ 5	≤ 10		10	15	5
B.....	≤ 25	≤ 35		≤ 100				
C.....	≤ 25	≤ 35		≤ 1 000	≤ 1			
D.....	≤ 25	≤ 35		≤ 10 000	≤ 1			
E ⁽⁴⁾	≤ 40	≤ 60		≤ 10 000				

⁽¹⁾ Descrição no quadro n.º 2.
⁽²⁾ Aplicável na rega de culturas agrícolas destinadas ao consumo animal.
⁽³⁾ Parâmetro facultativo. Poderá ser aplicável em alguns projetos de rega para minimização dos riscos de formação de biofilme e obstrução dos sistemas de rega.
⁽⁴⁾ Só aplicável a sistemas descentralizados ou descentralizados em simbiose.

Tabela 2. Normas de qualidade de água para reutilização para usos urbanos (DL n.º 119/2019).

Parâmetro	Suporte de ecossistemas	Usos recreativos, de enquadramento paisagístico	Lavagem de ruas ⁽⁵⁾	Água de combate a incêndios ⁽¹⁾	Águas de arrefecimento	Autoclismos ⁽¹⁾	Lavagem de veículos ^{(4),(5)}
pH	Adeterminar caso-a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte.	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,5 a 8,5 ⁽²⁾	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
CBO ₅ (mg/L O ₂)		≤25	≤25	≤25	≤25	≤25	
Turvação (NTU)		≤5		≤5		≤5	≤5
Azoto amoniacal (mgNH ₄ /L).		≤5			≤5	≤10	
P _{total} (mg/L)		≤2 ⁽³⁾					
<i>E. coli</i> (ufc/100 mL)		≤10		≤10	≤200	≤10	≤10

⁽¹⁾ As vias de exposição por ingestão (não intencionada) deverão ser consideradas de máxima importância nestes usos, pelo que a qualidade deverá ser similar à da classe A para rega.
⁽²⁾ Pode ocorrer crescimento microbiano a valores superiores ou inferiores a esta gama de pH.
⁽³⁾ Quando utilizado em locais sujeitos à ocorrência de eutrofização (e.g., lagos urbanos, fontes).
⁽⁴⁾ Em função das especificidades de aplicação das ApR poderão ser controlados alguns metais e compostos iónicos, tais como ferro, manganês, cloretos, sulfatos, alcalinidade e sílica, para minimização da ocorrência de calcificação ou corrosão dos sistemas de armazenagem e distribuição de água.
⁽⁵⁾ Em sistemas de lavagem manual a alta pressão, as vias de exposição por ingestão (não intencionada) deverão ser consideradas de máxima importância nestes usos, pelo que a qualidade deverá ser similar à da classe A para rega.

Tabela 3. Normas de qualidade de água para reutilização para usos industriais (DL n.º 119/2019).

Classe de qualidade	Turvação (NTU)	<i>E. coli</i> (ufc/100 mL)
Em circuitos com risco direto de ingestão (incluindo ingestão acidental, e.g., gotículas) e contacto dérmico	≤5	≤10
Em circuitos com risco direto de contacto dérmico		≤1000

Tabela 4. Número mínimo de barreiras aplicáveis por uso previsto (DL n.º 119/2019).

Classe de qualidade	Número mínimo de barreiras aplicáveis						
	Áreas sem restrição de acesso (usos urbanos e agrícolas)	Áreas com restrição de acesso (usos urbanos e agrícolas)	Culturas consumidas em cru ⁽¹⁾	Culturas destinadas a processamento e consumo animal, exceto suínos	Pomares	Produção de sementes	Produção de sementes/Outras áreas privadas de uso restrito
A	0	0	0	0	0	0	0
B	1	0	1	0	0	0	0
C	Proibido	1	3	2	1	0	0
D	Proibido	Proibido	Proibido	Proibido	3	0	0
E	Proibido	Proibido	Proibido	Proibido	3	1	0
Águas residuais não tratadas.	Proibido	Proibido	Proibido	Proibido	Proibido	Proibido	Proibido.

Outros países do sul da Europa mais vulneráveis a períodos de seca e escassez de água, foram também implementando legislação nacional específica para regular a reutilização de água tratada, em particular para rega. Em Espanha, a reutilização de água é regida pelo Decreto Real 1620/2017, que prevê também usos urbanos, recreativos, rega agrícola e usos industriais [DR

1620/2007]. Os parâmetros microbiológicos para classificação de ApR para utilização na rega agrícola baseiam-se na concentração de *E. coli*, à semelhança do praticado em Portugal, fazendo também referência a *Legionella* spp. Em França, os parâmetros microbiológicos incluídos na legislação para classificação de ApR para utilização em rega inclui concentração de *E. coli*, e níveis de redução em base logarítmica de enterococos fecais, bacteriófagos RNA F-específicos, e esporos de bactérias anaeróbias sulfito-redutoras [JORF n. 201/2010].

Para harmonizar a regulação de reutilização de água a nível europeu, a UE publicou o regulamento (EU) 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020, que estabelece requisitos mínimos para a qualidade da água e a respetiva monitorização, e disposições sobre a gestão dos riscos, para a utilização segura de ApR no contexto da gestão integrada da água [APA, 2021b; EC, 2020]. Este regulamento entrou em vigor a 26 de junho de 2023, e é apenas aplicável à utilização de ApR para rega agrícola. O regulamento apresenta requisitos de qualidade para rega semelhantes aos que constam do DL n.º 119/2019, que inclui já a maioria das disposições do referido regulamento (Tabela 5), incluindo limite para *Legionella* spp. sempre que exista um risco de aerossolização, e limite para nematódeos intestinais no caso da rega de pastos ou forragens.

Tabela 5. Requisitos de qualidade de ApR para fins de rega agrícola do regulamento EC 2020/741.

Classe de qualidade da água para reutilização	Meta tecnológica indicativa	Requisitos de qualidade			
		<i>E. coli</i> (número/100 ml)	CBO ₅ (mg/l)	SST (mg/l)	Turvação (UTN)
A	Tratamento secundário, filtração e desinfeção	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5
B	Tratamento secundário e desinfeção	≤ 100	Em conformidade com a Diretiva 91/271/CEE (Anexo I, quadro 1)	Em conformidade com a Diretiva 91/271/CEE (Anexo I, quadro 1)	–
C	Tratamento secundário e desinfeção	≤ 1 000			–
D	Tratamento secundário e desinfeção	≤ 10 000			–

Para a ApR com requisitos de qualidade mais rigorosos - a classe A, o regulamento prevê a realização de monitorização adicional para fins de validação da água para reutilização para fins de rega agrícola. Esta verificação deve ser efetuada antes da entrada em funcionamento, ou modernização, de um novo sistema de produção de ApR, sendo isenta para sistemas já implementados à data de 25 de Junho de 2020. Esta monitorização para fins de validação engloba a monitorização dos microrganismos indicadores associados a cada grupo de agentes patogénicos, nomeadamente, bactérias, vírus e protozoários. Os microrganismos indicadores selecionados são a *E. coli* para as bactérias patogénicas, os colifagos F-específicos, os colifagos somáticos ou os colifagos para os vírus patogénicos, e os esporos de *Clostridium perfringens* ou as bactérias redutoras de sulfatos formadoras de esporos para os protozoários (Tabela 6). Estas metas devem ser cumpridas no ponto de conformidade, tendo em conta as concentrações de águas residuais não tratadas que entram na ETAR.

Tabela 6. Requisitos de monitorização para fins de validação da água para reutilização para fins de rega agrícola do regulamento EC 2020/741.

Classe de qualidade da água para reutilização	Microrganismos indicadores (*)	Metas de desempenho para a cadeia de tratamento (redução do log ₁₀)
A	<i>E. coli</i>	≥ 5,0
	Total de colifagos/colifagos F-específicos/colifagos somáticos/colifagos (**)	≥ 6,0
	Esporos de <i>Clostridium perfringens</i> /bactérias redutoras de sulfatos formadoras de esporos (***)	≥ 4,0 (no caso dos esporos de <i>Clostridium perfringens</i>) ≥ 5,0 (no caso das bactérias redutoras de sulfatos formadoras de esporos)

Embora este regulamento tenha por objetivo promover e uniformizar as práticas de reutilização de água na UE, nem todos os países adotaram este regulamento nem permitem a reutilização de água para irrigação agrícola. As exceções incluem Finlândia, Polónia, Áustria, entre outros países, que têm recursos de água potável abundantes e baixas necessidades de consumo de água para irrigação. A Figura 12 apresenta um mapa com a identificação dos países onde a reutilização de água para irrigação agrícola é permitida.

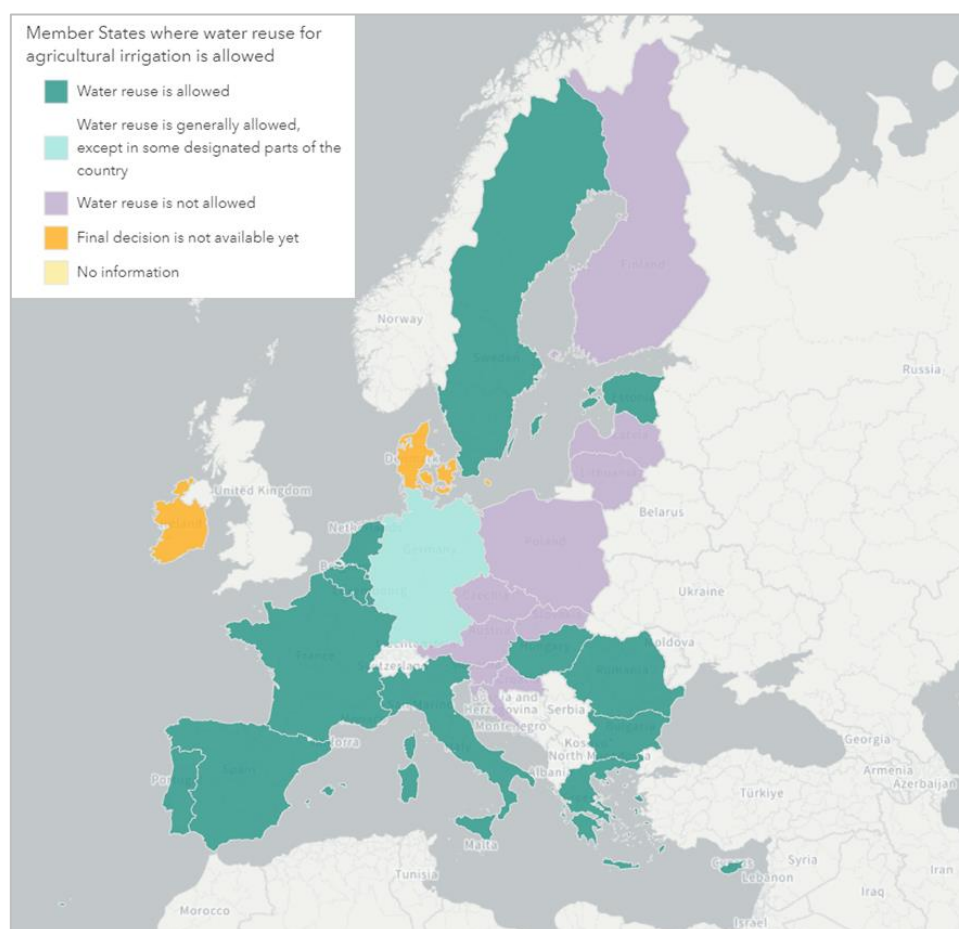


Figura 12. Mapa dos países da EU-27 onde a prática de reutilização de água para irrigação agrícola é permitida [WISE-Freshwater, 2023].

3. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO APLICÁVEIS NA PRODUÇÃO DE ApR

Os efluentes secundários produzidos nas ETAR podem conter ainda componentes residuais que não permitem a sua aplicação direta para reutilização como ApR. Estes componentes podem ser agrupados em 4 grupos [Metcalf e Eddy, 2014]: i) partículas em suspensão e coloidais, orgânicas e inorgânica (e.g. sólidos em suspensão - SST); ii) contaminantes orgânicos dissolvidos (e.g. CBO₅); iii) contaminantes inorgânicos dissolvidos (e.g. azoto e fósforo); e, iv) contaminantes biológicos (e.g. bactérias e vírus).

A produção de ApR com qualidade compatível com os requisitos legais em vigor, para diferentes usos, pode assim implicar um upgrade tecnológico dos processos de tratamento convencionais instalado nas ETAR.

Nesta secção é apresentada, de forma resumida, uma seleção de processos e tecnologias de tratamento terciárias de efluentes que podem ser usadas para produção de ApR. Esta seleção teve por base as tecnologias estudadas no projeto de I&DT desenvolvido, e não pretende ser uma revisão técnica exaustiva das soluções de tratamento disponíveis.

3.1. Remoção de partículas residuais e componentes dissolvidos

3.1.1. Filtração por leito granular

A filtração por leito granular é uma operação unitária que permite a remoção de sólidos e partículas em suspensão residuais, incluindo carga orgânica e também alguns contaminantes biológicos. Permite reduzir o teor de sólidos suspensos (SST) e turvação do efluente. Quando aplicado no tratamento terciário de efluentes, esta operação é normalmente utilizada para: i) remoção suplementar de sólidos suspensos residuais e precipitados (incluindo CBO₅ e fósforo), ii) reduzir a massa de sólidos suspensos na descarga do efluente, e iii) pré-tratamento do efluente para tratamento terciário subsequente, como desinfecção, adsorção e oxidação avançada [Metcalf e Eddy, 2014].

