

CLÁUDIA SOFIA DÓRDIO DIMAS

**OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ÁGUAS RESIDUAIS
URBANAS ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE MICROALGAS**



INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA

2021

CLÁUDIA SOFIA DÓRDIO DIMAS

**OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ÁGUAS RESIDUAIS
URBANAS ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE MICROALGAS**

Mestrado em Ciclo Urbano da Água

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Professora Doutora Maria Margarida da Cruz Godinho Ribau Teixeira

Professora Doutora Luísa Paula Viola Afonso Barreira



INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA

2021

**OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ÁGUAS RESIDUAIS
URBANAS ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE MICROALGAS**

Declaração de autoria de trabalho

"Declaro ser a autora deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída."

Cláudia Sofia Dórdio Dimas

“Copyright” em nome de Cláudia Sofia Dórdio Dimas, da Universidade do Algarve

“A Universidade do Algarve reserva para si o direito, em conformidade com o disposto no Código do Direito de Autor e dos Direitos Conexos, de arquivar, reproduzir e publicar a obra, independentemente do meio utilizado, bem como de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição para fins meramente educacionais ou de investigação e não comerciais, conquanto seja dado o devido crédito ao autor e editor respetivos.”

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar quero agradecer à minha entidade patronal, Águas do Algarve, S.A., por ter financiado o mestrado e por me permitir frequentar as aulas às sextas-feiras.

Às minhas filhas, Rosa Leonor e Maria Inês, por me terem permitido concretizar este sonho, abdicando de muitos fins-de-semana de lazer e de convivência familiar.

Aos meus pais, Miguel e Graça, e à minha avó Ilda, pelos valores que sempre me transmitiram, por me terem ensinado a ser resiliente e a correr atrás dos meus sonhos e ambições.

À minha irmã Isabel, que foi minha conselheira e orientadora, e à minha irmã Inês, pelo incentivo contante.

Ao meu namorado Paulo, pelo apoio, amor e paciência, em especial nesta fase final.

À minha amiga Silvia, por estar sempre presente, nos momentos mais importantes da minha vida.

Ao Bruno, meu colega de trabalho e de mestrado, por ter sido um ótimo companheiro nesta aventura.

Às minhas orientadoras Professora Doutora Maria Margarida da Cruz Godinho Ribau Teixeira e Professora Doutora Luísa Paula Viola Afonso Barreira, pelos ensinamentos transmitidos ao longo deste percurso.

À Professora Doutora Manuela Moreira da Silva, por ser a “mulher” por detrás deste mestrado, pela sua perseverança e por me ter ensinado a gostar, mais ainda, do mundo em redor do “Ciclo Urbano da Água”.

Resumo

A utilização de microalgas no tratamento de águas residuais tem despertado o interesse da comunidade científica a nível internacional, como tecnologia promissora, constituindo uma alternativa mais sustentável aos sistemas de tratamento convencionais, que continuam a ser grandes consumidores de energia.

O presente trabalho integra-se dentro dos objetivos do projeto de investigação “GreenTreat”, onde foram instalados 9 fotobiorreatores GreenDune® (PBR), na ETAR da Quinta do Lago, com uma capacidade de 450 L cada e com uma área de implantação no terreno de cerca de 1 m². Foram instalados em 3 linhas, que funcionam em paralelo, cada uma composta por 3 unidades sequenciais.

Pretendeu-se otimizar a remoção dos principais nutrientes N, P e amónia (NH₄⁺), assim como dos parâmetros microbiológicos *Escherichia coli* (*E. coli*) e Enterococos intestinais, recorrendo à configuração do parâmetro operacional Tempo de Retenção Hidráulico (TRH), aproveitando o efeito desinfetante das culturas de microalgas para melhorar a qualidade do efluente final, cumprindo as condições de descarga e viabilizando a sua reutilização.

Para tal, foram monitorizadas as condições locais do efluente, em termos de pH e temperatura (°C), assim como foram analisadas as características físico-químicas e microbiológicas do efluente tratado pelo processo proposto e estudados, de acordo com a legislação em vigor, os possíveis cenários de reutilização.

Os resultados permitiram confirmar que os sistemas que recorrem à utilização de microalgas possuem elevada eficiência na remoção de nutrientes, em especial de NH₄⁺ (entre 60% e 90%), assim como, possuem elevado potencial de desinfecção, uma vez que, no decorrer do processo de fotossíntese, as microalgas consomem grandes quantidades de CO₂, levando ao aumento do pH e impossibilitando a sobrevivência de organismos patogénicos, devido ao ambiente hostil criado.

Por outro lado, este sistema específico, mostrou-se ineficiente na remoção de sólidos suspensos totais (SST), pelo facto de a etapa de decantação/sedimentação não se encontrar devidamente dimensionada, levando a que os sólidos/biomassa em suspensão, característicos de processos que recorrem à utilização de microalgas, não decantem/sedimentem nas melhores condições, inviabilizando a reutilização, para quaisquer dos usos possíveis.

No entanto e, uma vez que para o uso urbano, apenas o valor de SST não cumpre o estipulado na legislação, pode dizer-se que, caso fosse possível melhorar a etapa de decantação/sedimentação, nomeadamente no que diz respeito ao seu dimensionamento, a probabilidade deste parâmetro também vir a cumprir, seria grande, podendo, desta forma, vir a reutilizar-se a água residual tratada para Lavagens de Ruas e Suporte dos Ecossistemas.

Para os restantes parâmetros analisados, foram registados valores abaixo do seu Valor Limite de Emissão (VLE), tendo sido obtidos melhores resultados, em termos globais, para o TRH de ± 2 dias.

Palavras-Chave: Tratamento de águas residuais; microalgas; tratamento terciário; reutilização.

Abstract

The use of microalgae in wastewater treatment has drawn increased interest among the international scientific community as a promising technology, constituting a more sustainable alternative to conventional treatment systems, which remain major energy consumers.

The present work is integrated within the objectives of the research project "GreenTreat", where 9 GreenDune photobioreactors (PBR) were installed in the ETAR of Quinta do Lago. These photobioreactors, with a capacity of 450 L each and with a field deployment area of about 1 m², were installed in 3 lines, which work in parallel, each one composed of 3 sequential units.

The aim was to optimize the removal of the main nutrients N, P and ammonia (NH₄⁺), as well as the microbiological parameters *Escherichia coli* (*E. coli*) and Intestinal Enterococci, using the configuration of the hydraulic retention time (HRT) operating parameter, taking advantage of the disinfectant effect of microalgae to improve the quality of the final effluent, complying with the discharge conditions and enabling its reuse.

Accordingly, the local effluent conditions were monitored in terms of pH and temperature (°C), as well as the physical-chemical and microbiological characteristics of the effluent treated by the process proposed. Finally, the possible scenarios of reuse were studied, in accordance with the current legislation.

Results confirmed that the systems that use microalgae have high efficiency in nutrient removal, especially NH₄⁺ (between 60% and 90%), and they have a high disinfection potential. Indeed, during the photosynthesis process, microalgae consume large amounts of CO₂, leading to increased pH and making it impossible for pathogenic organisms to survive, due to the hostile environment created.

On the other hand, this specific system proved to be inefficient in the removal of total suspended solids (TSS), because the decanting/sedimentation stage was not properly sized, preventing solids/biomass in suspension (characteristic of processes that use microalgae) to decant/sediment in the best conditions, making impossible its reuse, for any of the possible uses.

However, since for urban use, only the value of TSS does not comply with the provisions of the legislation, it can be assumed that, if it were possible to improve the stage of decanting/sedimentation, particularly with regard to its dimensioning, the probability of

this parameter will also meet, it would be high, thus being able to reuse the treated waste water for Street Washes and Ecosystem Support.

For the remaining parameters analyzed, values below the Emission Limit Value (VLE) were recorded, and, overall, better results were obtained for the HRT of ± 2 days.

Key-words: Wastewater treatment; microalgae; tertiary treatment; reuse.

Índice Geral

1.	Introdução.....	1
2.	Revisão Bibliográfica	3
2.1	Caracterização das Águas Residuais Urbanas	3
2.2	Etapas do Tratamento de Águas Residuais.....	6
2.2.1	Tratamento Preliminar	7
2.2.2	Tratamento Primário	7
2.2.3	Tratamento Secundário/Biológico	7
2.2.4	Tratamento Terciário.....	9
2.3	Microalgas	10
2.4	Microalgas no Tratamento de Águas Residuais – Tratamento Secundário versus Tratamento Terciário	11
2.4.1	Métodos de Cultivo das Microalgas.....	14
2.4.2	Importância do Parâmetro Operacional Tempo de Retenção Hidráulica e sua Otimização	14
2.5	Reutilização de Águas Residuais Urbanas Tratadas.....	15
3.	Descrição do Estudo de Caso	20
3.1	ETAR da Quinta do Lago	20
3.2	Projeto GreenTreat.....	24
4.	Metodologia.....	29
4.1	Trabalho Experimental.....	29
4.2	Cenários de Reutilização.....	33
5.	Resultados e Discussão.....	34
5.1	Análise dos Parâmetros	34
5.1.1	pH e Temperatura	34
5.1.2	Fósforo Total.....	34
5.1.3	Compostos de Azoto (Azoto total, Amónia e Nitratos).....	37

5.1.4 Sólidos Suspensos Totais.....	43
5.1.5 Carência Química de Oxigênio (CBO ₅).....	45
5.1.6 <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>) e Enterococos intestinais.....	45
5.2 Análise dos possíveis Cenários de Reutilização	47
5.2.1 Uso Agrícola	48
5.2.2 Uso Urbano	50
5.2.3 Uso Industrial.....	53
6. Conclusão	55
Bibliografia.....	57
ANEXOS.....	62

Índice de Figuras

Figura 1 - Mapa do Sistema de Saneamento do Algarve, fonte: site da empresa Águas do Algarve, S.A (acesso: 24/10/2020).....	20
Figura 2 – Fluxos na ETAR da Quinta do Lago, fonte: Manual de Exploração do Subsistema da Quinta do Lago, versão 4, novembro de 2008, Águas do Algarve, S.A	22
Figura 3 - PBR instalados na ETAR da Quinta do Lago, ao abrigo do projeto GreenTreat	24
Figura 4 - Esquema simplificado do funcionamento dos PBR, fonte: Águas do Algarve, S.A.....	25
Figura 5 - Rotâmetro instalados na entrada de cada uma das linhas	26
Figura 6 - Decantadores/Sedimentadores	26
Figura 7 - Filtro a jusante da Decantação/Sedimentação	27
Figura 8 - Compressor para arejamento dos PBR	27
Figura 9 - Estirpes isoladas dos PBR - A – Scenedesmus sp. GTM2; B - Desmodesmus abundans GTM11; C Desmodesmus sp. GT7; D – Chlorella sp. GTM4; E – Chlorella sp. GTM 5	28
Figura 10 - Leitor de Microplacas “Biotek Synergy 4”.....	29
Figura 11 - Medidor Portátil “Hanna Instruments”	32
Figura 12 - Concentração média de fósforo total à saída dos PBR, em mg/L P (campanha de Outono versus campanha de Inverno)	35
Figura 13 - Eficiências de remoção (%) – fósforo total (campanha de Outono versus campanha de Inverno)	36
Figura 14 - Concentração média de azoto total, à saída dos PBR, em mg/L N (campanha de Outono versus campanha de Inverno)	38
Figura 15 - Concentração média de amónia, à saída dos PBR, em mg/L NH ₄ (campanha de Outono versus campanha de Inverno)	38
Figura 16 - Concentração média de nitratos à saída dos PBR, em mg/L NO ₃ (campanha de Inverno).....	39
Figura 17- Eficiências de remoção (%) – azoto total (campanha de Outono versus campanha de Inverno)	39
Figura 18 - Eficiências de remoção (%) – amónia (campanha de Outono versus campanha de Inverno).....	40
Figura 19 - Eficiências de remoção (%) – nitratos (campanha de Inverno)	40

Figura 20 - Concentração média de sólidos suspensos totais à saída dos PBR, em mg/L (campanha de Inverno)	44
Figura 21 - Concentração média de CBO ₅ à saída dos PBR, em mg/L O ₂ (campanha de Inverno)	45
Figura 22 - Contagem média de E. coli à saída dos PBR, em NMP/100 ml (campanha de Inverno)	46
Figura 23- Contagem média de Enterococos intestinais à saída dos PBR, em NMP/100 ml (campanha de Inverno).....	46

Índice de Tabelas

Tabela 1- Principais contaminantes e riscos associados das águas residuais domésticas, fonte: Henze & Comeau, 2008	4
Tabela 2 - Composição típica de águas residuais domésticas/municipais, com contribuição baixa de águas residuais industriais, fonte: Henze & Comeau, 2008.....	6
Tabela 3 - Exemplos de estirpes mais utilizadas para o tratamento de águas residuais, fonte: Li et al., 2019	12
Tabela 4 – Usos para a Reutilização de Águas Residuais Urbanas, fonte: National & Press, 2012	16
Tabela 5 – Características do Afluente Bruto da ETAR da Quinta do Lago, fonte: Licença de Utilização de Recursos Hídricos.....	23
Tabela 6 - Condições de descarga do Efluente Final da ETAR da Quinta do Lago, considerando a legislação em vigor e a Licença de Utilização	23
Tabela 7 - Métodos analíticos utilizados no laboratório do grupo de investigação Marbiotech.....	30
Tabela 8 - Métodos analíticos acreditados utilizados no laboratório da empresa Águas do Algarve, S.A.	30
Tabela 9 – Intervalo de Resultados para cada Parâmetro.....	48
Tabela 10 – Uso Agrícola – Normas de Qualidade, fonte: Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto e REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020	49
Tabela 11 - Reutilização da água produzida pelos PBRs GreenDune entre 30-09-2019 e 30-10-2019 (campanha de Outono) e 27-01-2020 e 04-03-2020 (campanha de Inverno), para Uso Agrícola.....	50

Tabela 12 - Uso Urbano – Normas de Qualidade, fonte: Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto e REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020	51
Tabela 13 - Reutilização da água produzida pelos PBRs GreenDune entre 30-09-2019 e 30-10-2019 (campanha de Outono) e 27-01-2020 e 04-03-2020 (campanha de Inverno), para Uso Urbano.....	52
Tabela 14 - Uso Industrial – Normas de Qualidade, fonte: fonte: Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto	53
Tabela 15 - Reutilização da água produzida pelos PBRs GreenDune entre 30-09-2019 e 30-10-2019 (campanha de Outono) e 27-01-2020 e 04-03-2020 (campanha de Inverno), para Uso Industrial	53

Abreviaturas e Símbolos

N – Azoto

P – Fósforo

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

CO₂ - Dióxido de Carbono

TRH - Tempo de Retenção Hidráulico

GEE - Gases com Efeito de Estufa

NH₄⁺ - Amónia

N₂ - Azoto Gasoso

O₂ – Oxigénio

CH₄ - Metano

C – Carbono

NO₃⁻ - Nitratos

SST – Sólidos Suspensos Totais

CBO₅ - Carência bioquímica de oxigénio, durante 5 dias, a 20°C

E.coli - *Escherichia coli*

ONU – Organização das Nações Unidas

COV - Compostos Orgânicos Voláteis

CQO - Carência Química de Oxigénio

COT - Carbono Orgânico Total

APA - Associação Portuguesa do Ambiente

UV - Ultravioleta

H₂O - Água

PO₄⁻³ – Fósforo

HRAP - Lagoas de Microalgas de Alto Rendimento

PBR - Fotobiorreatores

NP – Norma Portuguesa

ERSAR - Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

ApR – Águas para Reutilização

AdP - Águas de Portugal

LNEC - Laboratório Nacional de Engenharia Civil

ARS LVT - Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo

AdA - Águas do Algarve, S.A.

CCMAR – Centro de Ciências do Mar

VLE – Valor Limite de Emissão

1. Introdução

O crescimento populacional e a crescente urbanização e industrialização originam uma produção em excesso de águas residuais. Estas, caso não sejam devidamente tratadas, podem provocar consequências negativas nos ecossistemas e nas massas de água, levando à eutrofização das mesmas. Desta forma, deverão ser criadas medidas com vista à redução deste problema, para garantia da sustentabilidade do planeta, para as gerações atuais e vindouras (Renuka et al., 2015).

O tratamento de águas residuais é cada vez mais um processo que requer técnicas adaptadas à evolução dos tempos, envolvendo várias etapas, nomeadamente tratamento preliminar, primário, secundário e terciário e utilizando uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos, que têm como finalidade melhorar a qualidade do efluente final, para que o mesmo possa ser descarregado nos meios recetores, com a qualidade exigida.

Os tratamentos convencionais requerem processos de arejamento prolongados e intensivos, para oxidação da matéria orgânica, assim como para a etapa de nitrificação/desnitrificação, que tem como objetivo final a remoção de azoto (N), através da conversão de amónia (NH_4^+) em azoto gasoso (N_2) (Liu, J. et al., 2019).

O interesse da utilização de microalgas no tratamento de águas residuais aumentou nos últimos anos, em virtude de estas possuírem a capacidade de tratar estas águas, através do crescimento em simbiose de microalgas e bactérias, num sistema designado mixotrófico. As microalgas produzem oxigénio (O_2) como subproduto da fotossíntese, que pode ser utilizado pelas bactérias para degradar a matéria orgânica presente nas águas residuais; além disso, usam dióxido de carbono (CO_2) e removem nutrientes, como fósforo (P) e N, sem ser necessário recorrer ao arejamento ou com necessidade de arejamento menor, o que torna os processos que utilizam microalgas mais sustentáveis e economicamente mais vantajosos quando comparados com os processos tradicionais, que são consumidores intensivos de energia. Como usam o CO_2 como fonte de carbono (C) contribuem para a sua captura e, com isso, reduzem as emissões do mesmo para a atmosfera com efeitos importantes nas alterações climáticas (Otondo et al., 2018).

O **objetivo geral** do trabalho é a otimização do tratamento terciário de águas residuais, através de estirpes de microalgas nativas, removendo nutrientes como N, P e NH_4^+ e, conseqüentemente, melhorando a qualidade do efluente final, permitindo a sua reutilização.

Em termos de **objetivos específicos**, pretende-se:

1. Caracterização físico-química e microbiológica das águas residuais à entrada e saída dos fotobiorreatores, em termos de fósforo total (mg/L P), azoto total (mg/L N), amónia (mg/L de NH_4^+), nitratos (mg/L NO_3^-), sólidos suspensos totais (SST) (mg/L), carência bioquímica de oxigénio, durante 5 dias, a 20°C (CBO_5) (mg/L O_2), *Escherichia coli* (*E. coli*) (NMP/100 ml) e Enterococos intestinais (NMP/100 ml);
2. Monitorização das condições locais do efluente, e que podem influenciar o crescimento das microalgas, nomeadamente pH e temperatura (°C);
3. Otimização do processo de remoção, através da configuração de parâmetros operacionais, nomeadamente o Tempo de Retenção Hidráulico (TRH);
4. Avaliação da qualidade das águas residuais tratadas, nomeadamente em termos de N Total, P Total e NH_4^+ ;
5. Estudo de cenários de reutilização, baseado na legislação em vigor.

2. Revisão Bibliográfica

2.1 Caracterização das Águas Residuais Urbanas

No ano de 1900, 1,6 mil milhões de pessoas habitavam a Terra. No ano 2000, esse número excedeu os 5 mil milhões e as últimas estimativas da ONU, indicam que em 2050, o número ascenderá aos 9 mil milhões, o que significa que a população mundial terá que encontrar mais recursos, como alimentos, água, matérias-primas e energia, numa altura em que os mesmos já parecem escassear (Hader, 2018).

A produção de águas residuais proveniente da atividade humana, industrial e comercial, é inevitável, sendo que a sua quantidade e qualidade depende de muitos fatores, como por exemplo, do comportamento, estilo e nível de vida, no caso da atividade humana, e do tipo de indústria e técnicas de produção, no caso da atividade industrial (Henze & Comeau, 2008). As águas residuais urbanas são, por conseguinte, uma combinação de águas domésticas, industriais, comerciais, assim como provenientes de instituições, produzidas no seio de uma determinada comunidade ou aglomerado populacional e também podem incluir as águas pluviais, no caso das redes não serem separativas (Alabaster et al., 2017).

A composição das águas residuais urbanas pode variar consideravelmente, dependendo dos contaminantes presentes nas diferentes combinações de águas residuais domésticas, assim como dos demais setores (Alabaster et al., 2017).

As águas residuais industriais têm origem nos processos de fabricação, assim como na lavagem e refrigeração de equipamentos industriais e possuem características diversificadas sendo, por norma, mais difíceis de tratar que as águas residuais domésticas (Krishna et al., 2017).

As águas residuais domésticas, por outro lado, são as águas produzidas pela população no decorrer das suas atividades diárias e normalmente incluem também as águas descartadas pelos setores comerciais e institucionais, contendo todo o material que é adicionado às mesmas, durante o processo de utilização e, portanto, compostas por resíduos com origem no próprio corpo humano, nomeadamente as fezes e urina, assim como pelas águas proveniente da limpeza pessoal, preparação de alimentos, lavagem de roupa e limpezas domésticas (Mara, 2003).

Na Tabela 1 apresentam-se os principais contaminantes e riscos associados das águas residuais domésticas.

Tabela 1- Principais contaminantes e riscos associados das águas residuais domésticas, fonte: Henze & Comeau, 2008

Contaminantes	Exemplos	Riscos Associados
Microrganismos	Bactérias, vírus e protozoários	Risco ao tomar banho (uso recreativo) ou comer marisco
Matéria Orgânica Biodegradável	Material de origem vegetal ou animal	Diminuição de oxigénio em rios e lagos. Mortalidade da fauna, odores indesejáveis
Contaminantes prioritários orgânicos, incluindo os emergentes	Detergentes, pesticidas, produtos de uso veterinário, gorduras, óleos e massas lubrificantes, tintas, solventes, fenóis, cianeto, produtos farmacêuticos, hormonas naturais e sintéticas, produtos de higiene pessoas	Efeitos tóxicos, bioacumulação na cadeia alimentar, inconvenientes a nível estético
Contaminantes prioritários inorgânicos, incluindo metais pesados	Mercúrio, chumbo, crómio, níquel, cobre, cádmio	Efeitos tóxicos, bioacumulação
Nutrientes	N Total, P Total, NH_4^+	Eutrofização das massas de água, diminuição de oxigénio, efeitos tóxicos

Os contaminantes prioritários orgânicos e inorgânicos são selecionados com base no conhecimento que se possui dos mesmos, ou pela suspeita de poderem ser carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos ou possuírem elevada toxicidade. Muitos contaminantes prioritários orgânicos, também podem ser classificados como Compostos Orgânicos Voláteis (COV) (Bahadori, 2019).

Importa destacar dos restantes contaminantes, os contaminantes emergentes pelo facto de terem despertado a preocupação da comunidade científica nos últimos anos, devido aos riscos que acarretam para a saúde pública e ecossistemas (Gros et al., 2008). Este grupo de contaminantes inclui os produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, aditivos de gasolina, compostos orgânicos halogenados, entre outros, que ainda não são alvo de legislação mas, no futuro, são fortes candidatos a serem regulamentados, dependendo do resultado da investigação científica sobre os seus reais efeitos (Gros et al., 2008).

De todos os contaminantes identificados na Tabela 1, a matéria orgânica é o poluente mais frequente e que existe em maior quantidade. Este poluente é fácil de quantificar através da quantidade de O_2 utilizado pelas bactérias, quando utilizam o conteúdo das águas residuais como alimento, pelo que a sua concentração é facilmente expressa em termos de oxigénio necessário para a sua oxidação, sendo tradicionalmente quantificada em termos de carência bioquímica de oxigénio (CBO) e carência química de oxigénio (CQO) (Henze & Comeau, 2008; Mara, 2003). Nos últimos anos também se tem dado alguma relevância à medição de

carbono orgânico total (COT), que representa a fração orgânica total em termos de C e permite melhor precisão e avaliação da qualidade das águas residuais (Ranade & Bhandari, 2014).

A análise mais corrente de CBO é efetuada durante 5 dias, a uma temperatura de 20°C, o que abreviadamente se representa por CBO₅. No entanto, como nem toda a matéria orgânica é biodegradável, é necessário ter outro parâmetro, mais abrangente e que possa quantificar a poluição causada pela maioria dos compostos orgânicos, sendo esse parâmetro a CQO. A CQO representa a quantidade de oxigénio necessária para oxidar quase todos os compostos orgânicos, em CO₂ e água, como por exemplo o benzeno e seus derivados, difíceis de oxidar por completo. A medição de CQO permite a obtenção de resultados de forma muito rápida (normalmente em 3 horas), no entanto, por vezes, também esta medição se torna incompleta e imprecisa, possuindo a desvantagem de não fornecer informação sobre a proporção de águas residuais que pode ser oxidada por bactérias, nem a taxa à qual essa oxidação ocorre (Mara, 2003). Além disso, compostos inorgânicos como cloretos, sulfuretos e ferro, também são oxidados quimicamente, pelo que a quantificação de oxigénio relativa a estes, também é incorporada no valor de CQO, o que pode sobrestimar o valor real da matéria orgânica presente nas águas residuais. Para estes casos a medição de COT é importante e realmente representativo da quantidade de matéria orgânica, além de também permitir identificar a quantidade de Carbono Orgânico Volátil (COV), assim como a presença de contaminantes prioritários e emergentes específicos e do COT, o que posteriormente facilita, na estratégia a adotar para o tratamento das águas residuais (Mara, 2003; Ranade & Bhandari, 2014).

No caso das águas residuais domésticas não tratadas, diversas medições levaram a que se chegasse a uma proporção entre CBO/CQO $\geq 0,5$, que indica que as mesmas são consideradas facilmente tratáveis por meios biológicos, ou seja, facilmente biodegradáveis (Alabaster et al., 2017). Uma proporção inferior a 0,3 é indicativa de que as águas residuais poderão possuir alguns componentes tóxicos, o que dificulta a sua biodegradabilidade e conseqüentemente o tratamento biológico (Alabaster et al., 2017).

A composição típica das águas residuais urbanas não tratadas, com uma contribuição baixa de águas residuais industriais, é apresentada na Tabela 2, onde as águas residuais de concentração alta são aquelas em que o teor de água, assim como o contributo das águas pluviais é baixo.

Tabela 2 - Composição típica de águas residuais domésticas/municipais, com contribuição baixa de águas residuais industriais, fonte: Henze & Comeau, 2008

Parâmetro	Concentração Alta (mg/L)	Concentração Média (mg/L)	Concentração Baixa (mg/L)
CQO total	1.200	750	500
CBO	480	300	200
N total	100	60	30
NH ₄ ⁺	75	45	20
P total	25	15	6
SST	600	400	250

A caracterização das águas residuais é importante e desejável, tendo em vista encontrar a melhor solução/metodologia para o seu tratamento antes de serem descarregadas no meio recetor, por forma a minimizar os impactos dessas descargas, nomeadamente o fenómeno de eutrofização. Na maioria dos casos, apenas alguns parâmetros são medidos e monitorizados, sendo os mais comuns o CBO, CQO e azoto amoniacal (Ranade & Bhandari, 2014).

2.2 Etapas do Tratamento de Águas Residuais

O principal objetivo dos sistemas de tratamento de águas residuais é a remoção de CBO, SST, nutrientes, como N e P, e bactérias coliformes (Abdel-raouf et al., 2012).

Em Portugal, nem todos os sistemas estão obrigados a remover nutrientes, estando este facto relacionado com a sensibilidade do meio recetor e se estão sujeitos a eutrofização, em conformidade com o disposto no Decreto-Lei nº 348/98 de 9 de novembro e de acordo com as licenças de descarga emitidas pela Associação Portuguesa do Ambiente (APA) para cada ETAR.

As ETAR normalmente incluem tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário ou biológico e tratamento terciário.

O tratamento secundário ou biológico recorre a processos biológicos, através da atuação de microrganismos aquáticos, para remover a maioria da matéria orgânica. Dos processos biológicos, o mais comum, é o tratamento por lamas ativadas, no entanto, problemas relacionados com a desidratação de lamas e posterior deposição em destino final apropriado, assim como com os custos associados, têm levado os investigadores a procurar alternativas (Hader, 2018).

Finalmente, o tratamento terciário pode englobar uma combinação de processos físicos, biológicos e químicos, com a finalidade de remover os contaminantes e os nutrientes que ainda se encontram presentes e desinfetar o efluente, normalmente através de radiação UV, ozono ou cloro, com a finalidade de remover bactérias, vírus e outros organismos patogênicos (Hader, 2018).

2.2.1 Tratamento Preliminar

A primeira etapa do processo de tratamento de águas residuais recorre a processos físicos que têm como finalidade a remoção de objetos sólidos (diâmetro de 10 a 30 mm), como pedaços de madeira, tecido, papel, plástico, entre outros, em conjunto com algum material fecal, assim como de partículas de grandes dimensões. A remoção destes objetos é necessária, por forma a proteger os equipamentos associados às restantes etapas de tratamento, de sólidos, areias, assim como da formação de escumas, que podem levar a perda de eficiência do processo, associada à acumulação em excesso de filmes de gordura ou óleo (Butler, et al., 1995; Sonune & Ghate, 2004).

2.2.2 Tratamento Primário

O principal objetivo do tratamento primário é a remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos, através da ação de processos físicos, como sendo a filtração, a flotação, a coagulação, a floculação e a sedimentação. A estes podem ser adicionados produtos químicos, com a finalidade de facilitar a sedimentação dos sólidos, melhorando o seu desempenho. O órgão principal desta etapa de tratamento é o decantador primário que, por sedimentação, é capaz de remover das águas residuais que afluem à ETAR entre 25 a 50 % de CBO, entre 50 a 70 % de SST e até 65 % de óleos e gorduras, assim como algum N e P orgânicos e metais pesados associados aos sólidos (Sonune & Ghate, 2004).

2.2.3 Tratamento Secundário/Biológico

O tratamento secundário é utilizado essencialmente para remoção de compostos orgânicos solúveis, não removidos no tratamento primário. Pode ser classificado, quanto ao tipo de metabolismo prevalente em anaeróbicos, aeróbicos, e anóxicos, sendo exemplos, os discos biológicos, leitos percoladores, processos de lamas ativadas, lagunagem aeróbica e zonas

húmidas artificiais, podendo atingir eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes superiores a 90 % (Bustillo-lecompte, et al., 2015).

Um tratamento secundário bem projetado é capaz de remover das águas residuais que afluem à ETAR, entre 85 % a 95 % de CBO e de SST e até 65 % de CQO (Sonune & Ghate, 2004).

A digestão anaeróbica é considerada a tecnologia mais confiável e económica, para o tratamento de águas residuais muito concentradas em matéria orgânica, pela sua capacidade para degradar os compostos orgânicos, na ausência de O_2 , sendo posteriormente convertidos em metano (CH_4) e CO_2 . As taxas de remoção são maiores do que nos processos aeróbicos, possuem uma baixa produção de lamas (entre 5 % e 20 %), e permitem recuperar a energia utilizada, na forma de biogás e consequentemente, reduzir as emissões de gases com efeito de estufa (Kong et al., 2019). Apesar das vantagens referidas, o tratamento anaeróbico por si só, dificilmente cumpre com os atuais limites de descarga, para alguns tipos de águas residuais, nomeadamente as que requerem alguma estabilização dos compostos orgânicos. Acresce o facto deste tipo de tratamento requerer um maior espaço e um maior TRH, para alcançar uma alta eficiência do tratamento, afetando a viabilidade económica do mesmo. Para estes casos, é recomendável um estágio de tratamento adicional, para remover a matéria orgânica, nutrientes e os restantes microrganismos presentes e que ainda permanecem após o tratamento anaeróbico (Bustillo-lecompte et al., 2017).

Por este facto, a combinação de processos anaeróbicos e aeróbicos torna-se benéfica, por forma a ser atingida uma eficiência máxima de tratamento (Bustillo-lecompte et al., 2017).

No processo de digestão aeróbica, os microrganismos degradam a matéria orgânica na presença de O_2 , sendo frequentemente utilizado para remoção de nutrientes, estando o O_2 necessário ao processo e o tempo de tratamento, diretamente relacionados com a qualidade da água residual obtida. Existem inúmeras vantagens em utilizar este tipo de processo, incluindo o facto de possuírem uma baixa produção de odores e uma rápida taxa de crescimento biológico. Por outro lado, os custos operacionais deste tipo de sistemas são mais elevados do que para os sistemas anaeróbicos, devido às intervenções de manutenção necessárias e à energia requerida para a oxigenação artificial do processo (Peirce et al., 1998). O arejamento permite fornecer o O_2 necessário aos microrganismos, por forma a que os mesmos entrem em contacto com a matéria orgânica dissolvida nas águas residuais, degradando essa matéria e decompondo-a em CO_2 , água (H_2O) e nalguns compostos estáveis. Este processo gera uma grande quantidade de lamas, em grande parte devido ao facto de produzir mais microrganismos que qualquer um dos outros

sistemas o que, caso as mesmas não sejam removidas, podem originar o entupimento do sistema (Peirce, et al., 1998).

2.2.4 Tratamento Terciário

O tratamento terciário envolve algumas etapas adicionais ao tratamento secundário/biológico, sendo considerado como uma etapa de polimento. O seu principal objetivo é completar o tratamento, pela redução, até níveis que permitam a sua descarga nos meios recetores, dos compostos que ainda possam persistir, incluindo o N e o P. Ao serem devidamente removidos vão permitir a proteção adicional dos ecossistemas onde o efluente tratado é descarregado, ou ainda, como tem vindo a ser sugerido mais recentemente, permitir que o efluente tratado possa ser considerado como nova origem de água, uma vez que pode ser reutilizado, por exemplo, para a rega agrícola, para a rega de campos de golfe, para a refrigeração de equipamentos industriais ou para a recarga de aquíferos (Gerba & Pepper, 2015; Muralikrishna & Manickam, 2017).

Os processos inerentes à etapa de tratamento terciário biológicos ou fisico-químicos, podem incluir a desinfecção, oxidação, doseamento químico para correção da qualidade do efluente, filtração, carvão ativado, troca iónica e membranas (Muralikrishna & Manickam, 2017).

Na remoção dos nutrientes, os processos biológicos possuem uma maior eficiência, se comparados com os que recorrem a processos químicos, além destes últimos serem mais dispendiosos e poderem dar origem a poluição secundária relacionada com os reagentes que são adicionados (Abdel-raouf et al., 2012). A remoção biológica de N envolve duas etapas em série. A primeira, denominada por nitrificação, é realizada por bactérias autotróficas, estritamente aeróbias, em que NH_4^+ é convertido em nitrato (NO_3^-). Na segunda etapa estão envolvidas as bactérias heterotróficas que, em condições anóxicas e na presença de carbono orgânico, convertem o NO_3^- em N_2 (Zeng et al., 2004). A remoção biológica de P é obtida através da alternância entre condições anaeróbicas e aeróbicas e da adição de organismos acumuladores de polifosfatos (PAO) (Zeng et al., 2004).

Uma das limitações destes processos prende-se com o facto do N e do P poderem ser removidos mas não recuperados, com vista a serem aproveitados para outras aplicações (Liu et al., 2019).

As etapas correspondentes ao tratamento primário, secundário e mesmo terciário, não conseguem remover a totalidade da carga residual e, como resultado, muitos organismos ainda

permanecem ativos, nomeadamente organismos patogénicos pelo que, com a finalidade de prevenir a propagação de doenças, assim como minimizar problemas de saúde pública, a maioria das agências reguladoras, exige que se efetue a destruição dos mesmos, nomeadamente nos casos em que os efluentes são descarregados em meios recetores sensíveis. Essa destruição é efetuada através da etapa de desinfecção, mediante a aplicação de métodos físicos ou químicos, como sendo a utilização de lâmpadas UV, ou através de processos de ozonização ou cloragem, permitindo desta forma, a redução substancial dos organismos, até que sejam reduzidos a um nível considerado seguro (Abdel-raouf et al., 2012).

Cada etapa de tratamento adicional, ao tratamento primário, acrescenta valor ao custo total do processo o que, por vezes, torna os processos insustentáveis, do ponto de vista económico. Um processo terciário convencional completo, destinado a remover NH_4^+ , NO_3^- , N e P, é, normalmente, quatro vezes mais dispendioso que o tratamento primário, pelo que os processos que utilizam microalgas, pelas suas capacidades em utilizar o N e o P para o seu crescimento, baixo custo de manutenção e necessidade de arejamento e possibilidade de reutilização do N e P, constituem uma solução alternativa e promissora para esta etapa de tratamento (Abdel-Raouf et al., 2012).

2.3 Microalgas

Microalgas são microrganismos fotossintéticos que utilizam energia solar para crescer, consumindo nutrientes inorgânicos e CO_2 , assim como acumulando matéria orgânica na forma de proteínas, lípidos, hidratos de carbono e hidrocarbonetos (Ruiz-martinez et al., 2012). Atualmente são consideradas como uma das matérias-primas mais promissoras e com diversas aplicações biotecnológicas, nomeadamente para biocombustíveis, biorremediação, alimentação humana e animal, assim como para o tratamento de águas residuais (Pereira et al., 2019), uma vez que promovem a redução de nutrientes, em especial P e N, sendo as águas residuais um meio de cultivo adequado para produção de biomassa (Renuka et al., 2015).