O processo de filtração consiste na passagem da água a tratar através de um meio filtrante, por ação da gravidade ou por pressurização, onde ocorre a retenção de SST que têm maior dimensão que os poros existentes no meio filtrante ao longo da profundidade do leito. Outros mecanismos de remoção de partículas que podem coexistir incluem sedimentação, adesão, floculação, adsorção química ou física, ou por reações biológicas [Metcalf e Eddy, 2014] (Figura 13).

Ao longo do tempo de filtração, o filtro vai colmatando com a acumulação de SST retidos no leito, provocando um aumento da perda de carga, uma maior resistência na velocidade de filtração, e a redução global da eficiência deste processo. Nestas condições, deve ser efetuada uma operação de lavagem do leito filtrante, geralmente realizada em contracorrente com injeção de

água limpa (filtrada) e/ou ar. Este processo permite a expansão do leito até à sua fluidização, e através do contacto e abrasão entre partículas do leito, os SST retidos são removidos para restabelecer as condições ideais de filtração do leito. Um ciclo de filtração compreende o tempo útil de filtração entre duas lavagens.

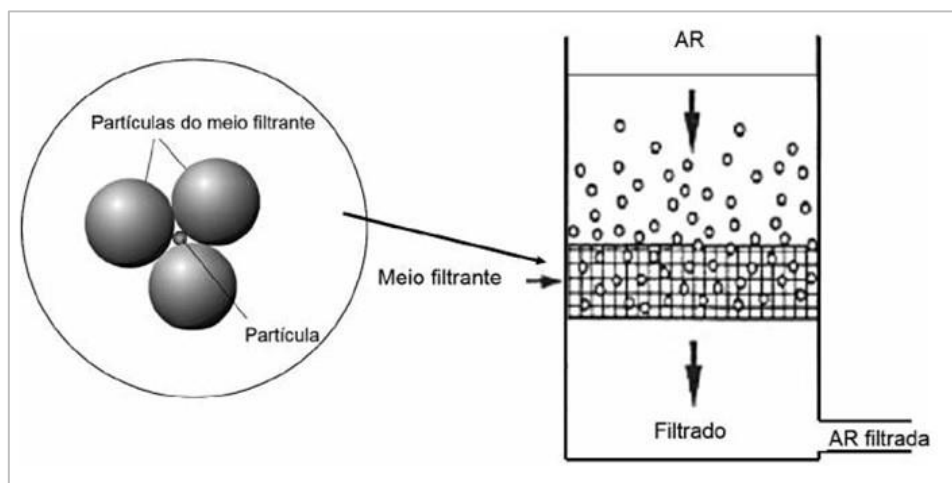


Figura 13. Esquema do processo de filtração por leito granular [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

O material filtrante aplicado no leito de filtração é o fator mais importante para a eficiência deste processo [Marecos do Monte *et al.*, 2016]. O leito pode ser constituído por uma camada única de um só material, ter dupla camada com combinação de dois materiais, ou multicamada com vários materiais. Estas diferentes camadas permitem combinar a remoção de partículas de diferentes dimensões ou características. A areia e antracite são os materiais mais comuns aplicados nos leitos destes filtros, que devem ser preparados para esta aplicação e não ter impurezas que possam ser arrastadas. As características físicas e químicas do material aplicado no leito têm grande relevância para a eficiência da filtração, pois podem condicionar a perda de carga e a velocidade de filtração. As principais características físicas a considerar são o diâmetro efetivo (d_{10}), coeficiente de uniformidade, esfericidade e porosidade do meio filtrante [Marecos do Monte *et al.*, 2016]. As características típicas dos materiais areia e antracite aplicados em filtros de camada dupla são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7. Propriedades típicas de materiais filtrantes [Metcalf e Eddy, 2014].

Material	Gravidade específica	Porosidade	Tamanho (mm)	Coefficiente de uniformidade	Esfericidade
Antracite	1,40 – 1,75	0,56 – 0,60	0,9 – 1,5	$\leq 1,5$	---
Areia	2,55 – 2,65	0,40 – 0,46	0,45 – 0,65	$\leq 1,5$	0,75 – 0,85

A eficiência do processo de filtração na remoção de partículas depende principalmente dos seguintes fatores [Marecos do Monte *et al.*, 2016]:

- Caraterísticas das partículas a filtrar – e.g. concentração, natureza discreta ou floculenta;

- Características do filtro – e.g. tipologia de meio filtrante, geometria do filtro;
- Caudal de água a filtrar por área superficial, que condiciona a velocidade de filtração.

A eficiência do processo de filtração pode ser avaliada através da monitorização do teor de SST e turvação da água pré e pós-filtração. A distribuição da dimensão das partículas removidas é dependente dos fatores acima referidos, mas geralmente é possível remover partículas com diâmetro $> 10 \mu\text{m}$ com uma eficiência superior a 80% nestes filtros granulares [Metcalf e Eddy, 2014].

Dados de desempenho de filtros de leito granular indicam que para efluentes secundários com turvação entre 5-7 NTU, é possível reduzir a turvação para <2 NTU com aplicação destes filtros, mas para efluentes com maior turvação inicial a combinação com coagulação química é recomendada para atingir uma turvação <2 NTU [Metcalf e Eddy, 2014]. Sem adição de reagentes neste processo de filtração, é possível atingir uma remoção de bactérias coliformes entre 0-1 log, e de vírus entre 0-0,5 log, dependendo da qualidade do efluente resultante do tratamento biológico e características do filtro [Metcalf e Eddy, 2014].

3.1.2. Coagulação / Floculação

As águas residuais tratadas podem conter ainda um elevado teor de partículas coloidais em suspensão, que podem ser orgânicas ou inorgânicas na sua natureza, mas geralmente com carga negativa. A reduzida dimensão destas partículas, na ordem de 0,01 a $1 \mu\text{m}$, permite que as forças de atração entre partículas sejam mais reduzidas que as de repulsão, levando à formação de suspensões estáveis, com velocidades de sedimentação muito reduzidas que impossibilitam a remoção gravítica [Metcalf e Eddy, 2014]. O processo de coagulação química tem por objetivo a desestabilização destas partículas coloidais em suspensão na água, promovendo o crescimento de partículas através de colisões entre estas, permitindo assim a sua subsequente floculação e/ou remoção por decantação ou filtração [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

No âmbito da produção de ApR, a coagulação pode ser aplicada para aumentar a eficiência da remoção destas partículas associada a processos de filtração, e como estratégia de pré-tratamento para processos de desinfecção subsequentes, como desinfecção ultravioleta (UV) ou ozonização.

Devido à carga negativa, cada partícula em suspensão atua como um núcleo rodeado de uma camada de iões fixa e outra difusa, formando uma camada dupla. A diferença do potencial elétrico entre carga superficial do coloide e a solução envolvente é denominada por potencial zeta (ζ). Este potencial é uma medida tanto da carga elétrica da partícula como da distância até onde se estende o efeito dessa carga [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

O processo de coagulação química consiste na adição à solução de um agente químico (coagulante) de carga positiva, cuja ação vai baixar o potencial zeta e destabilizar as partículas coloidais na solução (Figura 14). A monitorização do potencial zeta no efluente permite definir e/ou ajustar a dose de coagulante a adicionar. A ação do coagulante pode concretizar-se através dos seguintes mecanismos: i) neutralização das cargas superficiais das partículas, ii) compressão da camada de dupla de iões na superfície da partícula, iii) formação de precipitados com as partículas, e iv) adsorção ou formação de pontes entre partículas [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

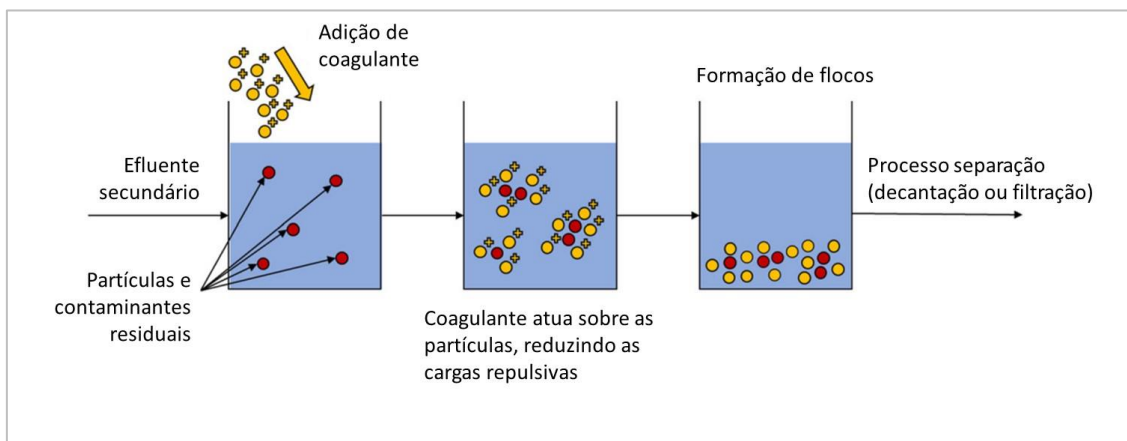


Figura 14. Esquema do processo de coagulação [adaptado de Turner *et al.*, 2019].

Os coagulantes mais comuns são à base de sais de alumínio (e.g. sulfato de alumínio) e ferro (e.g. cloreto de ferro). Para além da formação de flocos, estes coagulantes, como o cloreto de ferro, podem também atuar na remoção química de fósforo por precipitação quando necessário.

O processo de coagulação pode ser influenciado pelos seguintes fatores [Marecos do Monte *et al.*, 2016]:

- pH da água: a adição de coagulantes de sais metálicos provoca um abaixamento do pH, que tem de ser compensado com a alcalinidade da água. O intervalo favorável para a coagulação com sais de alumínio é de 5 a 7, e para sais de ferro 7 a 9 [Metcalf e Eddy, 2014]. Em condições de pH fora desta gama, o coagulante não terá ação ótima na formação de flocos. Neste tratamento pode ser necessário a adição de corretores de pH para manter as condições ótimas para coagulação.
- temperatura da água: o processo de coagulação é menos eficiente em temperaturas baixas, as reações são mais lentas, e maiores dosagens de coagulante podem ser necessárias nestas condições.
- concentração de partículas coloidais: a variação na concentração de partículas na água pode implicar ajustes nas doses de coagulantes, sendo que geralmente concentrações superiores implicam maiores doses de coagulante.

- tipo e dose de coagulante: os efluentes têm composição variável, pelo que deve ser selecionado um coagulante com as características químicas adequadas a cada tipologia de efluente. A dose adequada deve ser otimizada e determinada em ensaios de jar-test a realizar com o efluente a tratar.

O processo de floculação promove a agregação dos coágulos formados no processo de coagulação, possibilitando a separação destes flocos por decantação ou filtração. Este processo pode ser promovido num estágio de mistura lenta num floculador, que permite a colisão e agregação das partículas em flocos, por dissipação de energia. Este processo pode ser auxiliado por floculantes, que são substâncias químicas que permitem a formação de flocos mais consistentes, volumosos e pesados. Exemplos de floculantes incluem sílica, bentonite, carbonato de cálcio, e polieletrólitos [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

3.1.3. Separação por membranas

Os processos de membranas permitem a separação de matéria coloidal, partículas, componentes dissolvidos (e.g. sais, nutrientes, poluentes orgânicos), e também contaminantes biológicos (e.g. bactérias e vírus). O elemento central destes processos é a membrana que atua como uma barreira física seletiva para os contaminantes presentes na água a tratar, permitindo, em função das suas características, a passagem ou retenção destes vários contaminantes.

A membrana permite separar a água a tratar (alimentação) em duas frações distintas, designadas por: i) Permeado, fração que atravessa a membrana e que constitui a água tratada; ii) Retido (ou concentrado ou rejeitado), fração que fica retida na membrana e que contém os contaminantes a remover (Figura 15). O fluxo de permeado, que corresponde ao volume de permeado produzido por área de membrana e por unidade de tempo ($L/(m^2.h)$), é o parâmetro mais relevante do desempenho destes processos [Metcalf e Eddy, 2014].

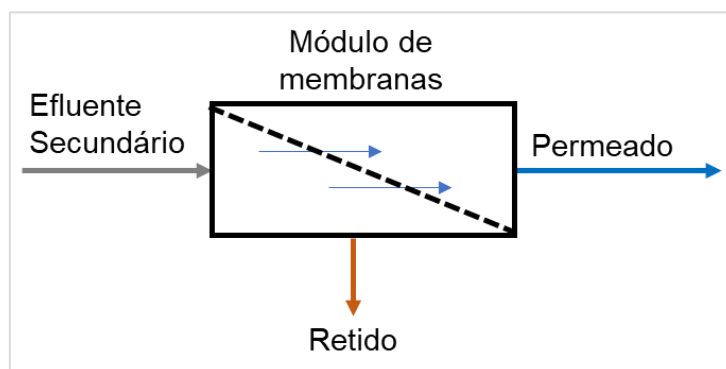


Figura 15. Esquema de operação de processos de membranas.

Os módulos de membranas podem apresentar-se em diferentes configurações, sendo as principais disponíveis comercialmente: i) tubulares, ii) fibras ocas (*hollow fibers*), e iii) enrolamento em espiral (*spiral-wound*). As membranas de fibras ocas são geralmente operadas do exterior para o interior nas aplicações em água residuais, devido à presença de maior conteúdo de SST e turvação que podem colmatar as fibras e dificultar as lavagens [Metcalf e Eddy, 2014]. Os módulos de membranas podem ser instalados em vasos de pressurização ou então submersos no tanque de água a tratar (operação em vácuo).