As microalgas existem em vários ambientes aquáticos, incluindo água doce e salgada, assim como em vários tipos de águas residuais, nomeadamente as municipais, agrícolas e industriais. Algumas estirpes, inclusivamente, podem crescer em plantas, solos e rochas, com grandes quantidades de carbono orgânico ou inorgânico, N na forma de NH_4^+ , NO_3^- e P (Li et al., 2019).

A biomassa microalgal é estudada por forma a ser utilizada na alimentação humana e animal, assim como para a produção de algumas substâncias, como ácidos gordos ómega-3, β -caroteno, astaxantina e ficocianina. Nas últimas décadas, as microalgas têm estado em destaque devido ao seu potencial para a produção de fontes renováveis de combustíveis, nomeadamente biocombustíveis, como o biodiesel, obtidos através da reação de transesterificação dos ácidos gordos, podendo ainda ser utilizadas para recuperação de energia, via conversão termoquímica (gaseificação, liquefação, pirólise, combustão), ou por conversão bioquímica (digestão anaeróbia para produção de biometano ou fermentação para produção de bioetanol) (Ruiz-Martinez et al., 2012).

2.4 Microalgas no Tratamento de Águas Residuais – Tratamento Secundário versus Tratamento Terciário

A utilização de microalgas no tratamento de águas residuais foi proposta pela primeira vez em 1957 (Oswald, W.J., Gotaas, H.B., 1957), estando em maior destaque nas últimas décadas (Ruiz-Martinez et al., 2012).

Neste tipo de processo, o tratamento de águas residuais é efetuado através do crescimento em simbiose de microalgas e bactérias, em que as bactérias utilizam C orgânico para o seu crescimento e são responsáveis pela oxidação da matéria orgânica em compostos inorgânicos como CO_2 , NH_4^+ , e fosfato (PO_4^{3-}), enquanto as microalgas autotróficas utilizam o CO_2 para fazerem a fotossíntese, utilizando a luz solar como fonte de energia para produzir O_2 . O O_2 é usado pelas bactérias heterotróficas para a oxidação da matéria orgânica, enquanto o CO_2 produzido pelas mesmas, é usado pelas microalgas (Acién et al., 2016; Molinuevo-Salces et al., 2019).

Variações na composição das águas residuais, podem modificar a proporção entre as microalgas e bactérias, uma vez que a composição das águas residuais é muito semelhantes aos meios de cultura normalmente utilizados para a produção de microalgas sendo que, quanto mais ricas em carbono, azoto e fósforo, mais as microalgas se desenvolvem e por conseguinte, aumentam a capacidade de remover as bactérias (Acién et al., 2016).

Das estirpes de microalgas mais comumente utilizadas no tratamento de águas residuais destacam-se as apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Exemplos de estirpes mais utilizadas para o tratamento de águas residuais, fonte: Li et al., 2019

Estirpes	Conteúdo de Hidratos de Carbono (% matéria seca)	Conteúdo de Proteínas (% matéria seca)	Conteúdo de lípidos (% matéria seca)
<i>Chlorella sp</i>	12-17	51-58	10-48
<i>Chlorella pyrenoidas</i>	26	57-60,4	2-37
<i>Chlorella vulgaris</i>	9-17	51-58	5-58
<i>Scenedesmus obliquus</i>	10-17	11,8-56	11-55
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	-	47	1,9-18,4
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	16-52	8-43	16-40

A presença em excesso de nutrientes como P e N nas águas residuais não tratadas, pode provocar eutrofização, proliferação de *blooms* de cianobactérias, crescimento descontrolado de macrófitas aquáticas, consumo excessivo de O₂ e perda de fauna e flora, provocando a degradação total das massas de água. Assim, é premente o desenvolvimento de processos de tratamento físicos, biológicos e químicos, com tecnologias económicas e ecológicas e com infraestruturas simples, onde se destaca a utilização de microalgas. Estas tecnologias devem ser aplicadas, numa primeira fase, a uma escala pequena e posteriormente, caso possuam potencial comercial, ou se revelem sustentáveis, deverão aplicar-se à escala real (Renuka et al., 2015).

Como já referido, as culturas de microalgas têm sido utilizadas nas últimas décadas com sucesso, no tratamento de águas residuais, podendo ser utilizadas em várias etapas do tratamento de uma ETAR, nomeadamente no tratamento secundário, ou seja, após a decantação primária ou o tratamento biológico por lamas ativadas, bem como no tratamento terciário (Ruiz-martinez et al., 2012).

As culturas de microalgas oferecem boas soluções no que diz respeito ao tratamento terciário de águas residuais, pela capacidade em removerem N e P, utilizando-os para o seu crescimento, em produzirem O₂ e fixarem CO₂. As microalgas possuem também um potencial de desinfeção, uma vez que durante o processo de fotossíntese, as microalgas capturam grandes quantidades de CO₂, causando um incremento gradual no pH o que reduz a sobrevivência de patogénicos devido ao ambiente hostil criado pelos organismos fotossintéticos (Abdel-raouf et al., 2012; Molinuevo-Salces et al., 2019). Valores de pH superiores a 8,5, assim como a exposição à luz solar, favoreceram a remoção de *Escherichia coli* (E.coli) (Bellucci et al., 2020).

As microalgas possuem também uma boa capacidade de remoção de metais pesados e de alguns compostos orgânicos tóxicos, não gerando qualquer poluição secundária, uma vez que não requerem a utilização de reagentes (Abdel-Raouf et al., 2012). No entanto, pelo facto de, no tratamento terciário, existir pouca quantidade de matéria orgânica, as concentrações de C são

limitadas, havendo pouca proliferação de bactérias, podendo haver necessidade de fornecimento adicional de CO₂, para aumentar a produtividade microalgal e promover a completa assimilação de N e P, contidos nas águas residuais (Acién et al., 2016).

Este tipo de sistema constitui uma alternativa interessante e sustentável ao processo de tratamento terciário convencional, nomeadamente no que concerne ao processo de remoção de N pela via biológica, denominado nitrificação/desnitrificação (Boelee et al., 2011).

No entanto, cada vez mais está a ser estudada a utilização de sistemas mixotróficos (constituídos por microalgas e bactérias, no tratamento secundário, pela capacidade que as microalgas possuem de remover coliformes fecais, e pela capacidade que as bactérias heterotróficas, que utilizam a matéria orgânica como fonte de energia e a utilizam para o seu crescimento, possuem em reduzir CQO e CBO (Abdel-Raouf et al., 2012).

O crescimento das microalgas e a absorção, pelas mesmas, dos nutrientes presentes nas águas residuais, não são afetados apenas pela disponibilidade dos nutrientes, mas também dependem de outros fatores físicos, como o pH, a intensidade da luz, a temperatura, assim como fatores bióticos, como a densidade das microalgas, esperando-se que quanto maior for a mesma, maior é a eficiência de remoção de nutrientes (Abdel-Raouf et al., 2012). Outro dos fatores bióticos que podem influenciar o crescimento das microalgas é o facto de algumas espécies inibirem o crescimento de outras, em condições em que existe mais do que uma espécie (Larsdotter, 2006). Por exemplo, algumas cianobactérias podem produzir substâncias que inibem o crescimento de microalgas e estas podem produzir substâncias antibacterianas que pode afetar a competição entre espécies (Larsdotter, 2006).

Devido à flexibilidade metabólica das microalgas, que se reflete no facto das mesmas poderem desenvolver-se em condições adversas, as microalgas são promissoras no tratamento de águas residuais na medida em que, para além de serem eficientes na remoção de nutrientes, também tornam possível a valorização dos subprodutos que são gerados, nomeadamente para a produção de biocombustíveis, biofertilizantes, ração animal, entre outros, particularmente numa altura em que nunca se falou tanto em economia circular e sustentabilidade (Wollmann et al., 2019).

A maioria dos estudos continua a indicar que a substituição dos tratamentos convencionais, nomeadamente os processos de lamas ativadas, por sistemas que recorrem à utilização de microalgas, permite reduzir as emissões de GEE e os custos operacionais (Molinuevo-Salces et al., 2019). No entanto, os mesmos autores referem que, por exemplo, para a instalação de Lagoas de Microalgas de Alto Rendimento (HRAP) seria necessário grandes áreas de terreno

disponível, o que nem sempre é possível, além de que se desconhecem os impactos derivados da alteração do uso do solo, sendo esta uma das desvantagens deste tipo de sistemas.

2.4.1 Métodos de Cultivo das Microalgas

Os métodos mais comumente utilizados para o cultivo de microalgas compreendem sistemas abertos, que dependem em grande parte de fatores externos, e sistemas fechados, que permitem ter um controle maior nas condições de crescimento das microalgas. No entanto, apesar das condições de operação dos sistemas abertos não serem passíveis de ser controladas, estes sistemas são mais utilizados, porque normalmente são mais fáceis de implementar e operar e possuem menor custo de investimento (Larsdotter, 2006).

No tratamento de águas residuais, os sistemas abertos com microalgas mais utilizados são as Lagoas Facultativas, que geralmente são mais profundas que 1 metro e onde as microalgas crescem nas camadas superficiais da água, sendo sistemas anóxicos junto ao fundo, e as HRAP, que são sistemas aeróbicos, cuja profundidade é inferior a 1 metro, geralmente 20 a 30 cm, e em que as microalgas estão continuamente a ser misturadas através de agitadores suaves, mantendo-as em suspensão, garantido que todas têm acesso à luz e fornecendo O₂ às bactérias heterotróficas, permitindo que os nutrientes presentes nas águas residuais sejam convertidos em biomassa (Larsdotter, 2006).

A produtividade das microalgas, expressa através do peso seco da biomassa, é dos parâmetros mais importantes, pois reflete a quantidade de nutrientes que são removidos das águas residuais e a quantidade de subprodutos que pode ser recuperada para outras utilizações (Liu et al., 2019).

Relativamente aos sistemas fechados, os mais utilizados são os fotobiorreatores (PBR) cobertos e os tubulares, possuindo estes uma maior penetração de luz solar, quando comparados com os sistemas abertos, o que permite uma maior produtividade de biomassa. Se combinados com um ambiente controlado e um arejamento eficaz, por exemplo, recorrendo à instalação de colunas de bolhas de ar, as taxas de crescimento e produtividade são geralmente mais elevadas. No entanto, por serem processos mais complexos tecnicamente, requerem pessoal especializado e mais energia do que os sistemas abertos, pelo que o custo operacional e de instalação é mais elevado (Larsdotter, 2006; Wollmann et al., 2019).

2.4.2 Importância do Parâmetro Operacional Tempo de Retenção Hidráulica e sua Otimização

Fatores como a temperatura, o pH, a intensidade da luz, a concentração de O₂ e CO₂ e o TRH são descritos como sendo os que mais afetam os sistemas baseados em microalgas (Molinuevo-Salces et al., 2019).

Relativamente ao TRH, o mesmo pode influenciar este tipo de processos, uma vez que pode afetar significativamente a absorção de N e P. O TRH deve ser suficientemente longo para prevenir o efeito de "wash-out", ou seja, o TRH não deve ser inferior ao tempo de duplicação das microalgas (Larsdotter, 2006). Por outro lado, o mesmo autor, ainda refere que com TRH muito longos, as microalgas crescem de forma lenta, pelo facto de haver limitação de nutrientes e os processos tornam-se pouco eficientes.

Segundo Larsdotter (2006), o TRH mais comum neste tipo de tratamentos varia entre os 2 e os 7 dias. Nos períodos de Inverno são habitualmente necessários TRH mais longos do que nos períodos de verão, devido à baixa taxa de crescimento das microalgas, pelo facto de estas estarem menos expostas à luz solar e as temperaturas serem mais baixas, inibindo a fotossíntese e, conseqüentemente, o seu crescimento.

O TRH mais eficiente deve ser capaz de combinar a remoção de nutrientes, com a produtividade necessária de subprodutos que acumulam biomassa, como lípidos, proteínas, hidratos de carbono, entre outros, com a finalidade de produzirem maior rendimento económico, tornando os processos mais sustentáveis (Shayan, et al., 2016).

2.5 Reutilização de Águas Residuais Urbanas Tratadas

A deterioração da qualidade da água e a sua escassez, enquanto recurso essencial à vida, tornou-se um problema global para as populações humanas, assim como para as atividades industriais e agrícolas (Roccaro, 2018), levando à procura de novos desafios no que diz respeito à gestão sustentável da mesma (National & Press, 2012).

Vários fatores estão na origem desta problemática, entre eles, o crescimento exponencial da população, em especial nas áreas urbanas, a contaminação das águas subterrâneas e superficiais, a distribuição desigual dos recursos hídricos e a ocorrência, cada vez mais frequente, de períodos de seca prolongados, associados ao fenómeno das alterações climáticas (Leverenz et al., 2011).

Outro dos fatores que tem levado à escassez de água é o constante aumento da procura para usos municipais, agrícolas e industriais. No caso da agricultura, uma vez que esta depende

fortemente de água para subsistir, pode ficar seriamente afetada, caso não se encontre uma fonte alternativa de água, para além da água doce (Ofori et al., 2021).

Neste contexto, a reutilização de águas residuais surge como uma importante componente da gestão sustentável dos recursos hídricos (Roccaro, 2018), uma vez que é capaz de satisfazer a crescente procura de água (Saliba et al., 2018).

As águas residuais tratadas contêm concentrações residuais de compostos químicos, bem como microrganismos, alguns deles patogénicos, sendo que essa concentração depende do nível de tratamento existente em cada uma das ETAR. No entanto, a presença, por exemplo, de microrganismos patogénicos pode constituir uma preocupação pelo facto dos mesmos poderem ser um veículo de transmissão de doenças. Por outro lado, existem outros compostos que podem ser benéficos para alguns tipos de reutilização de águas residuais, como por exemplo, o N e o P em águas usadas para rega (Marecos do Monte & Albuquerque, 2010).

Atualmente, a maioria das águas residuais urbanas tratadas que é reutilizada, é usada para aplicações não potáveis. Muitos países têm vindo a desenvolver e implementar projetos, de baixos custos, para reutilização destas águas, por exemplo, na agricultura, na rega de campos de golfe e zonas ajardinadas, assim como na refrigeração de equipamentos industriais, em locais próximos das estações de tratamento (National & Press, 2012). Na Tabela 4 apresentam-se possíveis usos para a reutilização de águas residuais urbanas.

No que diz respeito à reutilização em grande escala, poucos foram os projetos que se conseguiram operacionalizar, devido ainda à existência de alguma oposição por parte da população em geral (Saliba et al., 2018).

A comunidade científica e os gestores de água são unânimes em concordar que a atitude positiva da população perante esta origem alternativa de água é crucial e leva a uma melhoria na confiança institucional (Saliba et al., 2018).

Tabela 4 – Usos para a Reutilização de Águas Residuais Urbanas, fonte: National & Press, 2012

Categoria do Uso	Tipos Específicos de Usos	Limitações
Usos urbanos e paisagísticos	Jardins públicos, parques infantis, cemitérios, campos de golfe, faixas junto a estradas, áreas ajardinadas de escolas, relvados de campos de futebol.	- Custos com sistemas de distribuição duplos; - A sazonalidade leva a uma procura desigual; - Águas reutilizadas com alto teor de Sólidos Totais Dissolvidos, podem afetar a saúde das plantas.
Usos urbanos não potáveis	Lavagem de sanitários, sistemas de proteção contra incêndios, água para refrigeração de equipamentos de ar condicionado,	- Custos com sistemas de distribuição duplos; - Redes prediais separativas.

	lavandarias comerciais, lavagens de veículos, limpezas de ruas, fontes decorativas.	
Rega agrícola	Culturas alimentícias, sementes, cereais, viveiros de plantas, silvicultura.	<ul style="list-style-type: none"> - Na maioria das vezes, a utilização está afastada da origem; - Custos com sistemas de distribuição duplos; - A sazonalidade leva a uma procura desigual; - Águas reutilizadas com alto teor de Sólidos Totais Dissolvidos, podem afetar a saúde das plantas.
Usos Industriais	Refrigeração de equipamentos industriais, alimentação de caldeiras, água de serviço	<ul style="list-style-type: none"> - Os custos com sistemas de distribuição duplos, variam consoante a proximidade existentes entre a fonte e o uso; - O tipo de tratamento utilizado depende do uso final.
Usos ambientais (suporte de ecossistemas)	Lagos e lagoas artificiais, neve artificial, reforço de zonas húmidas, reforço do caudal de cursos de água	<ul style="list-style-type: none"> - Pode ser necessária a remoção de nutrientes e amónia; - Dependendo da qualidade da água e da sensibilidade das espécies, poderão existir potenciais impactos ecológicos.
Recarga de aquíferos	Reforço do armazenamento de água em aquíferos, controlo da intrusão salina nos aquíferos, controlo da subsidência do solo	<ul style="list-style-type: none"> - São necessárias condições hidrogeológicas adequadas; - Pode ser necessário aplicar nível de tratamento elevado; - Potencial degradação da qualidade da água subterrânea.

Com a rega agrícola a consumir 70% dos recursos hídricos mundiais, utilizar águas residuais tratadas para este tipo de uso, pode garantir a sustentabilidade da água doce, uma vez que contribui para a redução da procura (Ofori et al., 2021).

A Comissão Europeia está a trabalhar conjuntamente com a Organização Mundial da Saúde (OMS) para reverem o Guia para o “Uso Seguro de Águas Residuais, Dejetos e Águas Cinzentas” (Fawell, Le Corre & Jeffrey, 2016). Com este Guia, a OMS pretende maximizar os benefícios para a saúde pública, assim como os benefícios ambientais, relativamente ao uso seguro de águas residuais tratadas, e minimizar os riscos para a saúde da reutilização da água, promovendo uma gestão ambiental adequada (WHO, 2006).

Países como Chipre, França, Grécia, Itália, Portugal e Espanha já apresentam alguma legislação nesta matéria (Fawell et al., 2016).

A monitorização dos parâmetros microbiológicos é obrigatória em todos os países. O indicador mais utilizado para avaliar a qualidade microbiana das águas residuais reutilizadas é a *Escherichia coli* (E.coli) (Fawell et al., 2016).

Alguns países incluem parâmetros adicionais que, no caso de a água reutilizada ser para rega, consoante os métodos de rega, o tipo de cultura a ser regado e as propriedades do solo, assim é

definida a frequência de amostragem dos mesmos, por forma a poderem ser prevenidos alguns riscos que possam estar associados. Em alguns casos, para melhorar a qualidade da água, podem também ser definidos alguns parâmetros específicos, o que pode levar a um aumento significativo dos custos de monitorização (Fawell et al., 2016).

Em Portugal, um dos primeiros diplomas que foi publicado sobre esta matéria foi o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, que veio estabelecer normas, critérios e objetivos de qualidade destinadas a proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, onde se incluem as águas para rega agrícola e paisagística.

Posteriormente, foi publicada a norma portuguesa NP 4434:2005 relativa à reutilização de águas residuais para rega e que define uma série de critérios e procedimentos a adotar na rega e de monitorização da zona potencialmente afetada por essa rega, bem como requisitos de qualidade das águas residuais urbanas tratadas destinadas à rega, assim como o Guia Técnico n.º 14 - Reutilização de Águas Residuais, da Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR), que permitiu disponibilizar um instrumento de promoção para a utilização ambientalmente sustentável e economicamente mais vantajosa das águas residuais tratadas, enquanto recurso, salvaguardando a saúde pública (Marecos do Monte & Albuquerque, 2010).

Mais recentemente o Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto, veio estabelecer o regime jurídico de produção de água para reutilização (ApR), obtida a partir do tratamento de águas residuais, bem como da sua utilização, destinada a usos compatíveis com a qualidade da mesma, nomeadamente de rega, de usos paisagísticos, de usos urbanos e industriais, por forma a promover a sua correta utilização e a evitar efeitos nocivos para a saúde e para o ambiente. A produção e a utilização de ApR estão sujeitas a uma prévia avaliação do risco, assim como à obtenção de uma licença. Segundo o mesmo Decreto-Lei, todos os parâmetros que venham a constar da licença, assim como a periodicidade da amostragem, deverão ser ajustados em função dos resultados da avaliação de risco.

Em outubro de 2019, a Associação Portuguesa do Ambiente (APA) publicou o “Guia para Reutilização de Água para Usos Não Potáveis”, com contributos de várias entidades, nomeadamente Águas de Portugal (AdP), Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) e Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo (ARS LVT) (APA, 2019).

A minimização dos riscos pode ser atingida através da instalação de barreiras, barreiras equivalentes ou medidas de prevenção adequadas, em função do uso previsto (conceito multibarreira).

Segundo o Decreto-Lei 119/2019, de 21 de agosto, este conceito consiste na imposição de barreiras de segurança ao nível do tratamento de águas residuais e de barreiras físicas para minimização do contato com os recetores, por forma a reduzir o risco de contato direto, nomeadamente por ingestão, e o risco de lixiviação, percolação ou arrastamento de contaminantes ou poluentes para as massas de água.

De acordo com o “Guia para Reutilização de Água para Usos Não Potáveis”, as normas a aplicar a cada projeto, devem resultar da avaliação de risco, incluindo a conjugação de barreiras para obtenção do efeito multibarreira, que poderão permitir a utilização de uma água de menor qualidade para um uso mais exigente e ser aplicadas na fonte de perigo, no sistema de tratamento ou nos sistemas de distribuição, armazenamento e aplicação de ApR, e que se traduzem em medidas a montante do sistema de produção, em medidas aplicadas ao próprio sistema de produção de ApR, ou em medidas a jusante do sistema de produção de ApR.

Em termos comunitários, a 25 de maio de 2020, foi publicado o Regulamento (UE) 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho relativo aos requisitos mínimos para a reutilização da água residuais urbanas tratadas para a rega agrícola, que surge como uma medida determinada pelo mercado, baseada na procura e nas necessidades do setor agrícola, em especial em certos Estados-Membros que enfrentam escassez de recursos hídricos.

Em países como a Grécia, Itália e Espanha, onde a escassez de água é mais severa, a reutilização de águas residuais representa entre 5% a 12% do total de águas residuais tratadas produzidas, enquanto a média europeia se situa nos 2,4% (Saliba et al., 2018).

1.2 Linha Vala de Oxidação

- Tratamento Secundário ou Biológico
 - Oxidação biológica;
 - Remoção de fósforo (Precipitação química);
 - Decantação secundária;
 - Recirculação de lamas.

1.3 Linha Tanque de Arejamento

- Tratamento Primário
 - Decantação primária;
- Tratamento Secundário ou Biológico
 - Oxidação biológica;
 - Remoção de fósforo (Precipitação química);
 - Decantação secundária;
 - Recirculação de lamas.

1.4 Tratamento Terciário ou de Afinação

- Remoção do azoto (Nitrificação/Desnitrificação);
- Desinfecção por UV.

2) Fase sólida

- Espessamento;
- Desidratação mecânica.

3) Fase gasosa

- Lavagem química.

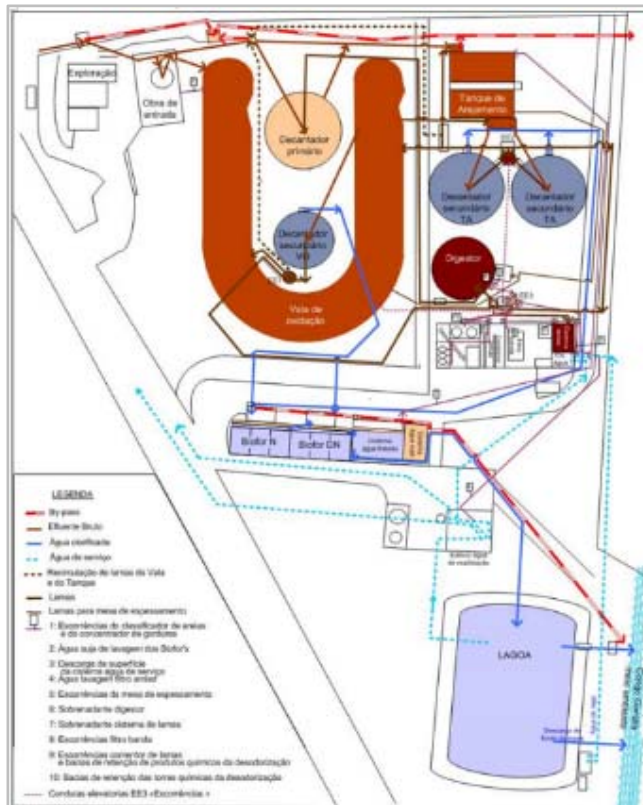


Figura 2 – Fluxos na ETAR da Quinta do Lago, fonte: Manual de Exploração do Subsistema da Quinta do Lago, versão 4, novembro de 2008, Águas do Algarve, S.A

A água residual tratada é reutilizada na rega de campos de golfe da Infraquinta e de São Lourenço, e as percentagens de utilização são as seguintes, tendo em consideração caudais mensais de 2018 e 2019 (dados da Águas do Algarve, S.A.):

- Percentagem de caudal médio utilizado face ao caudal de afluente bruto: 23%;
- Percentagem de caudal médio utilizado no mês de maior consumo externo (agosto): 33%.

Para além disso, a água residual tratada é também reutilizada como água de serviço, para utilização na própria ETAR, nos seguintes usos:

De acordo com a Licença de Utilização, o afluente bruto que chega à ETAR da Quinta do Lago, tem as características mencionadas na Tabela 5:

Tabela 5 – Características do Afluente Bruto da ETAR da Quinta do Lago, fonte: Licença de Utilização de Recursos Hídricos

Parâmetro	Valor
CBO₅	350 mg/L O ₂
CQO	590 mg/L O ₂
N	50 mg/L N
P	8 mg/L P

A legislação aplicável à ETAR Quinta do Lago, relativamente às condições de descarga do efluente final no meio recetor, é uma abordagem combinada descrita no art.º 53.º, da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, e conjugada com os seguintes diplomas: Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho (águas residuais urbanas) e Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho (águas balneares).

Os objetivos de tratamento definidos para a ETAR da Quinta do Lago, considerando a legislação aplicável assim como a sua Licença de Utilização, exigem o cumprimento dos parâmetros referidos na Tabela 6:

Tabela 6 - Condições de descarga do Efluente Final da ETAR da Quinta do Lago, considerando a legislação em vigor e a Licença de Utilização

Parâmetro	Valor Limite de Emissão (VLE)	Desvio paramétrico (Anexo I do DL 152/97, de 19/06)
CBO₅	25 mg/L O ₂	100% do VLE
CQO	125 mg/L O ₂	100% do VLE
SST	35 mg/L	150% do VLE
N Total	15 mg/L N	-
P Total	10 mg/L P	-
<i>E. coli</i>	2000 ufc/100 ml	Uma ordem de grandeza do VLE

Uma amostra é considerada não conforme quando excede o VLE. Para efeitos de cumprimento do quadro n.º 3 do Anexo I do DL n.º 152/97, de 19/06, aplicam-se apenas as amostras não conformes que não excedam o desvio paramétrico correspondente a cada parâmetro.

3.2 Projeto GreenTreat

No âmbito do projeto GreenTreat foram instalados 9 fotobiorreatores Green Dune® (PBR), desenvolvidos e patenteados pela empresa Blumater, S.A..

Os PBR são unidades modulares de 450 L cada, com uma área de implantação no terreno de cerca de 1 m² e foram instalados em 3 linhas, que funcionam em paralelo, cada uma composta por 3 unidades sequenciais.

Os PBR possuem um “design” inovador, conforme fotografia apresentada na Figura 3, e são construídos num material plástico transparente, que permite uma boa penetração da luz solar, favorecendo o crescimento das microalgas. São unidades de baixo custo e com uma razão volume/área superior aos PBR abertos convencionais (lagoas e *raceways*).



Figura 3 - PBR instalados na ETAR da Quinta do Lago, ao abrigo do projeto GreenTreat

As águas residuais que alimentam os PBR são recolhidas após a decantação secundária, através de uma bomba submersível, instalada na câmara de chegada, antes da entrada nos Biofiltros do tipo BIOFOR-N (nitrificantes) e BIOFOR-DN (desnitrificantes), onde é efetuada a remoção de N, por nitrificação/desnitrificação, o que corresponde à etapa de tratamento terciário existente na ETAR, conforme esquematizado na Figura 4.

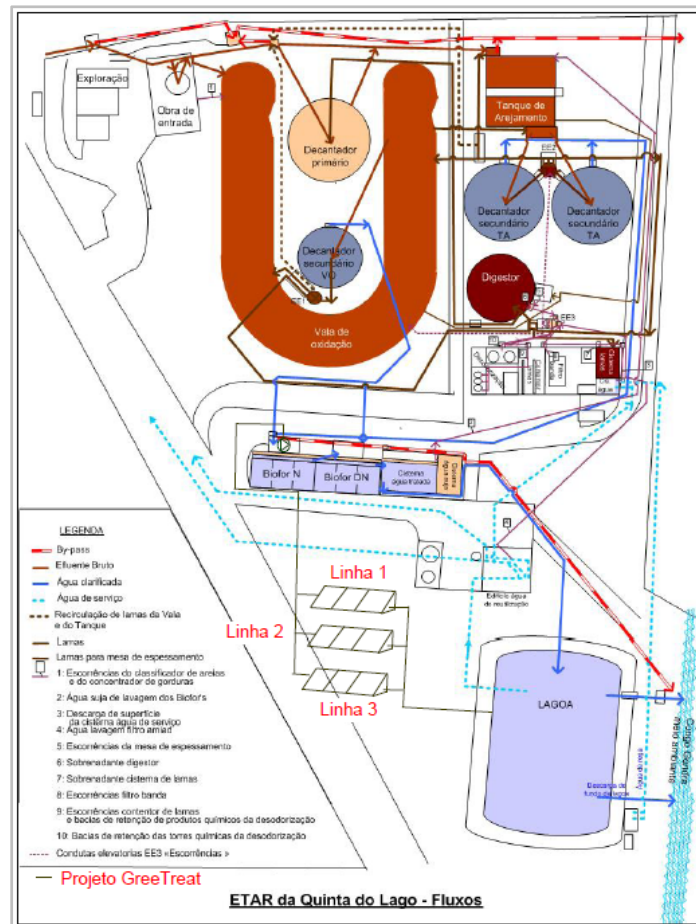


Figura 4 - Esquema simplificado do funcionamento dos PBR, fonte: Águas do Algarve, S.A.

A jusante da bomba, na tubagem de alimentação aos PBR, antes da entrada das águas residuais em cada uma das 3 linhas, instalou-se um filtro na horizontal, que possui um jogo de válvulas, para permitir a sua lavagem em contracorrente, sempre que o mesmo colmate. Este filtro tem como principal finalidade reter alguns sólidos suspensos de pequenas dimensões, que ainda possam persistir, após a decantação secundária.

À entrada de cada uma das 3 linhas, encontram-se instalados rotâmetros com escala de 10 a 100 L/h (Figura 5) e, através de uma válvula instalada a montante, é possível regular o caudal de admissão às mesmas.



Figura 5 - Rotâmetro instalados na entrada de cada uma das linhas

Após o tratamento nos PBR, as águas residuais são encaminhadas para os 2 decantadores/sedimentadores (Figura 6), instalados à saída de cada uma das linhas, que têm como finalidade a sedimentação da biomassa e posterior deposição da mesma no fundo destes órgãos, para posteriormente se proceder à sua recolha.



Figura 6 - Decantadores/Sedimentadores

Após a decantação/sedimentação, as águas residuais tratadas de cada uma das linhas, são filtradas (Figura 7), para permitir que alguma da biomassa que ainda possa persistir, fique retida no filtro, sendo posteriormente encaminhadas para uma única tubagem de saída, e descarregadas na lagoa existente, para onde também são encaminhadas as águas residuais tratadas da própria ETAR.



Figura 7 - Filtro a jusante da Decantação/Sedimentação

Todos os PBR são arejados (Figura 8), através de um compressor de ar com 125 W de potência, da marca: Aqua Forte, modelo: AP150, com uma pressão de funcionamento de 0,2 bar, uma pressão máxima de 0,42 bar e com um caudal máximo de ar de 150 L/min.



Figura 8 - Compressor para arejamento dos PBR

Inicialmente, o processo envolvia a utilização de uma estirpe de microalgas isolada da Ria Formosa (*Tetraselmis striata CTP4*); no entanto, durante o arranque do projeto, verificou-se que a mesma, depois de inoculada nos PBR, não se adaptou às condições locais, tendo a cultura colapsado.

Apesar disso, começaram a desenvolver-se estirpes de microalgas nativas das próprias águas residuais (Figura 9), tendo algumas sido isoladas e identificadas como: *Desmodesmus abundans* GTM1, *Scenedesmus* sp. GTM2, *Scenedesmus* sp. GT3, *Chlorella* sp. GT4 and *Chlorella* sp. GT5 (Figura 10), entre outras, tendo-se optado por prosseguir com a utilização destes blooms naturais, no tratamento.

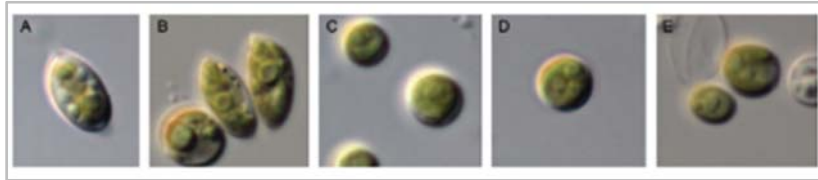


Figura 9 - Estirpes isoladas dos PBR - A – *Scenedesmus* sp. GTM2; B - *Desmodesmus abundans* GTM1; C *Desmodesmus* sp. GT3; D – *Chlorella* sp. GT4; E – *Chlorella* sp. GT5

4. Metodologia

4.1 Trabalho Experimental

O trabalho experimental foi desenvolvido em duas fases distintas, ambas com a finalidade de se recolherem dados relativos às características físico-química e microbiológicas das águas residuais à entrada e saída dos PBR.

Na primeira fase, que decorreu entre 30 de setembro e 30 de outubro de 2019 e à qual se atribuiu o nome de campanha de Outono, as análises foram efetuadas no laboratório do grupo de investigação MarBiotech, pertencente ao CCMAR da Universidade do Algarve e em que os métodos analíticos utilizados para os parâmetros fósforo total (mg/L P) e fosfato (mg/L P), basearam-se em métodos standardizados (A. Eaton et al., 2005), tendo sido determinados através de protocolos adequados a placas de 96 poços e, para o azoto total (mg/L N), amónia (mg/L de NH_4^+) e nitratos (mg/L NO_3^-), as determinações foram efetuadas através de kits de testes da marca Merk, seguindo as orientações do fabricante, conforme quadro da Tabela 7.

Em ambos os casos, a absorvância foi lida num Leitor de Microplacas da marca: Biotek, modelo: Synergy 4 (Figura 10), a diferentes comprimentos de onda, consoante o parâmetro que se pretendia analisar.



Figura 10 - Leitor de Microplacas "Biotek Synergy 4"

Tabela 7 - Métodos analíticos utilizados no laboratório do grupo de investigação Marbiotech

Parâmetro	Unidade	Método	Gama de Aplicação	Comprimento de Onda	Observações
Fósforo total	mg/L P	Método colorimétrico do vanadomolibdato - Standard Methods	-	880 nm	Amostra não filtrada
Fosfato	mg/L P	Método colorimétrico do vanadomolibdato - Standard Methods	-	880 nm	Amostra filtrada com filtro de 0,45 µm
Azoto total	mg/L N	Kit ref. ^a 1.14763.0001	10-150 mg/L N	345 nm	Amostra não filtrada
Amónia	mg/L NH ₄ ⁺	Kit ref. ^a 1.14559.0001	5.2 - 103.0 mg/L NH ₄ ⁺	694 nm	Amostra filtrada com filtro de 0,45 µm
Nitratos	mg/L NO ₃ ⁻	Kit ref. ^a 1.14764.0001	1 - 50 mg/L NO ₃ ⁻	345 nm	Amostra filtrada com filtro de 0,45 µm

Nesta fase, o plano de amostragem preconizado previa a recolha de amostras dia sim, dia não, com interrupção ao fim de semana, num total de 3 vezes por semana.

As amostras foram recolhidas à entrada dos PBR, antes do filtro instalado a jusante da bomba, e à saída de cada uma das 3 linhas, após a decantação/sedimentação e filtração.