As membranas podem ter poros de diferentes tamanhos, classificados como macroporos (> 50 nm), mesoporos (2 a 50 nm), e microporos (< 2 nm). Quando os poros são muito reduzidos, a membrana é considerada densa. Com base no tamanho dos poros, os processos de membranas podem ser classificados em 4 categorias: Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose Inversa (OI). As principais características destes 4 processos são apresentadas na

Tabela 8.

Tabela 8. Características principais de processos de membranas [adaptado de Metcalf e Eddy, 2014 e Marecos do Monte et al., 2016].

Processo	Força motriz	Mecanismo de separação	Dimensão do poro	Pressão (bar)	Materiais
Microfiltração	Diferencial de pressão hidrostática ou vácuo	Filtração	Macroporos (>50 nm)	0,1-2	Acrilonitrilo, cerâmica, PP, PSU, PTFE, PVDF, nylon, teflon;
Ultrafiltração	Diferencial de pressão hidrostática ou vácuo	Filtração	Mesoporos (2-50 nm)	0,1-5	Poliamidas, cerâmica, acetato de celulose, PP, PSU, PVDF, teflon;
Nanofiltração	Diferencial de pressão hidrostática	Filtração + difusão + exclusão	Microporos (<2 nm)	3-20	Celulose, poliamida, PSU, PVDF, compósitos de filme fino;
Osmose inversa	Diferencial de pressão hidrostática	Difusão + exclusão	Membrana densa (<2 nm)	5-120	Celulose, poliamida, compósitos de filme fino;

PP – polipropileno; PSU – polissulfonas; PTFE – politetrafluoretileno; PVDF – Fluoreto de polivinilideno;

A seletividade das membranas resulta da combinação da ação de filtração (separação com base em tamanho) e da força motriz aplicada, que pode ser um gradiente de pressão, positiva ou negativa (vácuo), ou um gradiente de concentração [Marecos do Monte *et al.*, 2016]. A separação de partículas e contaminantes na MF e UF é atingida principalmente por filtração com base no tamanho, e na NF e OI para além da filtração, as moléculas mais pequenas podem ser excluídas pela camada de água adsorvida na superfície da membrana densa [Metcalf e Eddy, 2014]. Espécies iónicas podem ser ainda transportadas por difusão através do material da membrana. Tipicamente, as membranas de NF podem rejeitar componentes com dimensões de 0,001 μm , e OI partículas com 0,0001 μm [Metcalf e Eddy, 2014]. A aplicação dos diferentes tipos de membranas permite remover seletivamente uma diversidade de contaminantes presentes nos efluentes, desde partículas coloidais, microrganismos e sais (Figura 16).

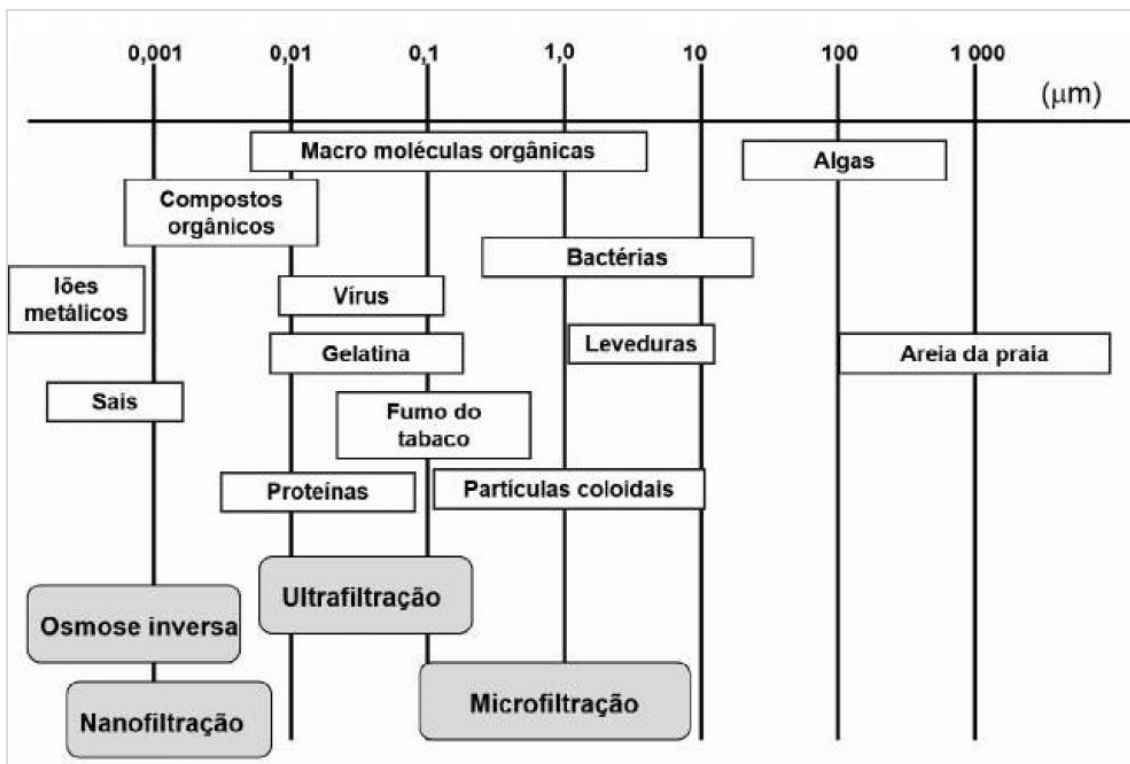


Figura 16. Dimensão de partículas e microrganismos removidos por processos de membranas [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

Devido ao tamanho reduzido dos poros, os sistemas de NF e OI são geralmente aplicados com uma unidade de pré-tratamento a montante para evitar a rápida colmatação da membrana, que pode geralmente incluir uma etapa de MF ou UF, ou outro tipo de filtração. Com a operação continuada dos processos de membrana, ocorre um aumento gradual de pressão no lado da alimentação e redução do fluxo de permeado, devido à colmatação da superfície da membrana em virtude dos fenómenos designados por *fouling* e *scaling*. Ambos os fenómenos dependem das características da água a tratar. A principal diferença é o tipo de constituinte na água que

provoca o problema de colmatção. O *fouling* é provocado pela deposição de material particulado (tipicamente de dimensão equivalente superior a 0,01 μm), como por exemplo partículas suspensas, coloides e microrganismos; enquanto o *scaling* resulta da precipitação de sais dissolvidos que excedem a sua solubilidade, com particular destaque para a precipitação de carbonatos de cálcio, sulfatos de cálcio, sulfato de bário e silicatos. Quando a pressão de operação atinge um determinado limite, deve proceder-se à limpeza das membranas por injeção de ar (*air scouring*) e/ou a uma lavagem das membranas (*backwash*), que periodicamente pode ser combinada com lavagem química para eliminar o *fouling* mais a fundo e restabelecer as condições iniciais de operação [Metcalf e Eddy, 2014].

As membranas de MF são geralmente aplicadas na remoção de SST e redução da turvação de efluentes secundários, podendo ser também usada como pré-tratamento de processo de NF e OI. A UF permite as mesmas aplicações que a MF, permitindo também a remoção de contaminantes biológicos [Metcalf e Eddy, 2014]. O desempenho típico expectável destes dois processos de MF e UF no tratamento de efluentes secundários é apresentado na Tabela 9.

Tabela 9. Desempenho expectável de processos de MF e UF [Metcalf e Eddy, 2014].

Parâmetro	Rejeição	MF	UF
TOC	%	45-65	50-75
CBO ₅	%	75-90	80-90
CQO	%	70-85	75-90
SST	%	95-98	96-99,9
SDT	%	0-2	0-2
N-NH ₃	%	5-15	5-15
N-NO ₃	%	0-2	0-2
PO ₄ ⁻	%	0-2	0-2
SO ₄ ⁻²	%	0-1	0-1
Cl ⁻	%	0-1	0-1
Coliformes totais	log	2-5	3-6
Coliformes fecais	log	2-5	3-6
Protozoários	log	2-5	>6
Vírus	log	0-2	2-7

O processo de NF permite a remoção de sais dissolvidos, por exemplo cálcio e magnésio associados à dureza, para além dos constituintes orgânicos, inorgânicos, bactérias e vírus. Devido a esta elevada eficiência na remoção de contaminantes biológicos, as necessidades de desinfecção são mínimas no pós-tratamento. A OI permite a remoção adicional de sais e iões dissolvidos. Estes dois processos NF e OI estão associados a sistemas de reutilização de água para fins potáveis por DPR e IPR, para produção de ApR de elevada qualidade e isenta de contaminantes químicos e biológicos. O desempenho típico expectável destes dois processos de NF e OI no tratamento de efluentes secundários é apresentado na Tabela 10.

Tabela 10. Desempenho expectável de processos de NF e OI [Metcalf e Eddy, 2014].

Parâmetro	Rejeição	NF	OI
TOC	%	90-98	-
SDT	%	40-60	-
Cor	%	90-96	-
Dureza	%	80-85	-
Cloreto sódio	%	10-50	70-95
Sulfato sódio	%	80-95	80-95
Cloreto cálcio	%	10-50	80-95
Sulfato magnésio	%	80-95	95-98
Nitratos	%	80-85	85-90
Flúor	%	10-50	-
Arsénio	%	<40	-
Atrazina	%	85-90	-
Proteínas	log	3-5	3-5
Bactérias	log	3-6	3-6
Protozoários	log	>6	>6
Vírus	log	3-5	3-5

A gestão da fração do retido dos processos de membranas deve ser avaliado em função de cada aplicação, considerando o caudal e composição deste retido. Para caudais reduzidos de ApR face ao efluente total da ETAR, poderá ser viável a diluição do retido no afluente da ETAR com retorno ao início do processo de tratamento. Os métodos convencionais de tratamento para esta fração incluem evaporação, cristalização ou concentração adicional para eliminação [Metcalf e Eddy, 2014]. Esta corrente concentrada é também rica em alguns compostos valiosos, como fósforo, e a sua recuperação poderá ser explorada quando viável [Anari *et al.*, 2023].

3.2. Desinfeção

A desinfeção é o processo através do qual é possível reduzir a carga microbiana, através da remoção física, destruição ou inativação de agentes microbiológicos presentes numa matriz, neste caso em efluentes tratados. O objetivo é reduzir a densidade de bactérias, protozoários (oócitos e cistos), vírus e helmintas.

Este processo é concretizado através da utilização de agentes desinfetantes que podem ser de natureza química, como hipoclorito e ozono, ou radiação não-ionizante, como radiação ultravioleta (UV).

A ação dos agentes desinfetantes por radiação ou químicos pode concretizar-se através de diferentes mecanismos, que incluem: i) danos na parede celular, ii) alteração na membrana celular e consequente alteração na permeabilidade celular, iii) danos em proteínas ou outras estruturas vitais da célula; iv) alteração do ADN e ARN dos organismos, e v) inibição da atividade enzimática [Metcalf e Eddy 2014].

O desempenho e eficiência dos processos de desinfecção por agentes físicos ou químicos pode ser afetado pelos seguintes fatores [Metcalf e Eddy, 2014]:

- Tempo de contacto: Este é um dos fatores principais que determina desempenho destes sistemas. Para a mesma concentração de desinfetante, foi demonstrado que um maior tempo de contacto permite uma maior inativação de microrganismos [Chick, 1908]. Os reatores devem ser projetados de forma a promover o tempo de contacto suficiente entre o agente desinfetante e a água a tratar para atingir o nível de desinfecção desejado.

- Concentração de desinfetante: A taxa de inativação de microrganismos também depende da concentração do desinfetante, e esta deve ser definida em função do nível de desinfecção necessário, em combinação com o tempo de contacto. No caso de radiação não-ionizante, considera-se neste fator a intensidade da luz UV (mJ/cm^2).

- Temperatura: Com o aumento da temperatura, a taxa de inativação é superior. Um aumento 10°C na temperatura pode aumentar a taxa de inativação por um fator de 2 ou 3. Uma redução da temperatura pode implicar um aumento do tempo de contacto para se manter o nível de desinfecção com o mesmo doseamento de desinfetante.

- Tipo de microrganismos: A eficiência dos diferentes agentes de desinfecção também é dependente do tipo e natureza da contaminação microbiológica presente nos efluentes. As bactérias livres podem ser mais facilmente inativadas, enquanto bactérias que já têm exopolímeros podem ser mais resistentes, e os esporos bacterianos são extremamente resistentes. Os vírus e protozoários também podem ser inativados a diferentes níveis com os vários agentes desinfetantes.

- Composição do efluente: o efluente pode conter diferentes componentes que podem interferir com os processos de desinfecção, tais como i) compostos inorgânicos, que podem reagir com os desinfetantes; ii) matéria orgânica, que é oxidada pelos desinfetantes, e iii) matéria em suspensão, designadamente partículas, que pode absorver ou neutralizar a ação dos desinfetantes. Estes são exemplos de situações que podem reduzir a eficácia da desinfecção e exigir maiores consumos destes agentes.