Na segunda fase, que se denominou por campanha de Inverno e que decorreu entre 27 de janeiro e 4 de março de 2020, as análises foram efetuadas no laboratório da empresa Águas do Algarve, S.A., através da utilização de métodos analíticos acreditados e os parâmetros analisados foram: fósforo total (mg/L P), fósforo solúvel (mg/L P), azoto total (mg/L N), azoto solúvel (mg/L N), amónia (mg/L de NH₄⁺), nitratos (mg/L NO₃), sólidos suspensos totais (SST) (mg/L), carência bioquímica de oxigénio, durante 5 dias, a 20°C (CBO₅) (mg/L O₂), *Escherichia coli* (E.coli) (NMP/100 mL) e Enterococos intestinais (NMP/100 mL), conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Métodos analíticos acreditados utilizados no laboratório da empresa Águas do Algarve, S.A.

Parâmetro	Unidade	Método	Gama de Aplicação	Comprimento de Onda	Observações
Fósforo total	mg/L P	Fotometria à miniescala, com Kit Hach-Lange (LCK348 e LCK350)	0,5 a 20 mg/L P	880 nm	-
Azoto total	mg/L N	Fotometria à miniescala, com Kit Hach-Lange (LCK138, LCK238 e LCK338)	1,0 a 100 mg/L N	345 nm	-
Amónia	mg/L NH ₄ ⁺	Fotometria à miniescala, com Kit Hach-Lange (LCK304)	0,5 a 2,5 mg/L NH ₄ ⁺	694 nm	Determinar previamente a concentração aproximada de cloretos.
		Fotometria à miniescala, com Kit Hach-Lange (LCK303)	5,0 a 60 mg/L NH ₄ ⁺	690 nm	

Nitratos	mg/L NO ₃ ⁻	Fotometria à miniescala, com Kit Hach-Lange (LCK 339)	1 a 60 mg/L NO ₃ ⁻	345 nm	Amostra filtrada através de papel de filtro de acetato de celulose 0,45 µm
SST	mg/L	Gravimetria	-	-	-
CBO ₅	mg/L O ₂	Manométrico, usando sistemas OXITOP®.	10 a 2000 mg/L O ₂	-	Medição da pressão no espaço gasoso do frasco de incubação, acima da amostra líquida, durante 5 dias a 20°C ± 2°C, com registo automático desse valor
E.coli	NMP/100 ml	ISO 9308-2	-	-	Incubar a 36°C ± 2°C durante 18 a 22 horas
Enterococos intestinais	NMP/100 ml	Enterolert, IDEXX	-	-	Incubar a 41±0,5°C durante 24 horas

Tal como na campanha de Outono, o plano de amostragem preconizado, previa a recolha de amostras dia sim, dia não, com interrupção ao fim de semana, num total de 3 vezes por semana, para os parâmetros fósforo total (mg/L P), fósforo solúvel (mg/L P), azoto total (mg/L N), azoto solúvel (mg/L N), amónia (mg/L de NH₄⁺), nitratos (mg/L NO₃⁻), sólidos suspensos totais (SST) (mg/L), e 1 vez por semana, para os parâmetros carência bioquímica de oxigénio, durante 5 dias, a 20°C (CBO₅) (mg/L O₂), *Escherichia coli* (E.coli) (NMP/100 mL) e Enterococos intestinais (NMP/100 mL).

Nesta fase, as amostras foram recolhidas à entrada do BIOFOR-N (amostra composta de 24 horas), no mesmo local onde as Águas do Algarve, S.A. efetua a recolha para o seu controlo analítico, assim como à saída de cada um dos PBR, após a decantação/sedimentação e filtração, à semelhança do efetuado para a campanha de Outono.

Em ambas as fases, procedeu-se também à monitorização das condições locais do efluente e que podem ter influência no crescimento das microalgas, nomeadamente através da medição de pH e temperatura (°C) em cada um dos reatores, utilizando para o efeito um medidor portátil da marca Hanna Instruments, modelo HI 83141 (Figura 11).



Figura 11 - Medidor Portátil "Hanna Instruments"

Na campanha de Outono, o TRH foi de ± 2 dias, tendo-se regulado o rotâmetro instalado à entrada de cada uma das linhas, para 30 L/h, ou seja, 720 L/dia. Desta forma, e tendo em consideração que cada PBR tem um volume de 450 L, o volume total de cada linha é de 1350 L. Se dividirmos o volume total, pelo caudal, obtemos o TRH.

A campanha de Inverno foi dividida em dois períodos, de três semanas cada, em que foram testados dois TRH distintos. No primeiro período configurou-se o TRH para ± 2 dias (30 L/h), e no segundo período, configurou-se o TRH para ± 1 dia (50 L/h).

Os parâmetros fósforo total (mg/L P), azoto total (mg/L N), sólidos suspensos totais (SST) (mg/L), carência bioquímica de oxigénio, durante 5 dias, a 20°C (CBO₅) (mg/L O₂) e *Escherichia coli* (E.coli) (NMP/100 mL), foram analisados considerando-se o VLE constante da Licença de Utilização de Recursos Hídricos da ETAR da Quinta do Lago, que são as condições de descarga a respeitar. Os restantes parâmetros foram analisados apenas em função da legislação aplicável, ou seja, o Decreto-Lei n° 236/98 de 1 de agosto.

Para alguns parâmetros foi também efetuada uma análise comparativa dos valores obtidos relativamente às concentrações, entre estações do ano (Outono versus Inverno) e entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA) do Excel 2013, com o objetivo de se verificar se há diferenças significativas entre as mesmas, atendendo aos pressupostos referidos, assim como também se efetuou uma análise de correlação entre todos os parâmetros analisados (Ver Tabela A.11-1, no Anexo A), que permite visualizar de forma imediata, as potenciais correlações entre os diversos parâmetros.

Foi também efetuada uma análise de variância (ANOVA) aos parâmetros pH e temperatura no interior dos reatores, que foram as condições locais do efluente, monitorizadas no decorrer das duas campanhas de amostragem, utilizando-se para o efeito, os valores médios obtidos em cada uma das linhas.

4.2 Cenários de Reutilização

Com base na legislação em vigor, nomeadamente o Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto, o Regulamento (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020, o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto (Anexo XIV) e o Guia para a Reutilização de Água para Usos não Potáveis, APA, outubro de 2019 e, mediante os resultados obtidos relativamente à qualidade da água residual tratada em termos de características físico-química e microbiológicas, pretendeu-se definir possíveis cenários de reutilização, em função dos três principais usos para a reutilização de águas residuais tratadas, ou seja, uso agrícola, uso urbano e uso industrial.

Por forma a facilitar a definição dos cenários foram elaboradas Tabelas (Tabela A.12-1, A.12-2 e A.12-3, no Anexo A) com as normas de qualidade exigidas, para cada um dos usos referidos acima.

5. Resultados e Discussão

5.1 Análise dos Parâmetros

Por forma a facilitar a interpretação de todos os resultados obtidos para os diferentes parâmetros analisados, no que diz respeito à concentração à saída de cada um dos PBR e à eficiência de remoção, ambos em função do TRH e para as duas campanhas de amostragem efetuadas, optou-se por dividir este capítulo em subcapítulos.

O ano hidrológico de 2019/2020 em Portugal foi considerado seco, tendo colocado as regiões do Baixo Alentejo e Algarve em seca extrema. A pouca chuva e, conseqüentemente, o fraco ensombramento, acabaram por favorecer o crescimento das microalgas que, como microrganismos fotossintéticos que são, utilizam energia solar para crescer.

5.1.1 pH e Temperatura

Os resultados obtidos relativamente ao pH, que variaram entre 7,7 e 11,1, permitiram verificar que o mesmo não variou significativamente entre a campanha de Outono e de Inverno, assim como também não foram registadas diferenças significativas entre o TRH ± 2 dias e o TRH de ± 1 dia (ver Tabelas A.9-1 e A.9-2, do Anexo A.9), uma vez que o valor-*p* é maior que o nível de significância (0,05).

No caso da temperatura, os resultados obtidos variaram entre 15,8°C e 30,5°C e permitiram verificar que a mesma variou significativamente entre a campanha de Outono e de Inverno (ver Tabela A.10-1, do Anexo A.10). No entanto, como era expectável, não foram registadas diferenças significativas entre os valores de temperatura registados entre o TRH de ± 2 dias e o TRH de ± 1 dia (ver Tabela A.10-2, do Anexo A.10), uma vez que o valor-*p* é maior que o nível de significância (0,05).

5.1.2 Fósforo Total

Para o parâmetro fósforo total, o VLE constante na Licença de Utilização de Recursos Hídricos da ETAR da Quinta do Lago é de 10 mg/L P.

Na Figura 12 está representada a concentração média de fósforo total, expressa em mg/L de P, à saída dos PBR, para as campanhas efetuadas e atendendo ao TRH.

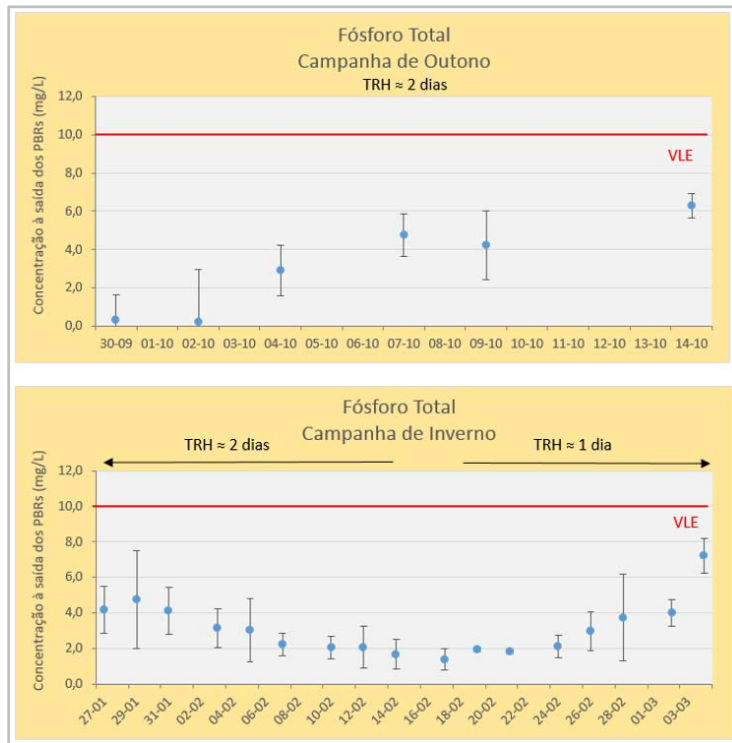


Figura 12 - Concentração média de fósforo total à saída dos PBR, em mg/L P (campanha de Outono versus campanha de Inverno)

Na Figura 13 representa-se a eficiência de remoção do fósforo total, expressa em %, considerando o valor à entrada dos PBR, assim como o valor médio à saída, para as campanhas efetuadas, tendo em consideração o TRH.

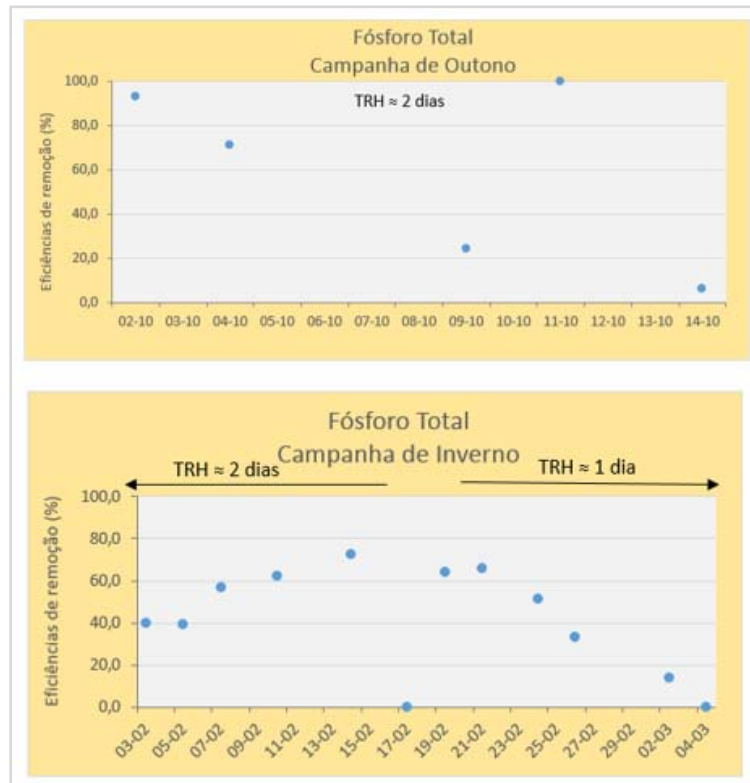


Figura 13 - Eficiências de remoção (%) – fósforo total (campanha de Outono versus campanha de Inverno)

Relativamente à concentração de fósforo total verifica-se que, para ambas as campanhas, o VLE (10 mg/L P), não foi atingido em nenhum dos dias (Figura 12), apesar de, na campanha de outono, a amostra ter sido reduzida e pouco representativa, uma vez que só foi possível analisar este parâmetro em 5 dias.

É de salientar que o efluente à entrada dos PBR, sendo um efluente após a decantação secundária da ETAR, já possui valores reduzidos relativamente a este parâmetro, tendo-se registado um valor mínimo de 1,8 mg/L P e um único valor máximo superior a 10 mg/L (11,7 mg/L P), denotando que o tratamento secundário existente na ETAR, que inclui a remoção de fósforo por precipitação química, é eficaz.

Por outro lado, no decorrer da campanha de Inverno verificou-se que, apesar da concentração à saída dos PBR ter estado sempre abaixo do VLE, como já referido, regista-se uma tendência de descida ao longo dos dias para o TRH \pm 2 dias, no entanto, quando se procedeu à alteração do TRH para \pm 1 dia, essa tendência reverteu-se, registando-se uma subida ao longo dos dias (Figura 12).

De qualquer forma, as diferenças observadas na concentração de fósforo total não foram estatisticamente significativas entre as duas campanhas de amostragem, assim como entre os TRH estudados, uma vez que o valor-*p* é maior que o nível de significância (0,05) (ver Tabelas A.2-1 e A.2-2, do Anexo A.2).

Alguns autores como (Pires, et al., 2013) referem que o fósforo é assimilado pelas microalgas para o seu crescimento, sendo capazes de armazenar o mesmo como polifosfato, para ser utilizado como alimento em períodos em que este nutriente está menos presente nas águas residuais. Neste artigo de (Pires et al., 2013), ainda se pode ler que o fósforo pode ser removido por reações químicas que se dão nas próprias culturas de microalgas, nomeadamente o aumento de pH como consequência da atividade fotossintética das mesmas, e que origina a precipitação de fósforo, devido à sua união com iões metálicos (cálcio, magnésio e ferro) em solução, reduzindo a concentração deste nutriente no meio.

No que diz respeito à eficiência de remoção, na campanha de Outono (Figura 13), verifica-se que a mesma oscilou ao longo dos dias, não apresentando um padrão de comportamento. Na campanha de Inverno (Figura 13) constata-se que a eficiência foi aumentando ao longo dos dias para o TRH de ± 2 dias, chegando a valores próximos de 80 %. No entanto, assim que se alterou o mesmo para ± 1 dia, a eficiência começou a baixar. Para este parâmetro, verifica-se que o sistema estaria a dar indícios de estabilização, quando se efetuou a alteração do parâmetro operacional TRH, concluindo-se que se deveria ter mantido o mesmo TRH por um período mais longo.

5.1.3 Compostos de Azoto (Azoto total, Amónia e Nitratos)

Relativamente a estes compostos, apenas o azoto total consta da Licença de Utilização de Recursos Hídricos da ETAR da Quinta do Lago, sendo o seu VLE de 15 mg/L N.

No que diz respeito à amónia e aos nitratos, de acordo com o estipulado no quadro do Anexo XVIII, do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de agosto, o VLE na descarga de águas residuais para os mesmos, é de 10 mg/L NH₄ e 50 mg/L NO₃, respetivamente.

Nas Figuras 14, 15 e 16 estão representadas as concentrações médias de azoto total, amónia e nitratos, expressas em mg/L de N, NH_4 e NO_3^- , à saída dos PBR, para as campanhas efetuadas e atendendo ao TRH.

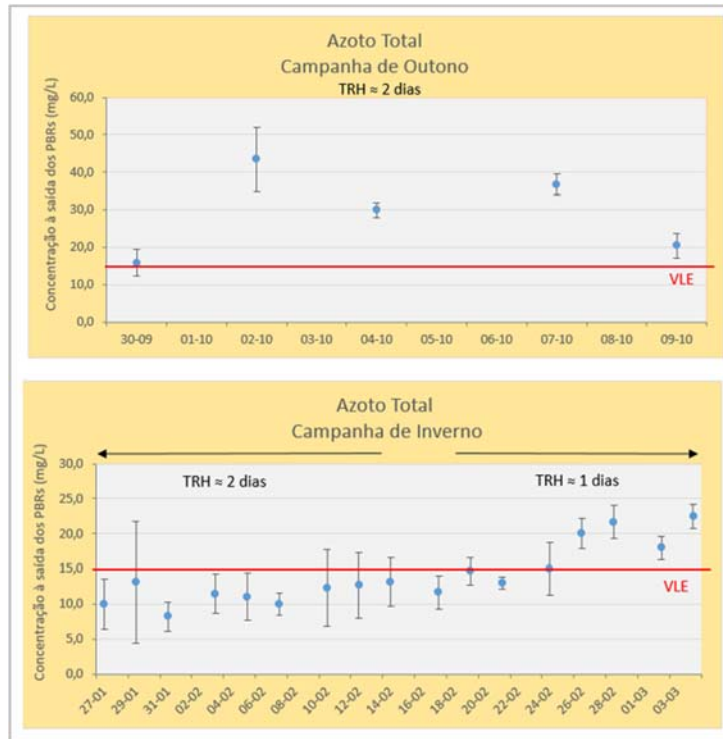


Figura 14 - Concentração média de azoto total, à saída dos PBR, em mg/L N (campanha de Outono versus campanha de Inverno)

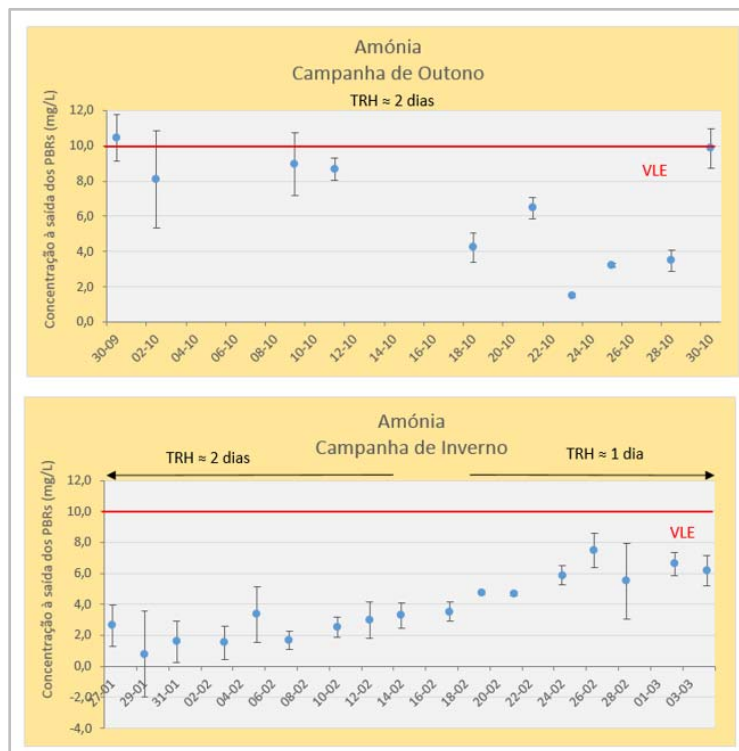


Figura 15 - Concentração média de amónia, à saída dos PBR, em mg/L NH_4 (campanha de Outono versus campanha de Inverno)

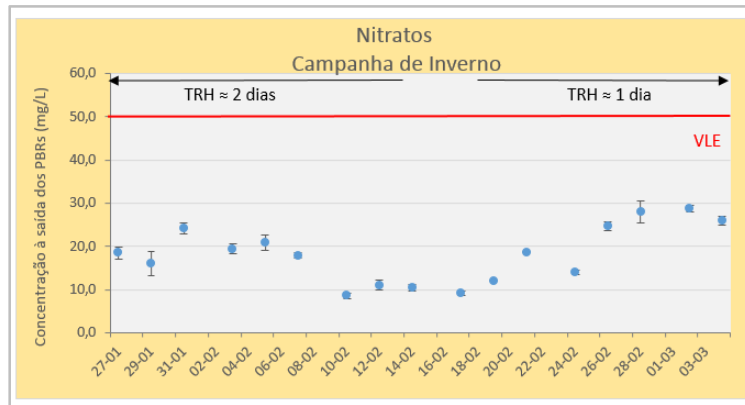


Figura 16 - Concentração média de nitratos à saída dos PBR, em mg/L NO_3 (campanha de Inverno)

Nas Figuras 17, 18 e 19 apresentam-se as eficiências de remoção referentes ao azoto total, amónia e nitratos, expressas em %, considerando o valor à entrada dos PBR, assim como o valor médio à saída, para as campanhas efetuadas e tendo em consideração o TRH.