Considerando o impacto dos fatores de tempo de contacto e concentração de desinfetantes nos processos de desinfecção, foi adotado o conceito de "CT", também denominado por dose, para medição do desempenho destes processos [Metcalf e Eddy, 2014]. Este conceito é aplicável para desinfetantes químicos ou radiação UV, e é determinado pelo produto entre a concentração do agente desinfetante (mg/L ou mJ/cm^2) e o tempo de contacto (minutos). Com base neste

conceito, têm sido definidas gamas de referência de CT para cada tipo de processo de desinfecção, para garantir um determinado nível de eficácia na remoção de diferentes contaminantes biológicos, mas que podem ser variáveis em função da composição do efluente secundário em questão e devem ser validados em cada aplicação (Tabela 11).

Tabela 11. Gamas de CT para cada processo de desinfecção para diferentes níveis de inativação de efluente secundário filtrado [Metcalf e Eddy, 2014].

	unidades	Inativação			
		1-log	2-log	3-log	4-log
Bactérias					
Cloro (livre)	mg.min/L	0,4-0,6	0,8-1,2	1,2-1,8	1,6-2,4
Ozono	mg.min/L	0,005-0,01	0,01-0,02	0,015-0,03	0,02-0,04
Radiação UV	mJ/cm ²	10-15	20-30	30-45	40-60
Vírus					
Cloro (livre)	mg.min/L		1,5-1,8	2,2-2,6	3,0-3,5
Ozono	mg.min/L		0,25-0,3	0,35-0,45	0,5-0,6
Radiação UV	mJ/cm ²		40-50	60-75	80-100
Protozoários (criptosporidium)					
Cloro (livre)	mg.min/L	2000-2600	4000-5000		
Ozono	mg.min/L	4-4,5	8-8,5	12-13	
Radiação UV	mJ/cm ²	2,5-3	6-7	12-13	
Protozoários (cistos <i>Girardia lamblia</i>)					
Cloro (livre)	mg.min/L	20-30	45-55	70-80	
Ozono	mg.min/L	0,25-0,3	0,45-0,5	0,75-0,8	
Radiação UV	mJ/cm ²	2-2,5	5,5-6,6	11-13	

Apresentam-se nas subsecções seguintes alguns detalhes adicionais sobre os processos de desinfecção por cloragem (NaOCl), radiação UV, ozono e plasma não-térmico (PNT).

3.2.1. Cloragem

A desinfecção por cloragem é a forma mais disseminada de desinfecção, sendo a adição de hipoclorito de sódio a forma mais comum de cloragem em águas residuais por ser mais segura que a manipulação de dióxido de cloro ou cloro gasoso.

Geralmente, o hipoclorito é utilizado em solução líquida, com concentração c.a. 13% de cloro ativo. Esta solução decompõe-se ao longo do tempo, e mais rapidamente com exposição ao calor e radiação solar, podendo perder 30% da sua atividade em 40 dias [Metcalf e Eddy, 2014]. Geralmente para este processo de desinfecção são usadas câmaras de contacto em serpentina ou tubagens longas, para garantir o tempo de contacto necessário para desinfecção.

A dissociação do hipoclorito produz ácido hipocloroso que é uma espécie muito reativa, e que pode também reagir rapidamente com amónia presente nos efluentes, formando cloroaminas. Por este motivo, o doseamento do hipoclorito deve considerar a composição do efluente e os consumos adicionais em reações químicas paralelas à desinfecção. Existem ainda outros subprodutos que podem ser gerados neste processo de desinfecção, como compostos organoclorados que resultam de reações entre o cloro e ácidos orgânicos, como ácidos húmicos, que podem apresentar toxicidade para os ecossistemas e seres humanos.

O doseamento de hipoclorito para desinfecção de efluentes deve assim considerar o consumo verificado na oxidação de substâncias orgânicas, inorgânicas e redutoras presentes no efluente, e na inativação de agentes patogénicos, e um adicional para garantir a existência de cloro residual livre na água, para prolongar a ação de desinfecção da água em situações posteriores de armazenamento ou distribuição em rede [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

Na Tabela 12 são apresentadas gamas típicas de doseamento de cloro para atingir diferentes níveis de desinfecção em vários tipos de efluentes [Metcalf e Eddy, 2014]. Estes são apenas valores de referência que devem ser ajustados à realidade da composição do efluente a tratar.

Tabela 12. Dosagem típica de cloro necessária para atingir diferentes níveis de desinfecção de coliformes totais em diferentes tipologias de efluentes [Metcalf e Eddy, 2014].

Tipo de efluente	Coliformes totais inicial (NMP/100mL)	Doseamento de cloro (mg/L)			
		1000 NMP/100 mL	200 NMP/100 mL	23 NMP/100 mL	≤ 2,2 NMP/100 mL
Efluente primário	10 ⁷ -10 ⁹	16-30	---	---	---
Efluente secundário filtrado	10 ⁴ -10 ⁶	2,5-3,5	5,5-7,5	10-13	13-17
Efluente nitrificado filtrado	10 ⁴ -10 ⁶	---	0,02-0,03	0,03-0,04	0,04-0,05

Em algumas situações pode ser necessário proceder à descloragem dos efluentes tratados, para reduzir o cloro residual e satisfazer requisitos de descarga ou de utilizações da água. Nestes casos, o cloro pode ser reduzido com adição de agentes químicos, como dióxido de enxofre, bissulfito de sódio ou peróxido de hidrogénio [Marecos do Monte *et al.*, 2016].

3.2.2. UV

A radiação ultravioleta (UV) é a forma mais comum de radiação eletromagnética usada na desinfecção de água. O comprimento de onda da radiação eletromagnética UV situa-se entre 100 e 400 nm, sendo a gama compreendida entre 255 e 265 nm a mais eficaz na inativação dos agentes patogénicos [Metcalf e Eddy, 2014].

No processo de desinfecção, a radiação UV penetra a parede celular dos microrganismos e provoca danos e alterações nos ácidos nucleicos (ADN e ARN), tanto de bactérias como de vírus, o que inviabiliza os processos de síntese e replicação celular, mas sem destruição das células [Metcalf e Eddy, 2014]. Devido a este mecanismo, que permite a manutenção de algumas funções celulares, alguns microrganismos podem ser reativados através de regeneração do ADN, um fenómeno denominado por recrescimento. É assim importante nestes sistemas de desinfecção definir a dose ideal (produto entre intensidade da radiação e tempo de exposição) para uma desinfecção eficaz.

As características do efluente podem ter também grande impacto na eficácia da desinfecção por UV. A transmitância do efluente, que é a capacidade da água se deixar atravessar por um feixe de luz, está relacionada com a absorvância que corresponde à quantidade de luz de um comprimento de onda que é absorvida pelo efluente [Marecos do Monte *et al.*, 2016]. A presença de sólidos suspensos no efluente reduz a transmitância do efluente, e desta forma a eficácia da desinfecção UV. A matéria orgânica presente absorve a radiação UV, e a matéria em suspensão também protege os microrganismos, funcionando como uma barreira protetora da radiação UV. É assim importante operar estes sistemas UV com um pré-tratamento do efluente secundário, como filtros de areia, para reduzir os SST e maximizar a transmitância do efluente para a desinfecção.

Os sistemas de designação UV consistem num conjunto de lâmpadas de vapor de mercúrio associada a um balastro (transformador de corrente), que são instaladas imersas num canal, que pode ser aberto ou fechado. O tempo de contacto para este tipo de desinfecção é na ordem dos segundos. As lâmpadas UV podem ser classificadas em três tipologias: i) baixa pressão e baixa intensidade, ii) baixa pressão e alta intensidade, e iii) média pressão e alta intensidade. Estes três tipos diferem principalmente na pressão interna, na temperatura de operação, no consumo energético, e *output* energético a 254 nm. As lâmpadas têm um tempo de vida limitado, sendo normalmente substituídas após 1 a 2 anos em operação, e devem ser alvo de manutenção regular para eliminar sujidade e biofilme depositado na superfície, que reduz a eficácia da sua ação.

Na Tabela 13 apresentam-se dosagens típicas de UV para atingir determinados níveis de desinfecção em efluentes de ETAR, que devem ser considerados apenas como referências [Metcalf e Eddy, 2014].

Tabela 13. Dosagem típica de UV necessária para atingir diferentes níveis de desinfecção de coliformes totais em diferentes tipologias de efluentes [Metcalf e Eddy, 2014].

Tipo de efluente	Coliformes totais inicial (NMP/100 mL)	Dose de UV (mJ/cm ²)			
		1000 NMP/100 mL	200 NMP/100 mL	23 NMP/100 mL	≤ 2,2 NMP/100 mL
Efluente primário	10 ⁷ -10 ⁹	20-50	---	---	---
Efluente secundário filtrado	10 ⁴ -10 ⁶	20-30	25-45	40-60	80-100
Efluente nitrificado filtrado	10 ⁴ -10 ⁶	20-30	25-45	40-60	80-100

3.2.3. Ozono

O processo de ozonização consiste na desinfecção da água pela adição de ozono, sendo considerado mais eficaz do que a cloração [Metcalf e Eddy, 2014]. Neste processo de desinfecção os agentes patogênicos são destruídos pela oxidação dos compostos que formam as membranas celulares e por destruição do ADN. Adicionalmente, a decomposição parcial do ozono na água produz radicais OH^{*}, que são altamente reativos, e que oxidam compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água. Este efeito da ozonização permite que esta tecnologia seja também usada, direta ou indiretamente, na oxidação de compostos orgânicos não biodegradáveis, tais como corantes, pesticidas, produtos farmacêuticos, entre outros [Marecos os Monte *et al.*, 2014]. O ozono apresenta a vantagem de não formar compostos organoclorados, exceto se existir brometo na água.

A presença de matéria orgânica, inorgânica e sólidos suspensos no efluente a tratar implicam um consumo adicional de ozono por oxidação, pelo que a montante deste processo é geralmente utilizado um filtro de areia ou etapa de adsorção para reduzir a carga destes contaminantes no efluente a desinfetar.

O ozono é instável quimicamente, pelo que tem de ser gerado no local de aplicação, através de um gerador com recurso a ar ou oxigénio puro. O ozono é geralmente depois aplicado em câmaras de contacto com dispersão de bolhas finas de ozono na água a tratar, podendo ser usadas câmaras sequenciais para melhorar eficiência do processo. Pode ser também misturado com a água através de um injetor de venturi [Metcalf e Eddy, 2014].

O ozono é um gás irritante e tóxico, pelo que após tratamento o gás libertado (*off-gas*) tem de ser tratado e o ozono destruído, geralmente até uma concentração <0,1 ppm_v, com produção de oxigénio que pode ser novamente reciclado [Metcalf e Eddy, 2014]

3.2.4. Plasma não térmico

A tecnologia por plasma não-térmico (PNT) é uma tecnologia emergente no campo do tratamento de água [Baptista *et al.*, 2023; Marinheiro *et al.* 2023; Palma *et al.*, 2022]. Esta tecnologia de oxidação avançada tem ganho visibilidade pelo seu potencial de formação de um largo espectro de fenómenos físicos e químicos: formação de espécies oxidantes, como radicais ($H\bullet$; $O\bullet$; $OH\bullet$) e outras espécies oxidantes (H_2O_2 , O_3 , etc.), ondas de choque, radiação ultravioleta e cavitação eletro-hidráulica [Jiang *et al.*, 2014; Hijosa-Valsero *et al.*, 2014]. Esta diversidade de efeitos proporciona uma atuação mais diversificada sobre os vários contaminantes de natureza química e microbiológica, oferecendo um tratamento mais abrangente [Vanraes *et al.*, 2016]. Outra vantagem desta tecnologia é o facto de não requerer o uso de reagentes químicos.

Em função das condições de temperatura de operação e *input* de energia, o plasma formado na célula de ionização de ar por descarga elétrica pode ser classificado como térmico ou não-térmico. Enquanto o plasma térmico apresenta temperaturas elevadas devido ao elevado grau de ionização (> 5000 K), o PNT requer menos energia, que é canalizada para a produção de plasma sem contribuir para o aquecimento do meio envolvente, o que o torna interessante para aplicações de tratamento de emissões. Existem dois principais tipos de reatores PNT que são usados no tratamento de água: i) reatores de descarga por barreira dielétrica (DBD), onde os elétrodos estão separados por uma barreira dielétrica, e ii) reatores de descarga corona (CD), onde elétrodos estão separados sem barreira dielétrica [Kolek e Holub, 2019].

A eficiência do tratamento por PNT pode ser afetada por um conjunto de fatores relacionados com as condições de operação e características do efluente, dos quais se destacam os seguintes:

- Configuração do reator: o *design* do reator deve permitir maximizar o consumo de energia aplicada na geração de plasma e a área de contacto com o líquido. A transferência de massa entre o plasma e a fase líquida é um fator relevante para a eficiência dos processos PNT.
- Elétrodos: a condutividade dos materiais, espaçamento entre elétrodos, número de elétrodos, assimetria e curvatura dos elétrodos, são características que têm grande impacto na formação do plasma [Jiang *et al.*, 2014; Vanraes *et al.*, 2016].
- *Input* de energia: a frequência e voltagem da energia aplicada na descarga podem criar diferentes densidades de espécies oxidantes no gás ionizado, com diferentes impactos no tratamento de contaminantes [Hijosa-Valsero *et al.*, 2014].
- Tipo de gás: o gás utilizado na ionização condiciona o tipo de espécies oxidantes formadas no plasma; tipicamente são utilizados ar, oxigénio ou argón [Jiang *et al.*, 2014].
- pH do líquido: As propriedades químicas do plasma formado podem ser alteradas em função do pH do meio líquido; em condições de pH neutro ou alcalino a produção de radicais hidroxilo é favorecida, e o equilíbrio ácido-base entre as várias espécies

oxidantes geradas no plasma pode criar diferentes condições de oxidação e degradação mais seletiva de certos poluentes a tratar [Jiang *et al.*, 2014].