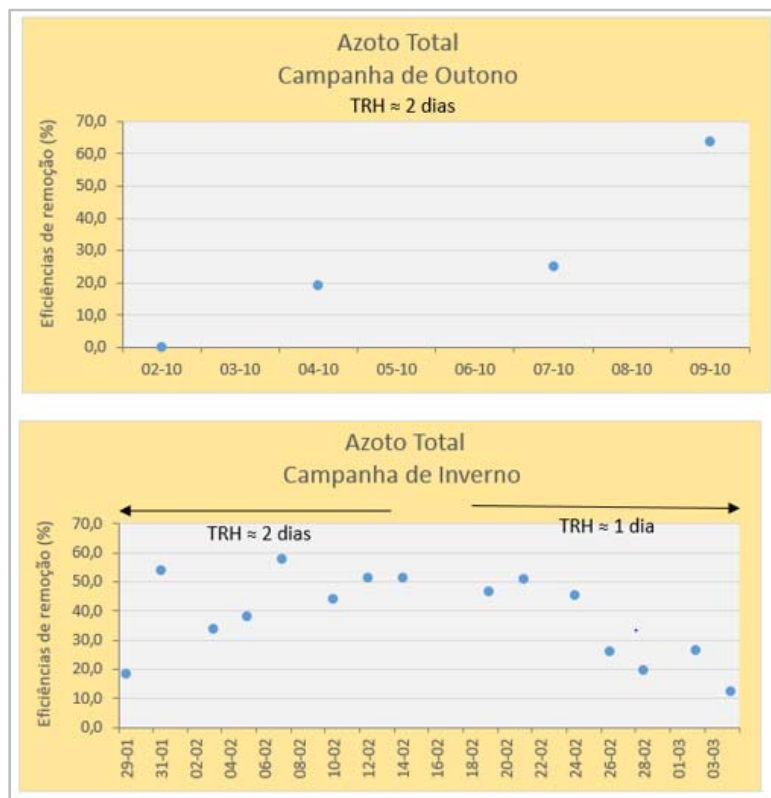


Figura 17- Eficiências de remoção (%) – azoto total (campanha de Outono versus campanha de Inverno)

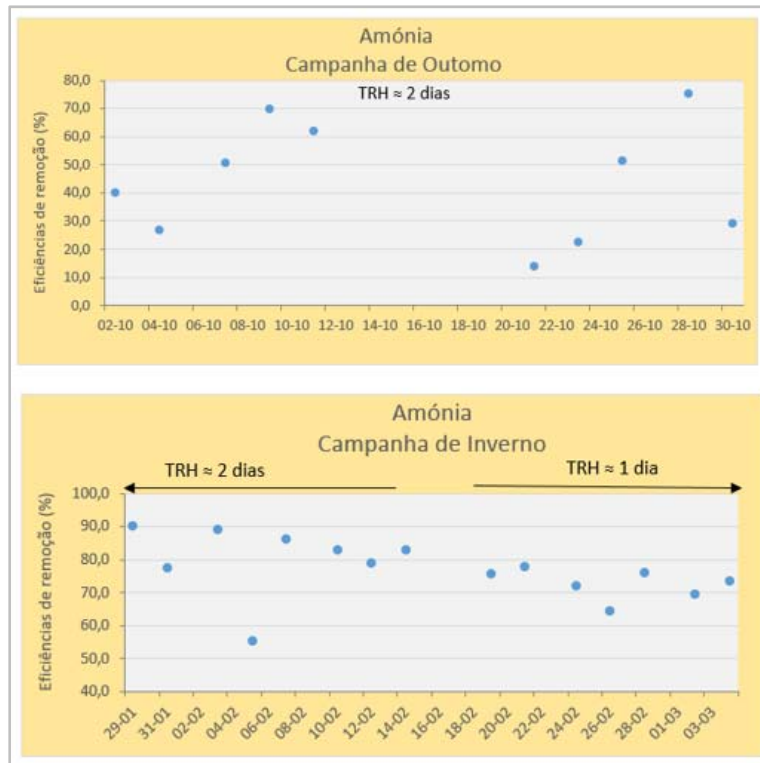


Figura 18 - Eficiências de remoção (%) – amônia (campanha de Outono versus campanha de Inverno)

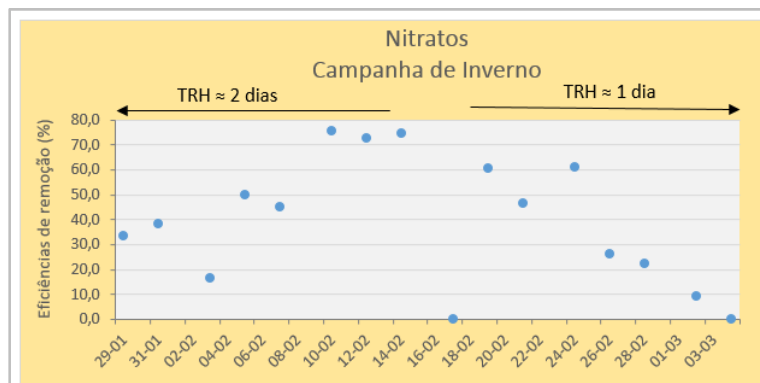


Figura 19 - Eficiências de remoção (%) – nitratos (campanha de Inverno)

Na campanha de Outono, relativamente ao azoto total, pode verificar-se que o VLE (15 mg/L N) foi superado em todos os dias (Figura 14), mas, em contrapartida, a eficiência de remoção aumentou ao longo do período de análise considerado (Figura 17).

Por outro lado, no decorrer da campanha de Inverno verificou-se que a concentração à saída dos PBR, para o parâmetro azoto total, esteve sempre abaixo do VLE (15 mg/L N), para o TRH de ± 2 dias; no entanto, após a alteração do TRH para ± 1 dia, a concentração começou a aumentar, atingindo valores superiores ao VLE (Figura 14).

Segundo Acién et al., (2016), embora o fósforo represente apenas 1% da biomassa microalgal, ele é essencial para o crescimento das microalgas, uma vez que está envolvido em muitos processos celulares. Os mesmos autores ainda referem que a relação N/P em águas residuais é crítica, porque o excesso de azoto não pode ser removido, se o teor de fósforo for insuficiente para o permitir sendo, por vezes necessário, fornecer fósforo adicional para reduzir o nível de azoto, a níveis passíveis de serem descarregados.

De facto, o valor de fósforo presente nas águas residuais à entrada do PBR é baixo, como se pode observar melhor no capítulo relativo a este parâmetro (capítulo 5.1.2), pelo que poderá ser esse o motivo para que não se tenham conseguido melhores resultados relativamente à remoção de azoto.

Os autores (Pires, et al., 2013) também referem que as microalgas requerem azoto e fósforo numa determinada razão N/P, sendo que na presença de baixas concentrações de qualquer um dos dois, a taxa de crescimento torna-se limitada, mesmo que a concentração do outro nutriente seja mais alta. Estes autores referem ainda que, no que diz respeito ao tratamento de águas residuais, torna-se importante conhecer com antecedência a composição química das mesmas, por forma a inferir quais as melhores culturas de microalgas a aplicar e a se alcançarem eficiências de remoção mais elevadas.

No presente estudo de caso, como foi descrito no capítulo 3.2, não foi possível inocular a estirpe de microalgas que tinha sido isolada da Ria Formosa, uma vez que a mesma colapsou, por não se ter adaptado às condições locais. Em contrapartida, começaram a desenvolver-se estirpes de microalgas nativas das próprias águas residuais. Desta forma, não foi possível intervir na escolha das estirpes.

No que diz respeito à eficiência de remoção, para a campanha de Inverno e ainda em relação ao azoto total, contacta-se que, a mesma foi aumentando ao longo dos dias para o TRH de ± 2 dias, chegando a valores próximos dos 60% mas, assim que se alterou o mesmo para ± 1 dia, a eficiência começou a baixar. No entanto, no início do TRH de ± 1 dia, a eficiência manteve-se constante e idêntica à eficiência dos últimos dias respeitantes ao TRH de ± 2 dias (Figura 17).

Da análise à matriz de correlação entre parâmetros (Ver Tabela Anexo A.11-1, no Anexo A) é possível verificar que, por um lado, a concentração de azoto total, correlaciona-se positivamente com a temperatura do ar, com a amónia, com os SST e com o CBO₅, e, por outro lado, a eficiência de remoção correlaciona-se de forma positiva com o valor de pH no interior dos

reatores, podendo-se concluir que quanto mais alto for o valor de pH no interior dos reatores, maior é a eficiência de remoção de azoto total.

No que diz respeito à concentração de amónia verifica-se que, para ambas as campanhas, o valor máximo obtido foi sempre inferior ao seu VLE, ou seja, 10 mg/L NH₄, à exceção do valor registado no primeiro dia da campanha de Outono (Figura 15).

De facto, foram observados valores mais baixos de concentração de amónia na campanha de Inverno, se comparados com os valores observados no decorrer da campanha de Outono (portanto para o mesmo TRH), assim como também se registaram valores mais baixos de concentração de amónia para o TRH de ± 2 dias, em comparação com o TRH de ± 1 dia (para a mesma estação) (Figura 15).

Segundo Gonçalves et al., (2017), uma vez que a assimilação de amónia não requer quaisquer etapas de redução anteriores, pensa-se que esta é a forma de azoto preferida das microalgas, sendo que a sua remoção pode também ocorrer em resposta a um aumento de pH e temperatura, onde grandes quantidades de amónia podem ser volatilizados sob a forma de amoníaco. Como já referido anteriormente, o aumento de pH é reflexo do facto das microalgas capturarem grandes quantidades de CO₂ (Abdel-raouf et al., 2012; Molinuevo-Salces et al., 2019), aumentando a sua produtividade. Por outro lado, o aumento de temperatura, favorece a atividade fotossintética, contribui para o aumento de produtividade e, conseqüentemente, para a remoção/consumo de amónia, pelas microalgas.

Através da análise estatística efetuada (ver Tabelas A.1-1 e A.1-2, do Anexo A.1 e Tabelas A.3-1 e A.3-2, do Anexo A.3), foi possível confirmar que as concentrações de azoto total e de amónia, variaram significativamente entre a campanha de Outono e de Inverno, assim como também foram registadas diferenças significativas para a concentração destes parâmetros, entre o TRH de ± 2 dias e o TRH de ± 1 dia, uma vez que o valor-*p* é menor que o nível de significância (0,05).

Relativamente à eficiência de remoção de amónia, a mesma apresenta grandes variações na campanha de Outono devido às variações observadas nas concentrações deste parâmetro após o tratamento nos PBRs. Na campanha de Inverno, a eficiência de remoção de amónia variou entre os 60% e os 90%, não tendo sofrido alteração significativa em termos de eficiência, aquando da mudança do TRH. De todos os parâmetros analisados, a amónia, foi o que obteve melhores resultados de eficiência de remoção (Figura 18).

Da análise à matriz de correlação entre parâmetros (Ver Tabela Anexo A.11-1), é possível verificar que o parâmetro amónia se correlaciona positivamente com a temperatura do ar e com o azoto total.

No que diz respeito ao parâmetro nitratos é de salientar que, à semelhança do ocorrido com o parâmetro fósforo, o efluente à entrada dos PBR, já possui níveis reduzidos relativamente a este parâmetro, tendo-se registado sempre valores de concentração inferiores ao seu VLE (50 mg/L NO₃), à exceção de um único dia, no decorrer da campanha de Inverno, em que foi obtido um valor de 52,7 mg/L NO₃ (Figura 16). O facto do período em que decorreu a campanha ter sido pouco chuvoso, pode ter favorecido a ocorrência de menos escorrências provenientes dos campos de golfe em redor da ETAR, contribuindo para se registarem valores baixos de nitratos.

Através da análise estatística efetuada (Ver Tabela A.4-1, do Anexo A.4), foi possível confirmar que não foram registadas diferenças significativas, para a concentração de nitratos, entre o TRH de ± 2 dias e o TRH de ± 1 dia, uma vez que o valor-*p* é maior que o nível de significância (0,05).

Relativamente à eficiência de remoção de nitratos, a mesma foi aumentando ao longo dos dias para o TRH de ± 2 dias, chegando perto dos 80%; no entanto, assim que se alterou o mesmo para ± 1 dia, a eficiência começou a baixar, indicando que este parâmetro também possui um melhor comportamento com o TRH de ± 2 dias (Figura 19).

Por fim, à semelhança do constatado para o parâmetro fósforo total, é possível verificar que para todos os compostos de azoto analisados, o sistema estaria a dar indícios de estabilização, quando se efetuou a alteração do parâmetro operacional TRH, concluindo-se que se deveria ter mantido o mesmo TRH por um período mais longo, antes de se efetuar qualquer alteração.

5.1.4 Sólidos Suspensos Totais

Para o parâmetro SST, o VLE constante na Licença de Utilização de Recursos Hídricos da ETAR da Quinta do Lago é de 35 mg/L.

Na Figura 20 está representada a concentração média de SST expressa em mg/L, à saída dos PBR, para a campanha de Inverno, atendendo ao TRH.

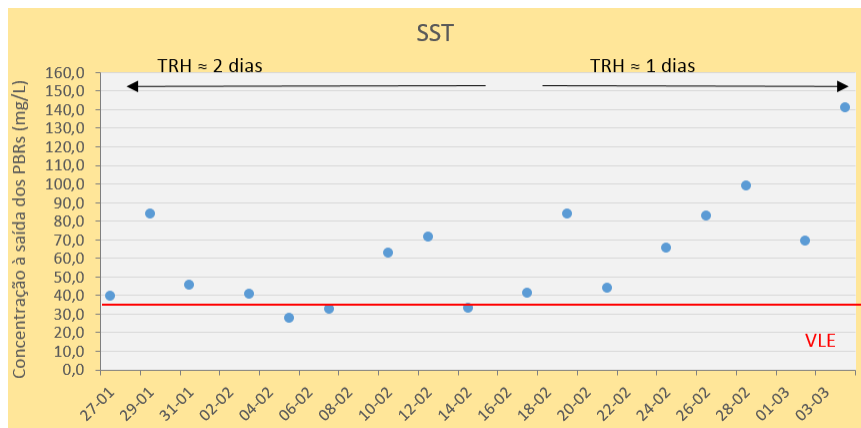


Figura 20 - Concentração média de sólidos suspensos totais à saída dos PBR, em mg/L (campanha de Inverno)

Da análise efetuada ao gráfico da figura anterior (Figura 20), verifica-se que o valor de concentração de SST foi sempre superior ao VLE (35 mg/L), à exceção do registado em 3 dias para o TRH de ± 2 dias.

O facto de se registarem valores de SST elevados, poderá estar relacionado com o tipo de processo de tratamento, assim como com o ineficiente dimensionamento da etapa de decantação/sedimentação nos sistema PBR em estudo, o que originou que a água residual à saída dos mesmos, ainda possuísse bastante biomassa em suspensão.

Através da análise estatística efetuada (ver Tabela A.5-1 do Anexo A.5), verificou-se que a concentração de SST variou significativamente entre o TRH de ± 2 dias e o TRH de ± 1 dia, uma vez que o valor- p é menor que o nível de significância (0,05), ou seja, apesar do valor de SST ser sempre elevado, ele possui um melhor comportamento com um TRH mais longo, neste caso, de ± 2 dias, devido ao facto de haver mais tempo para os mesmos decantarem/sedimentarem. No entanto, devido ao ineficiente dimensionamento desta etapa, este TRH ainda não é o ideal, uma vez que não foi o suficiente para permitir que a água residual tratada à saída, já não possuísse biomassa em suspensão, como referido no parágrafo anterior.

Da análise à matriz de correlação entre parâmetros (Ver Tabela Anexo A.11-1), é possível verificar que o parâmetro SST se correlaciona positivamente com o fósforo total e com o azoto total.

5.1.5 Carência Química de Oxigênio (CBO₅)

Para o parâmetro CBO₅, o VLE constante na Licença de Utilização de Recursos Hídricos da ETAR da Quinta do Lago é de 25 mg/L O₂.

Na Figura 21 está representada a concentração média de CBO₅ expressa em mg/L O₂, à saída dos PBR, para a campanha de Inverno, atendendo ao TRH.

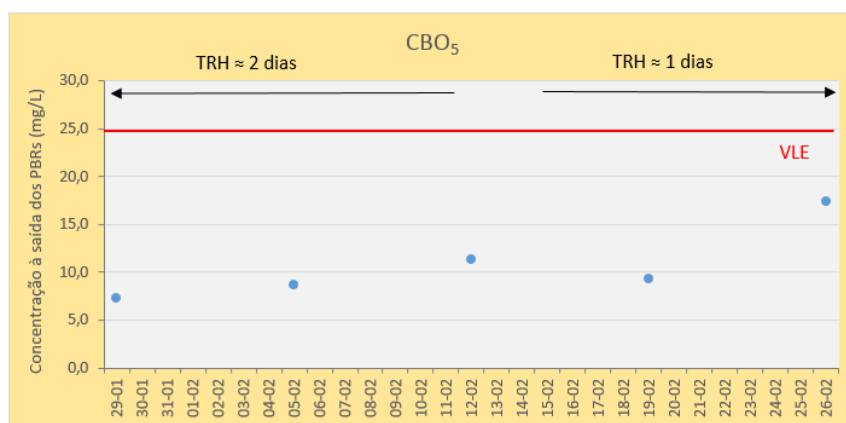


Figura 21 - Concentração média de CBO₅ à saída dos PBR, em mg/L O₂ (campanha de Inverno)

Da análise efetuada ao gráfico da figura anterior verifica-se que o valor de concentração de CBO₅ foi sempre inferior ao VLE, ou seja, 25 mg/L O₂ (Figura 21), mantendo-se praticamente constante ao longo de toda a campanha, independentemente do TRH.

Através da análise estatística efetuada (ver Tabela A.6-1, do Anexo A.6), verificou-se que a concentração de CBO₅ não variou significativamente entre o TRH de ± 2 dias e o TRH de ± 1 dia, uma vez que o valor-p é maior que o nível de significância (0,05).

Da análise à matriz de correlação entre parâmetros (Ver Tabela Anexo A.11-1), é possível verificar que o parâmetro CBO₅ se correlaciona positivamente com o azoto total e com a amónia.

5.1.6 *Escherichia coli* (*E. coli*) e *Enterococos* intestinais

Para o parâmetro *E. coli*, o VLE constante na Licença de Utilização de Recursos Hídricos da ETAR da Quinta do Lago é de 2000 NMP/100 ml.

Nas Figuras 22 e 23 representam-se as contagens médias referentes aos parâmetros microbiológicos *E. coli* e Enterococos intestinais, expressas em NMP/100 ml, à saída dos PBR, para a campanha de Inverno, atendendo ao TRH.

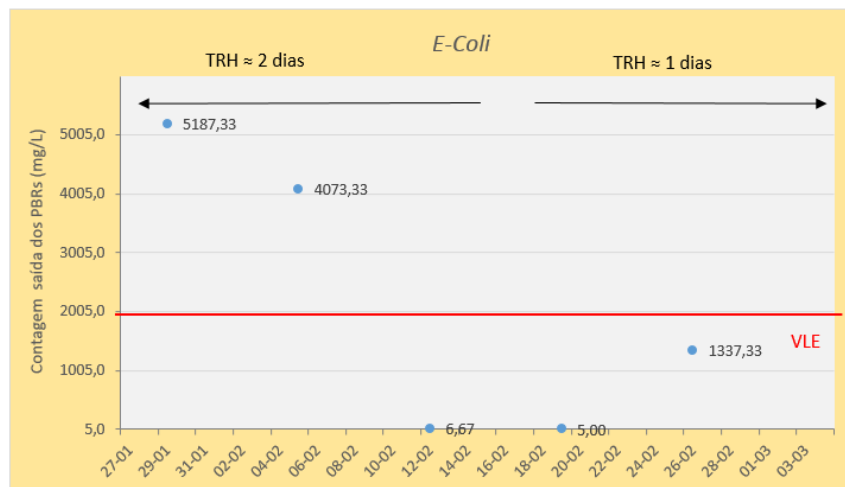


Figura 22 - Contagem média de *E. coli* à saída dos PBR, em NMP/100 ml (campanha de Inverno)

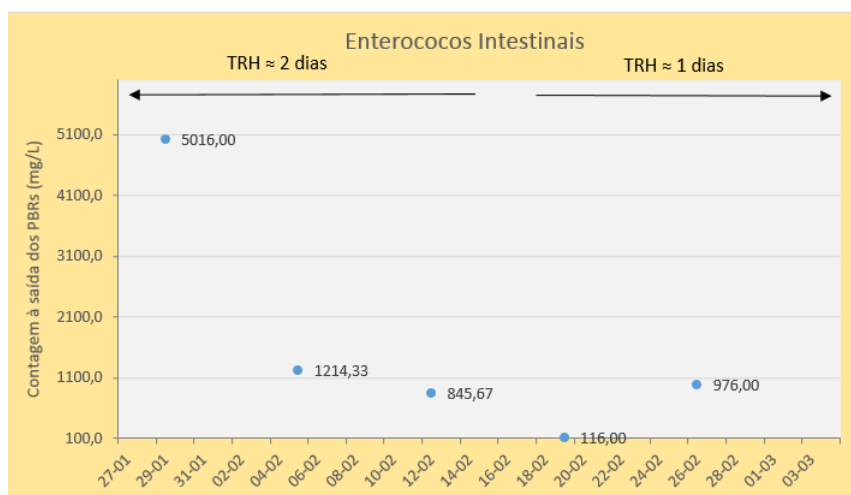


Figura 23- Contagem média de Enterococos intestinais à saída dos PBR, em NMP/100 ml (campanha de Inverno)

Da análise efetuada aos gráficos das figuras anteriores (Figuras 22 e 23), verifica-se uma tendência de descida para a ambos os parâmetros, que no caso da *E. coli* foi para valores inferiores ao seu VLE, ou seja, 2000 NMP/100 ml.

Pode atribuir-se esta tendência de descida ao potencial de desinfecção que as microalgas possuem, pelo facto de estas capturarem grandes quantidades de CO₂, levando ao aumento do valor de pH e, desta forma, impossibilitando a sobrevivência de organismos patogénicos,

devido ao ambiente hostil criado pelas mesmas (Abdel-raouf et al., 2012; Molinuevo-Salces et al., 2019).

Verifica-se também um melhor comportamento no período correspondente ao TRH de ± 2 dias, uma vez que, assim que se alterou o mesmo para ± 1 dia, a contagem destes organismos começou a subir. Para estes parâmetros, à semelhança do ocorrido para os nutrientes analisados, também se verifica que o sistema estaria a dar indícios de estabilização, quando se efetuou a alteração do parâmetro operacional TRH.

Através da análise estatística efetuada (ver Tabela A.7-1, do Anexo A.7 e Tabela A.8-1, do Anexo A.8), verificou-se que a contagem de *E. coli*, assim como a contagem de Enterococos intestinais, não variou significativamente entre o TRH de ± 2 dias e o TRH de ± 1 dia, uma vez que o valor-p é maior que o nível de significância (0,05).

Da análise à matriz de correlação entre parâmetros (Ver Tabela Anexo A.11-1), é possível verificar que ambos os parâmetros se correlacionam positivamente entre si, situação que pode ser comprovada pela análise aos gráficos das Figuras 28 e 29, assim como também se correlacionam com a temperatura do ar e com o fósforo total.

5.2 Análise dos possíveis Cenários de Reutilização

Para uma análise mais detalhada e precisa, dos possíveis cenários de reutilização teria sido importante analisar todos os parâmetros referidos na legislação em vigor mas, alguns desses parâmetros, não fizeram parte do plano de amostragem que esteve na origem do presente trabalho.

Desta forma, a análise dos possíveis cenários de reutilização foi efetuada com base nos seguintes parâmetros: CBO₅, SST, *E. coli*, amónia, azoto total e fósforo total.

O intervalo de resultados obtido para cada um dos referidos parâmetros apresenta-se na Tabela 9.

Foram ainda analisados, pontualmente, os valores de salinidade no interior dos reatores, tendo-se constatado que na campanha de Outono, ou seja, antes de chover, o valor rondava os 3,4 dS/m (2 ppt) e, na campanha de Inverno, após as primeiras chuvas, o valor era 1,7dS/m (1 ppt).

Tabela 9 – Intervalo de Resultados para cada Parâmetro

Parâmetros	Intervalo de Resultados	
	Mínimo	Máximo
CBO ₅ (mg/L O ₂)	7,3	17,3
SST (mg/L)	27,6	141,2
E.coli (ufc/100 ml)	5	5187
amónia (mgNH ₄ /L)	0,8	21
azoto total (mgN/L)	8,2	43,5
fósforo total (mgP/L)	0,2	7,2

Para a exploração/operação do sistema à escala real é impossível efetuar uma gestão “caso a caso”. Assim, optou-se por considerar o valor máximo (pior cenário) na análise dos cenários de reutilização.

Seguidamente, para cada uso, são apresentadas as normas de qualidade exigidas, considerando o critério mais conservativo da legislação consultada (ver capítulo 4.2).

A verificação da conformidade foi efetuada tendo em consideração o disposto nas alíneas a) e b) do artigo 18.º do Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto, em que:

- Alínea a), nenhuma amostra pode exceder o respetivo valor paramétrico em 75%;
- Alínea b), quanto ao número de amostras que podem ser consideradas não conformes.

5.2.1 Uso Agrícola

As normas de qualidade para o uso agrícola, atendendo à classe de rega e categoria da cultura, são as que se apresentam na Tabela 10.

Tabela 10 – Uso Agrícola – Normas de Qualidade, fonte: Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto e REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020

Classe de Rega	Grau de Qualidade	Categoria de Culturas	Normas de Qualidade										
			CBO ₅ (mg/l O ₂)	SST (mg/l)	Turvação (NTU)	<i>E.coli</i> (ufc/100 ml)	Salinidade (em função da Condutividade)	Nematódeos intestinais (Nº/L)	Ovos de parasitas intestinais (Nº/L)	<i>Legionella</i> <i>sp.</i> (ufc/l)	Azoto amoniacal (mgNH ₄ ⁺ /L)	Azoto total (mgN/L)	Fósforo total (mgP/L)
A	Elevado	Todas as culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível entra em contacto direto com água para reutilização, e culturas de raízes consumidas cruas	≤10	≤10	≤5	≤10	Em função da cultura a ser regada, uma vez que depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, método de rega e da textura do solo. O Valor Máximo Recomendado é de 1 dS/m	-	-	< 1 000 sempre que exista um risco de aerossolização	10	15	5
B	Médio	Culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível é produzida acima do nível do solo e não entra em contacto direto com água para reutilização, culturas alimentares transformadas e culturas não alimentares, incluindo culturas usadas para a alimentação de animais produtores de leite ou carne	≤25	≤35	-	≤100		≤1	-				
C	Médio	Culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível é produzida acima do nível do solo e não entra em contacto direto com água para reutilização, culturas alimentares transformadas e culturas não alimentares, incluindo culturas usadas na alimentação de animais produtores de leite ou carne	≤25	≤35	-	≤1000		≤1	≤1				
D	Baixo	Culturas industriais, energéticas e para produção de sementes	≤25	≤35	-	≤10000		-	≤1				
E	Baixo	(Só aplicável a sistemas descentralizados ou descentralizados em simbiose)	≤40	≤60	-	≤10000		-	-				

Considerando o valor de 17,3 mg/L de O₂ para o parâmetro CBO₅, verifica-se que a água residual tratada com estas características poderia ser reutilizada em todas as classes de rega, à exceção da classe de rega A, cujo grau de qualidade é o mais elevado e em que as partes comestíveis das culturas alimentares entram em contacto com a água tratada.

Já no que diz respeito ao parâmetro SST, verifica-se que a água residual tratada, devido ao valor pontual de 141,2 mg/L (Tabela 9), não poderia ser reutilizada para nenhuma das classes de rega.

Em relação ao parâmetro *E. coli*, uma vez que o valor máximo obtido foi de 5187 ufc/100 mL (Tabela 9), constata-se que uma água residual tratada com este valor poderia ser reutilizada para as classes de rega D e E. Estas classes têm grau de qualidade baixo, já que incluem culturas industriais e energéticas e produção de sementes. De acordo com o APA (2019), estas classes incluem também sistemas descentralizados ou descentralizados em simbiose. Os primeiros são sistemas que são geridos por particulares, ou por uma entidade coletiva e engloba um sistema de produção de água com um nível de qualidade adequado ao fim a que se destina. Os sistemas descentralizados em simbiose incluem um caso particular dos sistemas descentralizados e englobam a reutilização de águas de rega remanescentes de um determinado tipo de culturas agrícolas (APA, 2019).

No caso do Uso Agrícola, os parâmetros amónia, azoto total e fósforo total são considerados facultativos, pelo que não foram objeto de análise.

Por fim, no que diz respeito à salinidade, uma vez que os valores obtidos variaram entre 1,7 dS/m (1 ppt) e 3,4 dS/m (2 ppt), e o valor que é recomendado de acordo com a legislação em vigor, mais concretamente o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto (Anexo XVI) é de 1,75 dS/m, verifica-se que uma água residual com estas características, não poderia ser reutilizada para rega agrícola.

Na Tabela 11 é apresentado um quadro resumo.

Tabela 11 - Reutilização da água produzida pelos PBRs GreenDune entre 30-09-2019 e 30-10-2019 (campanha de Outono) e 27-01-2020 e 04-03-2020 (campanha de Inverno), para Uso Agrícola

Parâmetro	Resultado máximo obtido	Verificação de Conformidade, aplicando a alínea a) do Dec. Lei 119/2019 de 21 de agosto	Aplicação ¹
CBO ₅	17,3 mg/L O ₂	17,5 – 70 mg/L O ₂	Conforme para todas as classes de rega, à exceção da classe de rega A
SST	141,2 mg/L	17,5 – 105 mg/L	Não conforme, podendo inviabilizar a reutilização
<i>E.coli</i>	5.187 ufc/100 ml	17,5 – 17.500 ufc/100 ml	Conforme, só para as classes de rega D e E
Amónia	21 mgNH ₄ /L	-	Parâmetro facultativo
Azoto Total	43,5 mgN/L	-	Parâmetro facultativo
Fósforo Total	7,2 mgP/L	-	Parâmetro facultativo
Salinidade	3,4 dS/m	1,75 dS/m (valor recomendado, em função da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, do método de rega e da textura do solo) ²	Não conforme, podendo inviabilizar a reutilização

¹ Aplicando o disposto nas alíneas a) e b) do Artigo 18.º do Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto: alínea a) nenhuma amostra pode exceder o respetivo valor paramétrico em 75%, e na alínea b), quanto ao número de amostras que podem ser consideradas não conformes.

² De acordo com o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto (Anexo XVI).

5.2.2 Uso Urbano

As normas de qualidade para o uso urbano, atendendo à classe de rega e possíveis usos, são as que se apresentam na Tabela 12.

Tabela 12 - Uso Urbano – Normas de Qualidade, fonte: Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto e REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020

Classe de Rega	Grau de Qualidade	Exatidão de Amostras	Normas de Qualidade								
			pH	CBO ₅ (mg l ⁻¹ O ₂)	SST	Turbidez (NTU)	Salinidade (em função da Condutividade)	Azoto Amónica (mgNH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Azoto Total (mgNL)	Fósforo Total (mgPL)	E. coli (ufc/100 ml)
A	Elevado	Rega de jardins públicos sem restrição de acesso, rega de jardins privados.	-	≤ 10	≤ 10	≤ 5	Em função da cultura a ser regada, uma vez que depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, método de rega e da textura do solo. O Valor Máximo Recomendado é de 1 rS/m	10	15	5	≤ 10
		Usos recreativos, de enquadramento paisagístico	6,0 a 9,0	≤ 25	-	≤ 5	-	≤ 5	-	≤ 2	≤ 10
		Água de combate a incêndios	6,0 a 9,0	≤ 25	-	≤ 5	-	-	-	-	≤ 10
		Autodissimos	6,0 a 9,0	≤ 25	-	≤ 5	-	≤ 10	-	-	≤ 10
		Lavagens de veículos	6,0 a 9,0	-	-	≤ 5	-	-	-	-	≤ 10
B		Rega de jardins com restrição de acesso, incluindo áreas de lazer e desportivas (e.g. campos de golfe).	-	≤ 25	≤ 35	-	Em função da cultura a ser regada, uma vez que depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, método de rega e da textura do solo. O Valor Máximo Recomendado é de 1 rS/m	10	15	5	≤ 100
C		Águas de arrefecimento	6,5 a 8,5	≤ 25	≤ 35	-	-	≤ 5 ≤ 1 (na presença de cobre)	-	-	≤ 200
		Lavagens de ruas	≤ 25	-	-	-	-	-	-	-	-
		Suporte de ecossistemas	A determinar caso-a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte			-	A determinar caso-a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte	-	A determinar caso-a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte		-

Considerando o valor de 17,3 mg/L de O₂ para o parâmetro CBO₅ (Tabela 9), verifica-se que uma água residual tratada com estas características poderia ser reutilizada em todos os usos urbanos, à exceção da classe de rega A.

À semelhança do que acontece para o uso agrícola, uma água residual tratada com o valor de 141,2 mg/L de SST (Tabela 9) encontra-se não conforme, podendo inviabilizar esta reutilização.

No que diz respeito parâmetro *E. coli*, para o valor obtido de 5187 ufc/100 mL (Tabela 9), constata-se que uma água residual tratada com este valor só pode ser reutilizada para lavagens de ruas e suporte dos ecossistemas, uma vez que para estes usos não é solicitado o cumprimento deste parâmetro.

Em relação ao parâmetro amónia e considerando o valor de 21 mg NH₄/L (Tabela 9), verifica-se que se poderia reutilizar uma água residual tratada com estas características, para combate a incêndios, lavagens de veículos, lavagens de ruas e suporte dos ecossistemas, uma vez que para estes usos não é solicitado o cumprimento deste parâmetro.

Já no que diz respeito ao parâmetro azoto total, uma água residual tratada com 43,5 mg N/L (Tabela 9) poderia ser reutilizada para usos recreativos de enquadramento paisagístico, combate a incêndios, autoclismos, lavagens de veículos, águas de arrefecimento, lavagens de ruas e suporte dos ecossistemas, uma vez que para estes usos não é solicitado o cumprimento deste parâmetro.

Para um valor de fósforo total de 6,3 mg P/L na água residual tratada, constata-se que se poderia reutilizar esta água para todas as classes de rega, à exceção do uso recreativo de enquadramento paisagístico.