- Condutividade: efluentes com condutividade elevada podem ter concentrações elevadas de íons inorgânicos como HCO_3^- , PO_4^{3-} , Cl^- , entre outros, que podem reagir com os radicais hidroxilo e reduzir a eficiência do tratamento de outros poluentes prioritários [Jiang *et al.*, 2014].

Os estudos publicados no âmbito da desinfecção de água com PNT são ainda muito escassos, e maioritariamente à escala laboratorial com soluções sintéticas, mas demonstram o potencial desta tecnologia para desinfecção de efluentes [Lukes *et al.*, 2014; El-Sayed *et al.*, 2015; Singh *et al.*, 2016]. Os mecanismos de ação do PNT incluem a alteração de propriedades da membrana celular, degradação de ADN e clivagem de proteínas, entre outros (Figura 17) [Singh *et al.*, 2016; Barjasteh *et al.*, 2021].

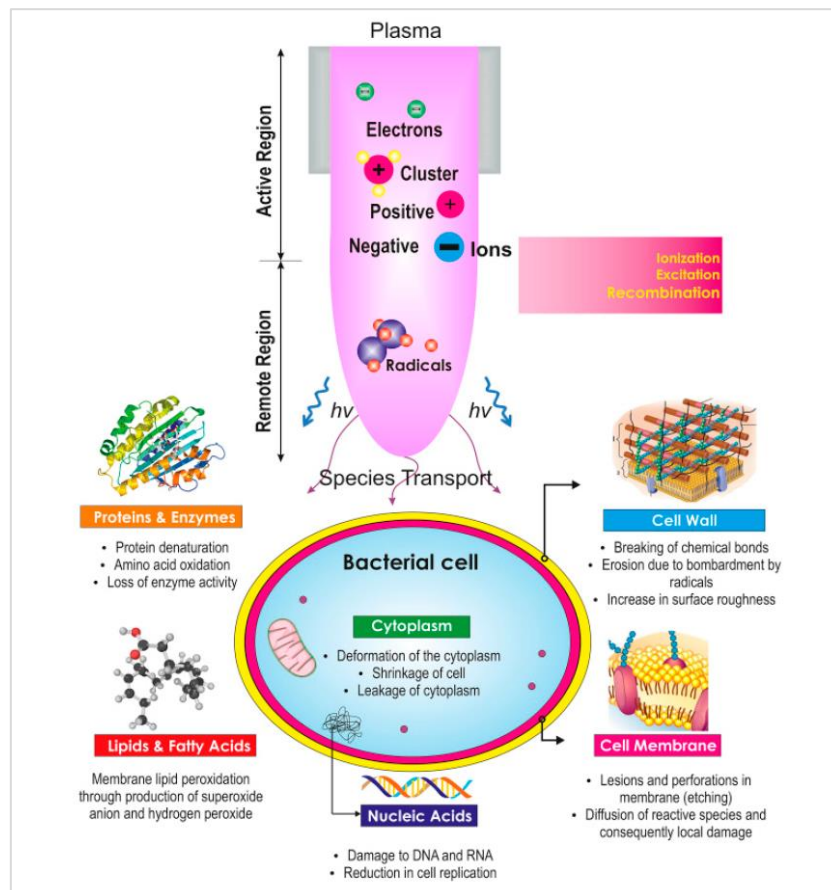


Figura 17. Exemplos de mecanismos de desinfecção do plasma não-térmico [Barjasteh *et al.*, 2021].

No âmbito do projeto ApR-TEC foi explorada a aplicação de PNT à escala piloto no tratamento terciário de efluentes reais, com objetivo de investigar o impacto desta tecnologia na remoção de contaminantes biológicos.

4. ESTUDO COMPARATIVO DE SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS PARA PRODUÇÃO DE ApR

4.1. Enquadramento do estudo

Para promover a reutilização de águas residuais tratadas (ApR), é necessário que as ETAR estejam equipadas com nível de tratamento que permita a produção de ApR compatível com os níveis de qualidade exigidos para diferentes usos. É também necessária a conjugação da flexibilidade operacional, para acomodar diferentes necessidades de utilização, com a permanente garantia da qualidade da ApR - só possível caso se disponha de tecnologia de tratamento robusta e fiável.

Existe no mercado uma oferta alargada de soluções tecnológicas para produção de ApR adaptadas às diferentes solicitações, que poderão responder aos critérios de qualidade mais exigentes. O presente estudo teve como objetivo investigar e comparar a aplicação de diferentes tecnologias de tratamento terciário para a produção de ApR, avaliando a qualidade da água obtida e os possíveis usos em contexto urbano. Foi também realizada uma avaliação de custos de produção de ApR com base nas tecnologias testadas.

O estudo foi desenvolvido *in loco* numa ETAR urbana, com unidades de tratamento à escala piloto e industrial, todas testadas em condições reais com o mesmo efluente secundário. Foram selecionadas para este estudo tecnologias terciárias com diferentes mecanismos de atuação, nomeadamente processos de filtração (filtros de areia), separação por membranas (ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa), desinfecção (UV e NaOCl) e oxidação avançada (ozono e plasma não-térmico), que foram aplicadas individualmente ou em esquemas de tratamento em série.

Os diferentes esquemas de tratamento explorados neste estudo são apresentados na Figura 18. Consideram-se esquemas mais convencionais (e.g. FA+UV), e outros mais complexos para avaliar a produção de ApR com qualidade mais elevada (UF+OI+OZ). Na figura são identificadas a amarelo as etapas de filtração, a verde os processos de separação por membranas, e a cinza as etapas de desinfecção.

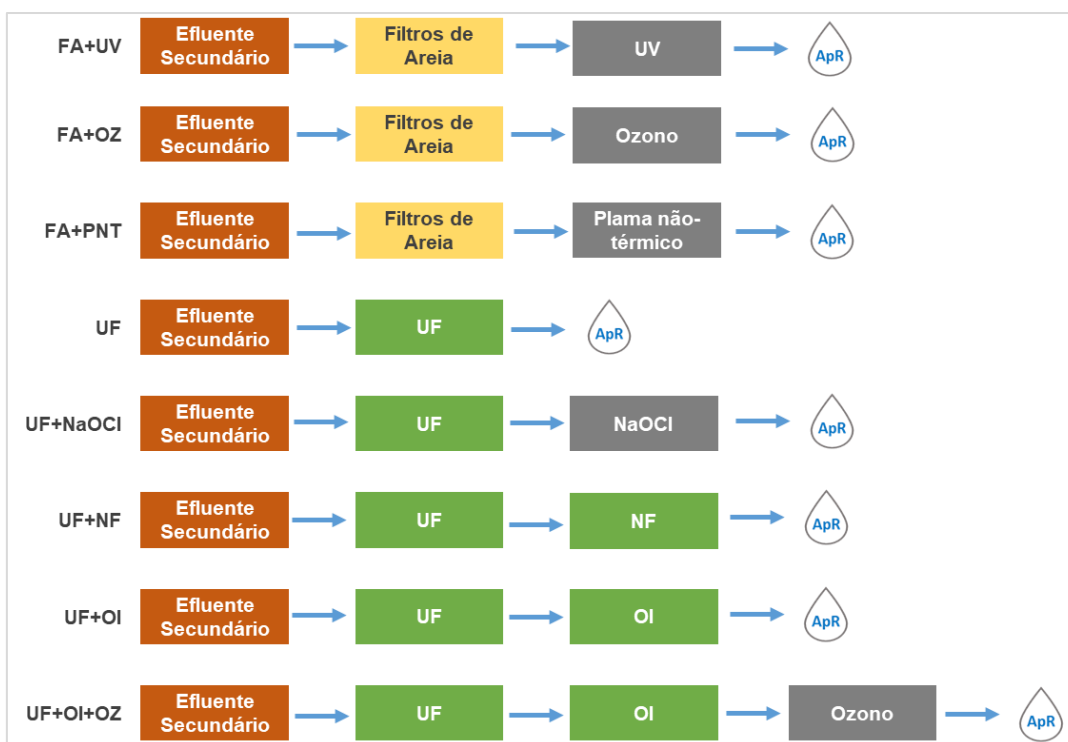


Figura 18. Esquemas de tratamento testados e comparados para produção de ApR.

4.2. Metodologia

4.2.1. ETAR modelo

Este estudo foi realizado numa ETAR urbana dimensionada para uma população de 300.000 habitantes, com caudal médio de tratamento de 66.700 m³/dia. O processo de tratamento baseia-se num sistema de tratamento por lamas ativadas em regime de arejamento convencional. O nível de tratamento da ETAR é secundário, existindo uma etapa de tratamento terciário para produção de água de serviço para uso interno, composta por filtros de areia com coagulação e desinfecção UV em série.

4.2.2. Tecnologias de tratamento testadas

Os filtros de areia (FA) multicamada, existentes na ETAR, são compostos por duas unidades em série com capacidade unitária de 100 m³/h (Figura 19). Os meios filtrantes utilizados são compostos por várias camadas de materiais e granulometria, com 1.º estágio de antracite e areia siliciosa com várias granulometrias, e 2.º estágio de areia siliciosa. Esta filtração é combinada com o doseamento de coagulante (sulfato de alumínio). A unidade de desinfecção ultravioleta (UV) existente na ETAR, em série e a jusante dos filtros de areia, é do tipo canal aberto, com lâmpadas de arco de mercúrio de baixa pressão de disposição horizontal, com capacidade de

100 m³/h. Esta unidade é composta por um canal com 5 bancos x 8 lâmpadas, com emissão unitária de UV de 26,7 W, e dose de 190 microWatts/cm² a 1 m.



Figura 19. Sistema de tratamento terciário com filtros de areia e desinfecção UV.

A unidade de ultrafiltração (UF) contentorizada, com escala industrial (AQUASMART – Water and Wastewater Treatment Solutions, Lda.), está equipada com 128 módulos de UF submersos, com superfície total de filtração ativa de 768 m² e caudal médio de processamento de 10 m³/h (Figura 20). As membranas UF são de fibra oca de polietileno de alta densidade com diâmetro externo de 0,4 mm e distribuição média de tamanho de poro de 20 nm, operando no modo de fora para dentro. Os testes de desinfecção adicional do permeado UF com hipoclorito de sódio (UF+NaOCl) foram realizados em batch, em triplicado, num volume de 20 L com adição NaOCl (solução 5% de cloro livre) ao permeado até perfazer uma concentração de 0,5 mg/L de cloro residual. As amostras foram recolhidas após 30 minutos de tempo de contacto, e após um período de armazenamento de 7 dias nestas condições.



Figura 20. Unidade contendorizada de ultrafiltração.

A unidade de nanofiltração (NF), à escala piloto (AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Lda.), é composta por módulo de membrana do tipo *spiral-wound*, com poros de dimensão 150-300 Dalton, área total ativa de 26,4 m² (Figura 21). O caudal médio de processamento é de 1,8 m³/h à pressão de 10 bar.



Figura 21. Unidade piloto de nanofiltração.

A unidade de osmose inversa (OI), à escala piloto (AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Lda.), é composta por 3 módulos de membrana do tipo *spiral-wound*, com área total ativa de membrana de 57 m² (Figura 22). O caudal médio de processamento é de 2,2 m³/h à pressão de 18 bar.



Figura 22. Unidade piloto de osmose inversa.

A unidade piloto de ozono (De Nora, Itália), é composta por um gerador de ozono, a partir do ar ambiente, e um reator de coluna de bolhas onde se efetua a mistura do ozono com o efluente a tratar. O caudal médio de processamento desta unidade é de 1,2 m³/h e o tempo de contacto 2 minutos. O ozono foi aplicado com pré-tratamento do efluente secundário na unidade filtros de areia com coagulação (FA+OZ, dose 88 gO₃/m³), e como afinamento final da combinação de UF+OI (UF+OI+OZ, dose 28 gO₃/m³).

A unidade piloto de plasma não-térmico (PNT), operada com ar ambiente, é composta por um gerador de plasma (AQUASMART – Water and Wastewater Treatment Solutions, Lda.) alimentado por um compressor de ar (Figura 23). O plasma gerado na fase gasosa é distribuído no meio líquido através de uma mangueira difusora instalada no fundo do tanque (50 L). Esta unidade foi operada em batch.



Figura 23. Unidade piloto de plasma não-térmico.

4.2.3. Amostragem e análises

Foram recolhidas amostras de água pontuais antes e após tratamento com as tecnologias ou combinações testadas. As análises físico-químicas foram realizadas por laboratório acreditado de acordo com as metodologias do *Standard Methods* para análises de águas residuais. Os parâmetros físico-químicos analisados foram principalmente os incluídos nas normas de qualidade constantes no Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de Agosto, para reutilização de águas residuais tratadas. As análises microbiológicas de *E. coli* e microrganismos cultiváveis foram também realizadas por laboratório externo acreditado com quantificação em unidades formadoras de colónias (UFC) por 100 mL. Os vírus foram analisados por PCR quantitativo de acordo com a metodologia descrita por Monteiro *et al.* [2022], em laboratório externo.

4.2.4. Análise de resultados

Os resultados apresentados para a caracterização físico-química e microbiológica para cada combinação testada correspondem à média \pm desvio padrão de pelo menos 3 amostragens ($n \geq 3$) realizadas em dias diferentes, com operação contínua das tecnologias. Para a avaliação de custos energéticos foi considerado o custo unitário de 0,12 €/kWh para eletricidade.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1. Comparação da qualidade das ApR produzidas

Os diferentes esquemas de tratamento identificados na Figura 18 foram aplicados para a produção de ApR na ETAR urbana. Salienta-se que todos os testes foram realizados em contínuo, com a exceção da combinação FA+PNT cujos resultados foram obtidos em batch.

Apresenta-se na Tabela 14 o resumo dos resultados da caracterização físico-química das ApR produzidas por cada tecnologia e/ou combinação testada, apresentando-se o valor médio e desvio padrão de pelo menos 3 amostragens realizadas em dias diferentes. Incluiu-se também nesta tabela a caracterização média do efluente secundário para comparação.

Tabela 14. Resultados selecionados da caracterização físico-química das ApR produzidas.

Parâmetro	Efluente	FA + UV	UF	UF + NF	FA+OZ	UF+OI	UF+OI+OZ	FA+PNT
pH	7,6±0,1	7,4±0,1	7,7±0,1	7,2±0,1	7,2±0,0	6,4±0,2	6,4±0,1	8,5±0,1
CBO₅ [mgO₂/L]	13,6±5,4	6,0±4,0	< 3	< 3	6,3±0,5	< 3	< 3	3,8±0,4
SST [mg/L]	20,4±4,8	9,0±1,0	1,7±3,6	1,7±0,5	2,6±2,1	2,3±1,2	2,7±1,2	< 5
Turvação [NTU]	9,5±2,5	6,7±2,0	0,1±0,3	0,5±0,1	1,1±0,1	0,3±0,1	0,2±0,0	< 1
NH₄⁺ [mg/L]	50,7±9,0	59,4±0,7	47,0±1,0	38,1±9,5	55±0,5	2,8±0,7	1,4±0,2	9,5±0,4
NT [mg/L]	55,7±8,2	61,5±0,5	48,5±5,2	39,2±15	57±0,8	4,6±2,8	1,7±0,3	14,7±0,2
PT [mg/L]	2,7±0,8	3,0±0,5	< 0,5	0,7±0,5	0,6±0,2	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Legenda: CBO₅ – carência bioquímica de oxigênio; SST – sólidos suspensos totais; NT – azoto total; PT – fósforo total.

Todos os esquemas de tratamento testados permitiram uma redução significativa da carência bioquímica de oxigênio (CBO₅), sólidos suspensos (SST) e turvação do efluente, com a exceção da combinação FA+UV que foi mais limitada na remoção de SST e turvação.

Em relação aos parâmetros azoto total (NT) e amoniacal (NH₄⁺), verificou-se que todos os esquemas de tratamento, com a exceção da OI, apresentaram uma capacidade muito limitada de remoção destes nutrientes, e as ApR obtidas tinham valores bastante superiores aos valores de referência para utilização em rega (NT < 10 mg/L). Ressalva-se que a concentração de azoto no efluente secundário foi variável ao longo do período deste estudo, pelo que em alguns dos testes os valores da ApR podem ser superiores à média indicada para o efluente. Esta ETAR

tem um efluente secundário com uma concentração elevada de azoto, pelo que a melhor estratégia para reduzir o teor de azoto nas ApR produzidas seria intervir a montante do tratamento terciário, no tratamento biológico, através da melhoria do processo de nitrificação / denitrificação nos tanques de arejamento. Destaca-se que para a aplicação de rega o parâmetro azoto é indicativo e não obrigatório, mas valores elevados podem condicionar alguns projetos de rega devido ao risco de crescimento exagerado de biofilme nestes sistemas. O nível de fósforo (PT) no efluente secundário já é bastante reduzido, mas todos os esquemas testados permitiram uma redução adicional.

Relativamente à qualidade microbiológica das ApR obtidas, avaliada em função do indicador *E. coli*, apresentam-se os resultados comparativos na Figura 24.

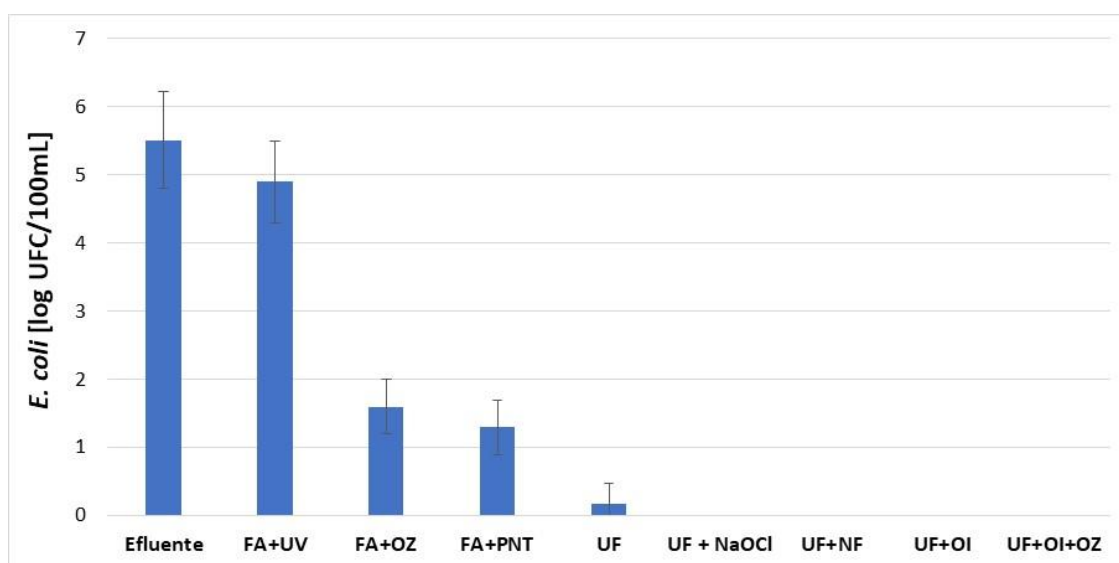


Figura 24. Resultados para o indicador *E. coli* nas ApR produzidas no projeto.

O sistema de tratamento terciário existente na ETAR, com filtros de areia e desinfecção UV, não teve impacto na redução da carga microbiológica de *E. coli*, e a baixa redução verificada é obtida apenas na etapa dos filtros de areia. Este resultado pode dever-se à baixa transmitância do efluente secundário, mesmo após filtração com coagulação, e/ou possível sub-dimensionamento do sistema de desinfecção UV instalado na ETAR. A ozonização e PNT permitiram uma redução já significativa da *E. coli* presente no efluente, com produção de uma ApR com contaminação por *E. coli* inferior a 2 unidades logarítmicas (unidades-log). A aplicação das tecnologias de membranas, a partir da ultrafiltração, permitiu obter ApR com qualidade microbiológica superior (≤ 10 UFC/100mL), compatível com as normas de qualidade mais restritas de utilização de ApR.

É também relevante avaliar a capacidade de remoção de *E. coli* atingida com cada tecnologia ou combinação testada (Figura 25), uma vez que a qualidade inicial do efluente secundário pode variar consoante condições de operação, e entre diferentes ETAR. Com a aplicação dos esquemas de tratamento com membranas foi possível atingir uma remoção de *E. coli* na ordem de 5 unidades-log. Estes valores de remoção dependem da concentração inicial de *E. coli*

presente no efluente, por este motivo é apresentado um valor de redução de *E. coli* de superior para o esquema de UF+NF em comparação com UF+OI, sendo que em ambos os casos, não foi detetada *E. coli* na ApR e a remoção deste indicador foi total. Destaca-se que a tecnologia emergente PNT permitiu uma remoção significativa de *E. coli* com remoção de 4 unidades-log, o que demonstra o potencial desta tecnologia para a desinfecção de efluentes.

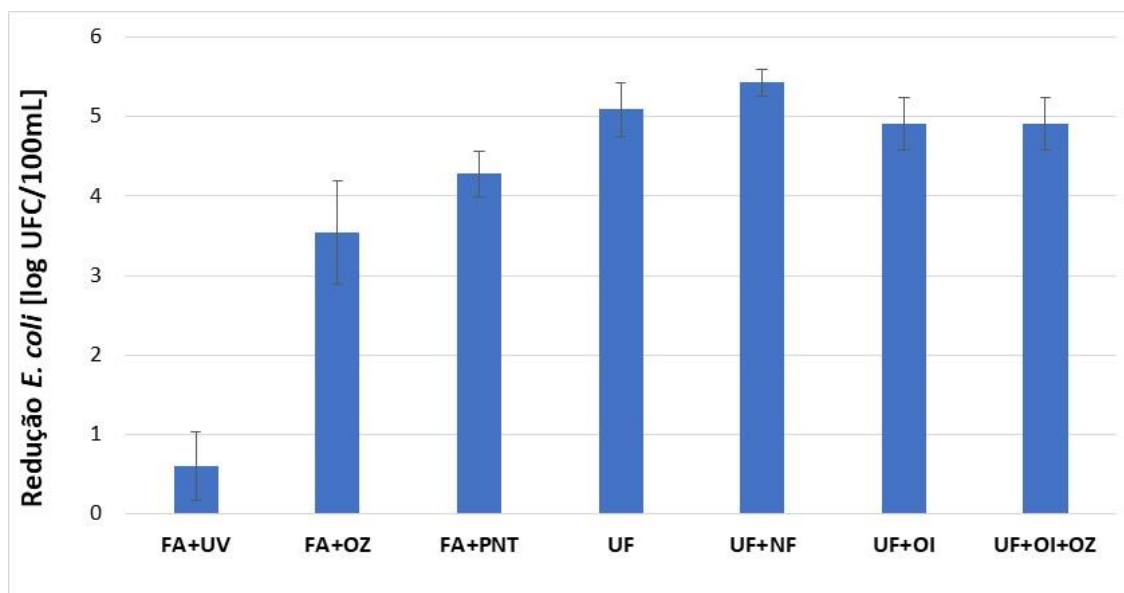


Figura 25. Redução de *E. coli* (log10) na ApR atingida com cada esquema de tratamento testado.

Para a combinação UF+OI+OZ foram realizadas análises adicionais no âmbito da caracterização de parâmetros de qualidade da água para consumo humano, tendo como base os parâmetros de qualidade publicados no DL n.º 152/2017. Da avaliação físico-química realizada, todos os parâmetros físico-químicos foram cumpridos com este esquema de tratamento testado, com a exceção apenas da dureza (que requer correção devido à dessalinização por osmose). Nas análises microbiológicas adicionais, não foram detetados *Clostridium* spp. e esporos, nem microrganismos cultiváveis a 22 °C e 36 °C. Foram adicionalmente pesquisados os vírus SARS-CoV-2 e rotavírus, que não foram detetados na ApR obtida. A aplicação deste esquema de tratamento demonstra que é possível produzir uma água para reutilização a partir de água residual com qualidade muito elevada, quase equiparada a água de consumo.

4.3.2. Classificação de ApR produzidas

A classificação das ApR produzidas com a identificação dos usos possíveis não potáveis para cada esquema de tratamento é apresentada na Figura 26, de acordo com as normas de qualidade do DL n.º 119/2019.

Verifica-se que foram produzidas ApR com diferentes qualidades e usos possíveis para rega e usos urbanos. Os parâmetros que mais condicionam as aplicações possíveis são o teor de azoto, total e amoniacal, e a concentração de *E. coli*. Destaca-se que do conjunto de tecnologias testadas, apenas os esquemas com OI permitiram, com este efluente secundário, a produção de ApR com qualidade compatível com todos os usos urbanos previstos e classe mais exigente para rega sem qualquer restrição.

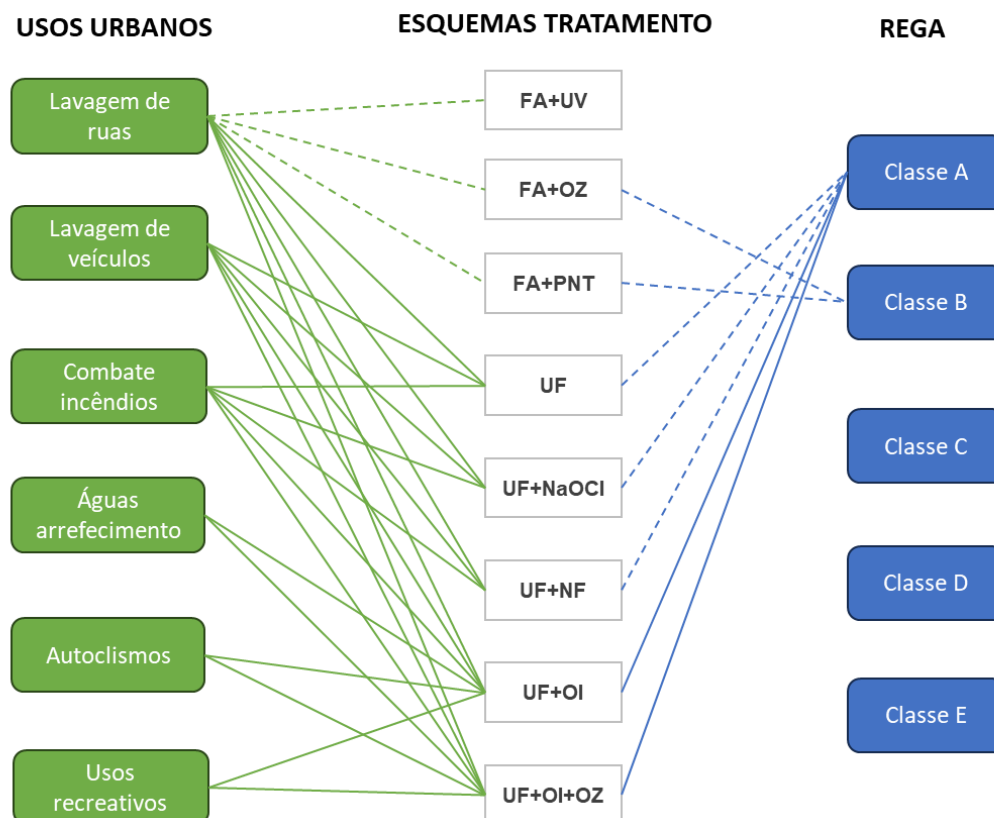


Figura 26. Classificação das ApR produzidas para aplicação em rega e usos urbanos.

Nota: Linhas tracejadas a verde indicam lavagem apenas manual (sem aerossóis), e a azul ApR com teor de azoto superior aos limites de referência para rega.

A aplicação dos diferentes esquemas de tratamento permitiu obter ApR com qualidade distinta. A seleção do tipo de tratamento a adotar deve ser realizada com base na qualidade necessária para a utilização prevista, numa abordagem *fit-for-purpose*, e deve considerar também os custos operacionais.

4.3.3. Estudo comparativo para avaliação de custos operacionais

No âmbito deste estudo, foi também realizada uma análise de custos de operação (OPEX) de cada tecnologia testada, incluindo consumo de energia, reagentes e consumíveis. Esta análise foi desenvolvida com base nas condições operacionais de cada tecnologia testada à escala aplicada, piloto ou industrial. Os resultados desta análise comparativa são apresentados na Figura 27.

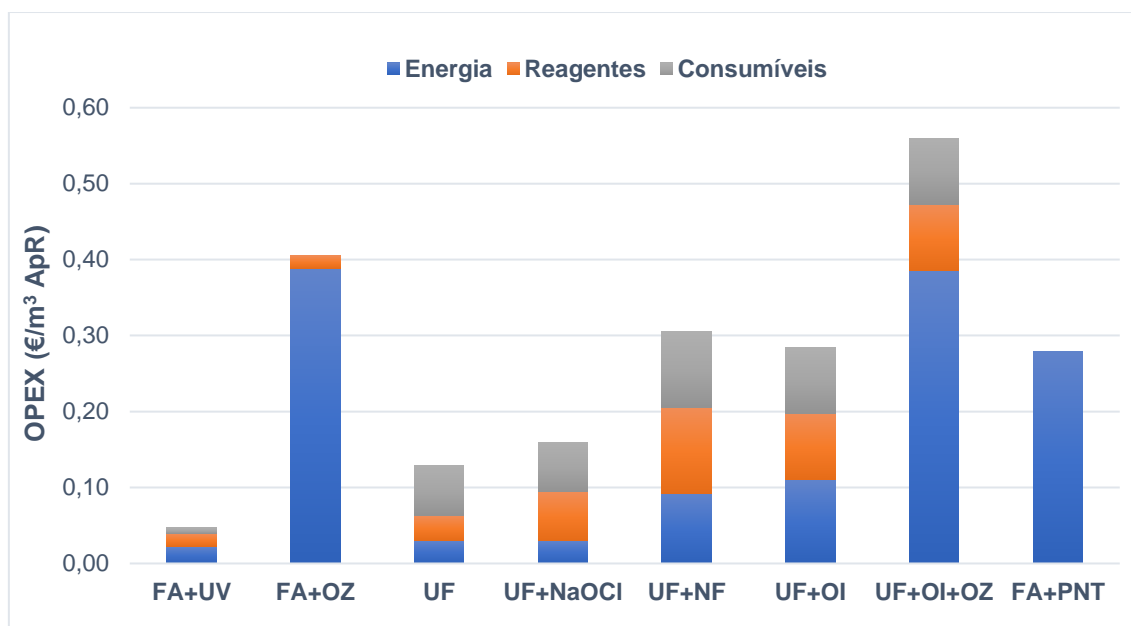


Figura 27. Custos operacionais (OPEX) associados à produção ApR nas tecnologias testadas.

Verifica-se nesta análise que os esquemas de tratamento com maior consumo energético ($> 0,3$ €/m³) correspondem à operação das combinações FA+OZ e UF+OI+OZ. Comparando as tecnologias de oxidação avançada, ozono e o PNT, verifica-se que o PNT, apresenta um consumo energético inferior, nas condições testadas. Nos processos de separação por membranas, o consumo energético menor é para a UF, e superior para NF e OI, o que é expectável face às diferentes necessidades de pressurização nestes processos. Ao nível do custo com reagentes químicos, os processos de membranas, em particular NF e OI, apresentam o maior consumo das tecnologias testadas, devido aos procedimentos de lavagem. Os processos de membranas têm também um maior custo com a substituição de componentes, neste caso, módulos de membranas.

A nível global, verificou-se nesta análise que o sistema instalado na ETAR de FA+UV foi o que apresentou menores custos operacionais (0,06 €/m³), e em seguida a UF (0,15 €/m³). A combinação UF+OI+OZ foi a que apresentou maior custo de tratamento (0,67 €/m³), devido à combinação das 3 tecnologias, e que permite obter uma qualidade quase equiparada a água para consumo humano. Importa referir que a aplicação destes esquemas de tratamento permite

obter ApR com qualidade distinta, e que os custos associados têm de ser avaliados e comparados neste enquadramento, tendo em consideração a aplicação prevista. A seleção e adoção de tecnologias para produção de ApR deve ser realizada primeiramente com base na qualidade necessária para a utilização prevista (*fit-for-purpose*).

É também relevante relacionar estes custos operacionais com a qualidade obtida da ApR, em particular com a contaminação microbiológica por *E. coli* (Figura 28). Verifica-se nesta relação que a configuração FA+UV que apresenta o menor custo operacional, também oferece a pior qualidade microbiológica, e como representado na Figura 26, as aplicações são extremamente restritas para esta ApR. No conjunto das tecnologias de membranas, a UF destaca-se nesta análise como a opção mais equilibrada ao nível dos custos operacionais e qualidade da ApR produzida.

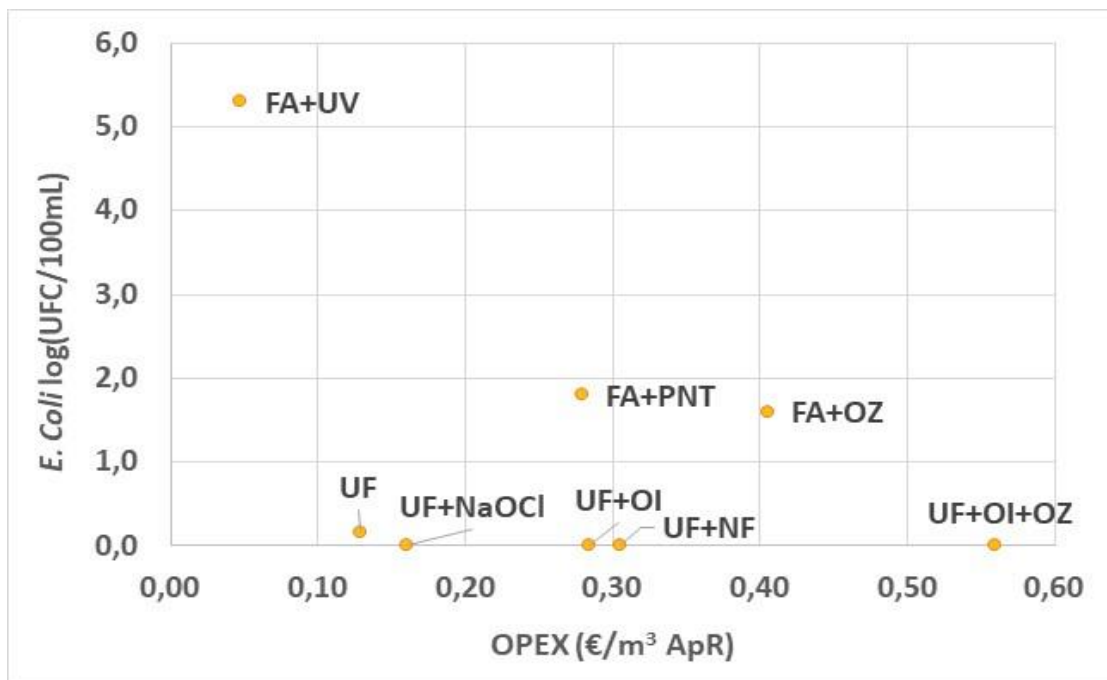


Figura 28. Relação entre concentração de *E. coli* nas ApR produzidas e custos operacionais para as tecnologias testadas.

4.4. CONCLUSÕES DO ESTUDO COMPARATIVO

Neste estudo, a aplicação de diferentes tecnologias terciárias no tratamento do efluente secundário, à escala piloto e industrial, permitiu obter ApR com qualidade diferenciada, adequada para diferentes usos previstos.

A qualidade microbiana e teor de azoto das várias ApR produzidas foram os fatores decisivos para a classificação das ApR, e definição dos usos possíveis. As tecnologias de membranas, incluindo aplicações de ultrafiltração e suas combinações, produziram ApR com a melhor qualidade para rega e outros usos de contexto urbano. A desinfecção UV, aplicada à escala industrial, não foi neste caso eficaz na redução da carga microbiana do efluente.

A análise de custos operacionais desenvolvida neste estudo permitiu identificar e comparar os diferentes custos de tratamento em esquemas de tratamento testados. Nesta comparação de esquemas de tratamento, a ultrafiltração destaca-se como uma solução com relação custo-benefício equilibrada, produzindo uma ApR elevada qualidade a um custo operacional reduzido, face a outras alternativas para atingir qualidade equivalente.

A seleção do tipo de tratamento a adotar para produção de ApR deve ser realizada com base na qualidade necessária para a utilização prevista, numa abordagem *fit-for-purpose*, tendo também em consideração dos custos operacionais associados.

5. NOTAS FINAIS

Considerando a atual tendência de escassez de água, é urgente promover uma utilização mais racional deste recurso, e a exploração de fontes alternativas de água para fins não potáveis. A reutilização de águas residuais tratadas deve ser seriamente encarada como uma das opções possíveis para fazer face a este problema, e promovida em regiões de maior escassez e sempre que a sua utilização possa ser viável.

A proposta de revisão da Diretiva Europeia das Águas Residuais Urbanas (DARU) prevê, na sua redação em consulta, que os Estados-Membros serão obrigados a promover sistematicamente a reutilização de águas residuais tratadas de todas as ETAR urbanas. A reutilização de águas residuais tratadas em Portugal tem ainda uma expressão reduzida (1,2%), e há grande potencial para desenvolver esta prática. Um dos desafios que se colocam nesta expansão, são de ordem tecnológica, com a necessidade de *upgrade* dos processos de tratamento das ETAR para responder às exigências de qualidade da ApR. Adicionalmente, existem novos requisitos previstos na revisão da DARU para o tratamento de efluentes, nomeadamente ao nível da remoção de poluentes emergentes (e.g. fármacos) e monitorização de microrganismos resistentes a antibióticos, que podem conjuntamente implicar o *upgrade* de processos de tratamento convencionais para cumprir estas novas exigências legais.

O estudo realizado no âmbito deste projeto permitiu comparar o desempenho de diferentes esquemas de tratamento, com base no mesmo efluente secundário, e os respetivos custos de operação, identificando os usos possíveis para cada ApR produzida. O resultado deste estudo aqui disseminado, realizado em condições reais, com tratamentos avançados realizados à escala piloto e industrial, apresenta-se como um contributo para a seleção e adoção de tecnologias de tratamento terciário para a produção de ApR.

6. REFERÊNCIAS

- AdAlgarve, 2022. Utilização de ApR - Água para Reutilização, para fins não potáveis. Canal YouTube. Acessível em: <https://www.youtube.com/watch?v=zbB6-6tVS90>
- AEDYR, 2019. Cifras de reutilización de agua em España. Asociación Española de Desalación y Reutilización. Acessível em: <https://aedyr.com/cifras-reutilizacion-agua-espana/>
- Anari, Z., Morrissey, K., Kékedy-Nagy, L., Daneshpour, R., Abolhassani, M., Moore, J., Thoma, G. & Greenlee, L. (2023). Pressure-driven membrane nutrient preconcentration for down-stream electrochemical struvite recovery. *Separation and Purification Technology*, 309, 122907.
- APA, 2019. Guia para a reutilização de água para usos não potáveis. Agência Portuguesa do Ambiente. Acessível em: https://apambiente.pt/sites/default/files/Agua/DRH/Licenciamento/ApR/APA_Guia_Reutilizacao_v1.pdf
- APA, 2021a. Avaliação das disponibilidades hídricas actuais e futuras e aplicação do índice de escassez WEI+. Apresentação disponibilizada em consulta pública. Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em: <https://participa.pt/contents/consultati-ondocument/APA-WEI+ APub 7Dez2021 .pdf>.
- APA, 2021b. Água para Reutilização (ApR). Agência Portuguesa do Ambiente. Acessível em: <https://apambiente.pt/agua/agua-para-reutilizacao-apr>
- Baptista, I., Marinheiro, L., Carviçais, I., Delerue-Matos, C., Löblich, S. (2023). Aplicação inovadora de plasma não-térmico para tratamento de fármacos em águas residuais tratadas. 32º Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 21-24 maio, Belo Horizonte, Brasil.
- Barjasteh, A., Dehghani, Z., Lamichhane, P., Kaushik, N., Choi, E. H., & Kaushik, N. K. (2021). Recent progress in applications of non-thermal plasma for water purification, bio-sterilization, and decontamination. *Applied Sciences*, 11(8), 3372.
- BBC, 2017. Italy drought: Rome forced to cut water pressure at night. Acessível em: <https://www.bbc.com/news/world-europe-41081066>
- BBC, 2021. How water shortages are brewing wars. Acessível em: <https://www.bbc.com/future/article/20210816-how-water-shortages-are-brewing-wars>
- Becerra-Castro, C., Lopes, A. R., Vaz-Moreira, I., Silva, E. F., Manaia, C. M., & Nunes, O. C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment international*, 75, 117-135.
- Chick, H. (1908). An investigation of the laws of disinfection. *Epidemiology & Infection*, 8(1), 92-158.
- CNN, 2019. Indian water train arrives with desperately needed relief for Chennai. Acessível em: <https://edition.cnn.com/2019/07/12/india/india-chennai-water-crisis-train-intl/index.html>
- Correia, C. e F. Dias, 2020. O uso da água em Portugal – olhar, compreender e atuar com os protagonistas chave. C - The Consumer Intelligence Lab. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- DL n.º 119/2019. Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de Agosto. Estabelece o regime jurídico de produção de água para reutilização, obtida a partir do tratamento de águas residuais, bem como da sua utilização. Acessível em: <https://files.dre.pt/1s/2019/08/15900/0002100044.pdf>
- DR 1620/2017, 2007. régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Gobierno de España. Acessível em: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2007-21092>
- EC, sd-a. Report on the Review of the European Water Scarcity and Droughts Policy. European Commission, acessível

- em <http://ec.europa.eu/environment/water/quantity/pdf/COM-2012-672final-EN.pdf>
- EC, 2015. Fechar o ciclo – plano de ação da UE para a economia circular. Comissão Europeia. Acessível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1453384154337&uri=CELEX:52015DC0614>
- EC, 2020. Regulamento (EU) 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho de 25 de maio de 2020 relativo aos requisitos mínimos para a reutilização da água. Acessível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020R0741>
- EC, 2022. Proposta de Diretiva do Parlamento Europeu e do Conselho relativa ao tratamento de águas residuais urbanas (reformulação) – 2022/0345. Acessível em: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f078ec8-55f7-11ed-92ed-01aa75ed71a1.0013.02/DOC_1&format=PDF
- EC, sd-b. Water Reuse - Managing water resources more efficiently and facilitating water reuse in the EU. Acessível em: https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-reuse_en
- EEA, 2023. Water scarcity conditions in Europe. European Environmental Agency. Acessível em: <https://www.eea.europa.eu/ims/use-of-freshwater-resources-in-europe-1>
- El-Sayed, W. S., Ouf, S. A., & Mohamed, A. A. H. (2015). Deterioration to extinction of wastewater bacteria by non-thermal atmospheric pressure air plasma as assessed by 16S rDNA-DGGE fingerprinting. *Frontiers in Microbiology*, 6, 1098.
- EPA, 2017. Potable Reuse Compendium. United States Environmental Protection Agency.
- ERSAR, 2023. Volume 1 - Caracterização do sector de águas e resíduos. Relatório anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal | 2022. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.
- ESAMUR, 2023. Reutilización. Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia. Acessível em: <https://www.esamur.com/reutilizacion>
- Governo de Portugal, 2019a. Governo apresenta Estratégia Nacional para a Utilização de Águas Residuais em março. Acessível em: <https://www.portugal.gov.pt/pt/gc21/comunicacao/noticia?i=governo-apresenta-estrategia-nacional-para-a-utilizacao-de-aguas-residuais-em-marco>
- Governo de Portugal, 2019b. Reutilização dos efluentes é fundamental para poupar água potável. Acessível em: <https://www.portugal.gov.pt/pt/gc21/comunicacao/noticia?i=reutilizacao-dos-efluentes-e-fundamental-para-poupar-agua-potavel>
- Hijosa-Valsero, M., Molina, R., Montràs, A., Müller, M., & Bayona, J. M. (2014). Decontamination of waterborne chemical pollutants by using atmospheric pressure nonthermal plasma: a review. *Environmental Technology Reviews*, 3(1), 71-91.
- ISO, sd. ISO/TC282 Water Reuse. Acessível em: <https://committee.iso.org/home/tc282>
- Jiang, B., Zheng, J., Qiu, S., Wu, M., Zhang, Q., Yan, Z., & Xue, Q. (2014). Review on electrical discharge plasma technology for wastewater remediation. *Chemical Engineering Journal*, 236, 348-368.
- Jjemba, P. K., Weinrich, L. A., Cheng, W., Giraldo, E., & LeChevallier, M. W. (2010). Regrowth of potential opportunistic pathogens and algae in reclaimed-water distribution systems. *Applied and environmental microbiology*, 76(13), 4169-4178.
- JORF n. 201/2010, 2010. Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts. République Française. Acessível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000022753522>
- Kolek, J., & Hołub, M. (2019). Practical design of a high-voltage pulsed power supply implementing SiC technology for atmospheric pressure plasma reactors. *Applied Sciences*, 9(7), 1451.

- Leggett, R. M., Alcon-Giner, C., Heavens, D., Caim, S., Brook, T. C., Kujawska, M., Martin, S., Peel, N., Axford-Palmer, H., Hoyles, L., Clarke, P., Hall, L. & Clark, M. D. (2020). Rapid MinION profiling of preterm microbiota and antimicrobial-resistant pathogens. *Nature Microbiology*, 5(3), 430-442.
- Li, D., Zeng, S., Gu, A. Z., He, M., & Shi, H. (2013). Inactivation, reactivation and regrowth of indigenous bacteria in reclaimed water after chlorine disinfection of a municipal wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Sciences*, 25(7), 1319-1325.
- Lukes, P., Dolezalova, E., Sisrova, I., & Clupek, M. (2014). Aqueous-phase chemistry and bactericidal effects from an air discharge plasma in contact with water: evidence for the formation of peroxyxynitrite through a pseudo-second-order post-discharge reaction of H₂O₂ and HNO₂. *Plasma Sources Science and Technology*, 23(1), 015019.
- Manaia, C. M. (2023). Framework for establishing regulatory guidelines to control antibiotic resistance in treated effluents. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(6), 754-779.
- Manaia, C. M., Rocha, J., Scaccia, N., Marano, R., Radu, E., Biancullo, F., Cerqueira, F., Fortunato, G., Iakovides, I., Zammit, I., Kampouris, I., Vaz-Moreira, I. & Nunes, O. C. (2018). Antibiotic resistance in wastewater treatment plants: Tackling the black box. *Environment international*, 115, 312-324.
- Marecos do Monte, H., Santos M., Barreiros A., Albuquerque A., 2016. Tratamento de Águas Residuais – Operações e processos de tratamento físico e químico. Entidades Reguladora dos Serviços de Águas e resíduos – ERSAR.
- Marinheiro, L., Jorge, R., Baptista, I, Lopes, L., Vilaça, J., Löblich, S. (2023). Estudo comparativo de produção de água para reuso em ETE urbana com tecnologia inovadora de plasma não térmico. Congresso Internacional da Associação Latino-Americana de Dessalinização e Reúso de Água (ALADYR). 26-27 Abril. São Paulo.
- European Wastewater Management Conference and Exhibition. 28 – 29 September. Birmingham, UK..
- Metcalfe e Eddy, 2014. Wastewater Engineering – Treatment and Resource Recovery. MacGraw Hill Education, 5ª edição.
- Mitobedzka, A., Ferreira, C., Vaz-Moreira, I., Calderón-Franco, D., Gorecki, A., Purkrtova, S., Batacek, J., Dziejew, L., Singleton, C., Nielsen, P., Weissbrodt, D. & Manaia, C. M. (2022). Monitoring antibiotic resistance genes in wastewater environments: The challenges of filling a gap in the One-Health cycle. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127407.
- Monteiro, S., Rente, D., Cunha, M. V., Gomes, M. C., Marques, T. A., Lourenço, A. B., Cardoso, E., Álvaro, P., Silva, M., Coelho, N., Vilaça, J., Meireles, F., Brôco, N., Carvalho, M. & Santos, R. (2022). A wastewater-based epidemiology tool for COVID-19 surveillance in Portugal. *Science of The Total Environment*, 804, 150264.
- OCDE, 2022. Israel's sustainable water management plans. Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico. Acessível em: <https://www.oecd.org/climate-action/ipac/practices/israel-s-sustainable-water-management-plans-d81db5f5/>
- OMS, 2017. Potable Reuse – Guidance for producing safe drinking-water. Organização Mundial de Saúde.
- ONU, 2023. Água. Centro Regional de Informação para a Europa ocidental - Organização das Nações Unidas. Acessível em: <https://unric.org/pt/agua/>
- P-3AC, 2019. Resolução do Conselho de Ministros n.º 130/2019. Programa de Ação para a Adaptação às Alterações Climáticas. Acessível em: <https://files.dre.pt/1s/2019/08/14700/0001000045.pdf>
- PAEC, 2017. Plano de ação para a Economia Circular em Portugal 2017-2020. Resolução do Conselho de Ministros n.º 190-A/2017. República Portuguesa.

- Palma, D., Richard, C., & Minella, M. (2022). State of the art and perspectives about non-thermal plasma applications for the removal of PFAS in water. *Chemical Engineering Journal Advances*, 10, 100253.
- PENSAARP, 2030. Documento de consulta pública do Plano Estratégico para o Abastecimento de Água e Gestão de Águas Residuais e Pluviais.
- REA, 2021. Água – Águas residuais urbanas. Relatório do Estado do Ambiente – Agência portuguesa do Ambiente. Acessível em: <https://rea.apambiente.pt/content/%C3%A1guas-residuais-urbanas>
- REA, 2023. Água – Disponibilidade de águas superficiais e subterrâneas. Relatório do Estado do Ambiente – Agência portuguesa do Ambiente. Acessível em: <https://rea.apambiente.pt/content/disponibilidades-de-%C3%A1guas-superficiais-e-subterr%C3%A2neas?language=en>
- Rizzo, L., Gernjak, W., Krzeminski, P., Malato, S., McArdell, C. S., Perez, J. A. S., Schaar, H. & Fatta-Kassinos, D. (2020). Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries. *Science of the Total Environment*, 710, 136312.
- RTP, 2023. Águas residuais tratadas ganham nova vida no Algarve. Acessível em: https://www.rtp.pt/noticias/pais/aguas-residuais-tratadas-ganham-nova-vida-no-algarve_v1474229
- Singh, R. K., Philip, L., & Ramanujam, S. (2019). Continuous flow pulse corona discharge reactor for the tertiary treatment of drinking water: Insights on disinfection and emerging contaminants removal. *Chemical Engineering Journal*, 355, 269-278.
- Sousa, J. M., Macedo, G., Pedrosa, M., Becerra-Castro, C., Castro-Silva, S., Pereira, M., Silva, A., Nunes, O., & Manaia, C. M. 2017. Ozonation and UV254 nm radiation for the removal of microorganisms and antibiotic resistance genes from urban wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 434-441.
- The Independent, 2022. Chile forced to ration water as 'unprecedented' drought enters 13th year. Acessível em: <https://www.independent.co.uk/climate-change/news/chile-drought-rations-santiago-b2055966.html>
- Turner, T., Wheeler, R., Stone, A., & Oliver, I. (2019). Potential alternative reuse pathways for water treatment residuals: Remaining barriers and questions—A review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(9), 227.
- Vanraes, P., Nikiforov, A. Y., & Leys, C. (2016). Electrical discharge in water treatment technology for micropollutant decomposition. *Plasma science and technology—progress in physical states and chemical reactions*, 428-478.
- Water Reuse Europe, 2020. The state of the sector. Acessível em: <https://www.water-reuse-europe.org/the-state-of-the-sector/#page-content>
- WEF, 2018. Where will the 'water wars' of the future be fought? World Economic Forum. Acessível em: <https://www.weforum.org/agenda/2018/10/where-the-water-wars-of-the-future-will-be-fought/>
- WISE-Freshwater, 2023. Water reuse. European Environment Agency. Acessível em: <https://water.europa.eu/freshwater/europe-freshwater/water-reuse>
- WRI, 2018. 3 Things Cities Can Learn from Cape Town's Impending "Day Zero" Water Shut-Off. World Resources Institute. Acessível em: <https://www.wri.org/insights/3-things-cities-can-learn-cape-towns-impending-day-zero-water-shut>

7. CONTACTOS



UNIVERSIDADE
CATÓLICA
PORTUGUESA

PORTO

WEDOTECH

Rua do Seixal n.º 108

4000-521 Porto

Tel: +351 225 093 124

geral@wedotech.eu

www.wedotech.eu

AST

Rua do Bairro n.º 400

4485-010 Aveleda

Tel: +351 220 163 277

office@ast-ambiente.com

www.ast-ambiente.com

UCP

Rua de Diogo Botelho n.º 1327

4169-005 Porto

Tel: +351 225 580 000

biotecnologia@ucp.pt

www.esb.ucp.pt

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto ApR-TEC (NORTE-01-0247-FEDER-047207) financiado pelo NORTE 2020 e FEDER, ao abrigo do Sistema de Incentivos à Investigação e Desenvolvimento Tecnológico do Portugal 2020.