Relativamente à salinidade, uma vez que os valores obtidos variaram entre 1,7 dS/m (1 ppt) e 3,4 dS/m (2 ppt) e o valor que é recomendado de acordo com a legislação em vigor, mais concretamente o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto (Anexo XVI) é de 1,75 dS/m, verifica-se que uma água residual com estas características poderia ser reutilizada para usos recreativos, de enquadramento paisagístico, combate a incêndios, autoclismos, lavagens de veículos, águas de arrefecimento, lavagens de ruas e suporte de ecossistemas, mas a determinar caso-a-caso, em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte.

Na Tabela 13 apresenta-se um resumo.

Tabela 13 - Reutilização da água produzida pelos PBRs GreenDune entre 30-09-2019 e 30-10-2019 (campanha de Outono) e 27-01-2020 e 04-03-2020 (campanha de Inverno), para Uso Urbano

Parâmetro	Resultado máximo obtido	Verificação de Conformidade, aplicando a alínea a) do Dec. Lei 119/2019 de 21 de agosto	Aplicação ¹
CBO ₅	17,3 mg/L O ₂	17,5 - 43,75 mg/L O ₂	Conforme para todas as classes de rega, à exceção da classe de rega A
SST	141,2 mg/L	17,5 - 61,25 mg/L	Não conforme, podendo inviabilizar a reutilização
<i>E.coli</i>	5187 ufc/100 ml	17,5 - 350 ufc/100 ml	Conforme para poder ser reutilizada para lavagens de ruas e suporte dos ecossistemas, uma vez que para estes usos não é solicitado o cumprimento deste parâmetro
Amónia	21 mgNH ₄ /L	1,75 - 17,5 mgNH ₄ /L	Conforme para poder ser reutilizada para combate a incêndios, lavagens de veículos, lavagens de ruas e suporte dos ecossistemas, uma vez que para estes usos não é solicitado o cumprimento deste parâmetro
Azoto Total	43,5 mgN/L	26,25 mgN/L	Conforme para poder ser reutilizada para usos recreativos de enquadramento paisagístico, combate a incêndios, autoclismos, lavagens de veículos, águas de arrefecimento, lavagens de ruas e suporte dos ecossistemas, uma vez que para estes usos não é solicitado o cumprimento deste parâmetro
Fósforo Total	7,2 mgP/L	3,5 - 8,75 mgP/L	Conforme para todas as classes de rega, à exceção do uso recreativo de enquadramento paisagístico.
Salinidade	3,4 dS/m	1,75 dS/m (valor recomendado, em função da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, do método de rega e da textura do solo) ²	Conforme para poder ser reutilizada para usos recreativos, de enquadramento paisagístico, combate a incêndios, autoclismos, lavagens de veículos, águas de arrefecimento, lavagens de ruas e suporte de ecossistemas

¹ Aplicando o disposto nas alíneas a) e b) do Artigo 18.º do Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto: alínea a) nenhuma amostra pode exceder o respetivo valor paramétrico em 75%, e na alínea b), quanto ao número de amostras que podem ser consideradas não conformes.

² De acordo com o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto (Anexo XVI).

5.2.3 Uso Industrial

As normas de qualidade para o uso industrial, atendendo à classe de qualidade, são as que se apresentam na Tabela 14.

Tabela 14 - Uso Industrial – Normas de Qualidade, fonte: Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto

Classe de Qualidade	Normas 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

Relativamente à reutilização de água residual para uso industrial, constata-se que apenas são exigidos limites para os parâmetros turvação (parâmetro que não foi analisado no âmbito do presente trabalho) e *E. coli*.

Em relação ao parâmetro *E. coli*, uma vez que o valor considerado é de 5187 ufc/100 mL (tabela 9), verifica-se que não se poderia reutilizar água residual tratada com este valor, em qualquer classe de qualidade relativa ao uso industrial, como se pode verificar pela Tabela 15.

Tabela 15 - Reutilização da água produzida pelos PBRs GreenDune entre 30-09-2019 e 30-10-2019 (campanha de Outono) e 27-01-2020 e 04-03-2020 (campanha de Inverno), para Uso Industrial

Parâmetro	Resultado máximo obtido	Verificação de Conformidade, aplicando a alínea a) do Dec. Lei 119/2019 de 21 de agosto	Aplicação ¹
<i>E.coli</i>	5187 ufc/100 ml	17,5 – 1.750 ufc/100 ml	Não conforme, podendo inviabilizar a reutilização

Como conclusão, relativamente aos possíveis cenários de reutilização, face às características da água residual tratada e aos parâmetros que foram alvo de análise, verifica-se que esta não se encontra conforme para poder vir a ser reutilizada para quaisquer dos usos possíveis (agrícola, urbano e industrial), uma vez que há, pelo menos, um parâmetro, de acordo com as normas de qualidade definidas pela legislação em vigor, que a mesma não cumpre.

No caso do uso urbano, como apenas o valor de SST não cumpre o estipulado na legislação, pode dizer-se que, caso fosse possível melhorar a etapa de decantação/sedimentação,

nomeadamente no que diz respeito ao seu dimensionamento, haveria grande possibilidade deste parâmetro poder vir a cumprir. Se assim fosse, a água residual tratada poderia reutilizar-se para Lavagens de Ruas e Suporte dos Ecossistemas.

6. Conclusão

O presente trabalho, desenvolvido no âmbito do projeto de investigação “GreenTreat”, a decorrer na ETAR da Quinta do Lago, permitiu concluir que o sistema proposto, que recorreu à utilização de microalgas, é eficiente na remoção de nutrientes, nomeadamente de amónia, em que a eficiência se manteve estável e sempre superior a 60% ao longo de toda a campanha de Inverno (muitas vezes próximo de 90%), não tendo sofrido alteração, aquando da mudança do TRH, e de fósforo total, em que foram obtidos valores de eficiência próximos dos 80%, também no decorrer da campanha de Inverno, mas apenas para o TRH \pm 2 dias.

Por outro lado, o facto do efluente à entrada dos PBR ser proveniente da decantação secundária da ETAR e possuir valores reduzidos de fósforo, acabou por condicionar a obtenção de melhores resultados no que diz respeito à remoção de azoto, uma vez que o excesso de azoto não pode ser removido, se o teor de fósforo for insuficiente para o permitir.

Devido ao elevado potencial de desinfeção que as microalgas possuem, o sistema mostrou-se igualmente capaz de remover os compostos microbiológicos *E. coli* e Enterococos intestinais podendo, por este facto, constituir uma alternativa viável ao tratamento terciário convencional, nas etapas de remoção de nutrientes e desinfeção final.

No entanto, mostrou-se um sistema ineficiente na etapa de decantação/sedimentação, considerando que se trata de um processo de tratamento que recorre à utilização de microalgas e que, por este facto, possui muitos sólidos/biomassa em suspensão, e que só com uma etapa bem dimensionada, poderão ser devidamente decantados/sedimentados. Esta situação levou a que a água residual tratada possuísse valores superiores ao VLE, relativamente aos SST, um dos parâmetros constantes da Licença de Descarga da ETAR da Quinta do Lago. No que diz respeito aos restantes parâmetros, observaram-se valores abaixo do VLE, nomeadamente durante a campanha de Inverno e para o TRH de \pm 2 dias.

Registaram-se melhores resultados no decorrer da campanha de Inverno e para o TRH de $2 \pm$ dias, o que acabou por comprovar a necessidade de TRH mais longos no período de Inverno, devido à baixa taxa de crescimento das microalgas, por estas estarem menos expostas à luz solar e as temperaturas serem mais baixas.

Para futuros trabalhos deste âmbito e com a finalidade de se retirarem conclusões mais fundamentadas, recomenda-se que a duração dos períodos de teste com diferentes TRH seja

superior à testada no presente trabalho, ou seja, 3 semanas, uma vez que se constatou que o sistema estava a dar indícios de estabilização com o TRH de ± 2 dias, quando se efetuou a alteração para o TRH de ± 1 dia.

Por fim, verificou-se que o valor elevado de SST na água residual tratada condiciona a reutilização da mesma para quaisquer dos usos possíveis, confirmando a necessidade de se ter que melhorar a etapa de decantação/sedimentação, com vista à obtenção de melhores resultados em termos globais.

No entanto e, uma vez que para o uso urbano, apenas o valor de SST não cumpre o estipulado na legislação, pode dizer-se que, caso fosse possível melhorar a etapa de decantação/sedimentação, nomeadamente no que diz respeito ao seu dimensionamento, a probabilidade deste parâmetro também vir a cumprir, seria grande, podendo, desta forma, vir a reutilizar-se a água residual tratada para Lavagens de Ruas e Suporte dos Ecossistemas.

Bibliografia

- Abdel-raouf, N; Al-Homaidan, A.A., Ibraheem, I. B. M. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257–275. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>
- Acién, F. G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M. M., Fernández-Sevilla, J. M., & Molina-Grima, E. (2016). Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(21), 9013–9022. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7835-7>
- Alabaster, G., Dzikus, A., & Otieno, P. (2017). *Wastewater, The Untapped Resource*.
- Alabaster, U. G., Dzikus, A., & Otieno, P. (2017). Municipal and Urban Wastewater - Chapter 5, 49–57.
- Anne Butler, Gerry Carty, Matt Crowe, Paddy Flanagan, M. L. (1995). *Wastewater Treatment Manuals - Preliminary Treatment*. Environmental Protection Agency.
- APA. (2019). Guia para Reutilização de Água para Usos Potáveis.
- Bahadori, A. (2019). *Waste Management in the Chemical and Petroleum Industries*. John Wiley & Sons Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781119551744.ch1>
- Bellucci, M., Marazzi, F., Naddeo, L. S., Piergiacomo, F., Beneduce, L., Ficara, E., & Mezzanotte, V. (2020). Disinfection and nutrient removal in laboratory-scale photobioreactors for wastewater tertiary treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 95(4), 959–966. <https://doi.org/10.1002/jctb.6010>
- Boelee, N. C., Temmink, H., Janssen, M., Buisman, C. J. N., & Wijffels, R. H. (2011). Nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater effluent using microalgal biofilms. *Water Research*, 45(18), 5925–5933. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.044>
- Bustillo-lecompte, Ciro; Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics , treatment , and management in the meat processing industry : A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- Bustillo-lecompte, Ciro; Mehrvar, M. (2017). Slaughterhouse Wastewater : Treatment , Management and Resource Recovery and Resource Recovery.

- Fawell, J., Le Corre, K., & Jeffrey, P. (2016). Common or independent? The debate over regulations and standards for water reuse in Europe. *International Journal of Water Resources Development*, 32(4), 559–572. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1138399>
- Gerba, C. P., & Pepper, I. L. (2015). *Municipal Wastewater Treatment. Environmental Microbiology: Third Edition*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394626-3.00025-9>
- Gonçalves, A. L., Pires, J. C. M., & Simões, M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24, 403–415. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.008>
- Hader, D.-P. (2018). Ecotoxicological monitoring of wastewater. 370–386. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811861-0.00018-8>
- Helena Marecos do Monte e Antonio Albuquerque. (2010). *Reutilização de Águas Residuais - Guia Técnico n.º 14 - ERSAR*. (ERSAR, Ed.). Obtido de: <http://www.ersar.pt/website/ViewContent.aspx?SubFolderPath=\Root\Contents\Sitio\MenuPrincipal\Documentacao\Publicacoesexternas&Section=MenuPrincipal&FolderPath=\Root\Contents\Sitio\MenuPrincipal\Documentacao&GenericContentId=0&BookID=2197>
- Henze, M., & Comeau, Y. (2008). *Biological Wastewater Treatment. Principles Modelling and Design*. (M. C. M. van Henze & G. A. E. and D. B. Loosdrecht, Eds.). IWA Publishing, London, UK.
- I.V Murali Krishna, Valli Manickam, Anil Shah, N. D. (2017). *Environmental Management: Science and Engineering for Industry*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811989-1.00013->
- Iman Shayan, S., Agblevor, F. A., Bertin, L., & Sims, R. C. (2016). Hydraulic retention time effects on wastewater nutrient removal and bioproduct production via rotating algal biofilm reactor. *211*, 527–533. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.104>
- Kong, Z., Li, L., Xue, Y., Yang, M., & Li, Y. (2019). Challenges and prospects for the anaerobic treatment of chemical-industrial organic wastewater: A review, 231. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.233>
- Larsdotter, K. (2006). Wastewater treatment with microalgae – a literature review. *Vatten*, 62,

31–38.

- Leverenz, H. L., & Asano, T. (2011). Wastewater Reclamation and Reuse System. *Treatise on Water Science*, 4, 63–71. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00076-2>
- Li, K., Liu, Q., Fang, F., Luo, R., Lu, Q., Zhou, W., ... Ruan, R. (2019). Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery : A review. *291*(July),121934. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121934>
- Liu, J., Pemberton, B., Lewis, J., Scales, P. J., & Martin, G. J. O. (2019). Wastewater treatment using filamentous algae - A review. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122556>
- Mara, D. (2003). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. London: Earthscan in the UK and USA in 2004. Retrieved from www.earthscan.co.uk
- Meritxell Gros, Mira Petrovic, & Damià Barceló. (2008). Analysis of Emerging Contaminants of Municipal and Industrial Origin, *5*(March), 37–104. https://doi.org/10.1007/698_5_102
- Molinuevo-Salces, B., Riaño, B., Hernández, D., & Cruz García-González, M. (2019). Microalgae and Wastewater Treatment: Advantages and Disadvantages. *Microalgae Biotechnology for Development of Biofuel and Wastewater Treatment*, 505–533. https://doi.org/10.1007/978-981-13-2264-8_20
- Muralikrishna, I.V., Manickam, V. (2017). *Wastewater treatment technologies*. *Pollution Engineering* (Vol. 23). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811989-1.00012-9>
- National, T. H. E., & Press, A. (2012). *Water reuse: Potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater*. <https://doi.org/10.17226/13303>
- Ofori, S., Puškáčová, A., Růžičková, I., & Wanner, J. (2021). Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. *Science of the Total Environment*, 760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144026>
- Peirce, J. J., Weiner, R. F., & Vesilind, P. A. (1998). Wastewater Treatment Environmental Pollution and Control, 105–123. <https://doi.org/10.1016/B978-0-7506-9899-3.50009-2>
- Pereira, H., Silva, J., Jaime, P., Quelhas, P., Silva, J. T., Machado, A., ... Barreira, L. (2019). Heliyon Growth performance , biochemical composition and sedimentation velocity of *Tetraselmis* sp . CTP4 under different salinities using low-cost lab- and pilot-scale systems Mafalda Trov a, *5*(December 2018), 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01553>

- Pires, J. C. M., Alvim-Ferraz, M. C. M., Martins, F. G., & Simões, M. (2013). Wastewater treatment to enhance the economic viability of microalgae culture. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5096–5105. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1791-x>
- Ranade, V. V., & Bhandari, V. M. (2014). *Industrial Wastewater Treatment , Recycling , and Reuse : Chapter 1. Industrial Wastewater Treatment*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-099968-5.00001-5>
- Renuka, N., Sood, A., Prasanna, R., & Ahluwalia, A. S. (2015). Phycoremediation of wastewaters : a synergistic approach using microalgae for bioremediation and biomass generation, 1443–1460. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0700-2>
- Roccaro, P. (2018). Treatment processes for municipal wastewater reclamation: The challenges of emerging contaminants and direct potable reuse. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.02.003>
- Ruiz-martinez, A., Garcia, N. M., Romero, I., Seco, A., & Ferrer, J. (2012). Bioresource Technology Microalgae cultivation in wastewater : Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *126*, 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.022>
- Saliba, R., Callieris, R., D'Agostino, D., Roma, R., & Scardigno, A. (2018). Stakeholders' attitude towards the reuse of treated wastewater for irrigation in Mediterranean agriculture. *Agricultural Water Management*, 204(February), 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.03.036>
- Sonune, A., & Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods, *167*, 55–63. <https://doi.org/10.1016/3.desal.2004.06.113>
- WHO. (2006). Safe use of wastewater , excreta and greywater guidelines. Volume 2: wastewater use in agriculture. *World Health*, II, 204. Obtido de: http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf
- Wollmann, F., Dietze, S., Ackermann, J. U., Bley, T., Walther, T., Steingroewer, J., & Krujatz, F. (2019). Microalgae wastewater treatment: Biological and technological approaches. *Engineering in Life Sciences*, (April), 860–871. <https://doi.org/10.1002/elsc.201900071>
- Zeng, R. J., Lemaire, R., Yuan, Z., & Keller, J. (2004). A novel wastewater treatment process: Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. *Water Science and*

Technology, 50(10), 163–170. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0635>

Manual de Exploração do Subsistema da Quinta do Lago, versão 4, novembro de 2008, Águas do Algarve, S.A.

ANEXOS

Anexo A.1 - Análise comparativa da concentração de Azoto total na água residual tratada, entre Estações do Ano (Outono versus Inverno) e entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.1-1- Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Azoto total (análise comparativa entre Estações do Ano)

SUMÁRIO					
Grupos	Contagem	Soma	Média	Variância	
N_Out	5	146,45333	29,2906667	129,06926	
N_Inv	9	102,01333	11,3348148	2,8052253	

ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	1036,326265	1	1036,32626	23,084241	0,00043	4,747225
Dentro de grupos	538,7188336	12	44,8932361			
Total	1575,045098	13				

Tabela A.1-2 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Azoto total (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO					
Grupos	Contagem	Soma	Média	Variância	
TRH_2	9	102,0133	11,33481	2,805225	
TRH_1	8	136,4667	17,05833	16,50341	

ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	138,7426	1	138,7426	15,08447	0,001469	4,543077
Dentro de grupos	137,9657	15	9,197713			
Total	276,7083	16				

Anexo A.2 - Análise comparativa da concentração de Fósforo total na água residual tratada, entre Estações do Ano (Outono versus Inverno) e entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.2-1 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Fósforo total (análise comparativa entre Estações do Ano)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
P_Out	9	23,89633	2,655148	5,585977
P_Inv	9	27,17	3,018889	1,226039

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,595383	1	0,595383	0,174804	0,681435	4,493998
Dentro de grupos	54,49612	16	3,406008			
Total	55,09151	17				

Tabela A.2-2 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Fósforo total (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
TRH_2	9	27,17	3,018889	1,226039
TRH_1	8	25,12667	3,140833	3,56299

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,062981	1	0,062981	0,027187	0,871237	4,543077
Dentro de grupos	34,74924	15	2,316616			
Total	34,81222	16				

Anexo A.3 - Análise comparativa da concentração de Amônia na água residual tratada, entre Estações do Ano (Outono versus Inverno) e entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.3-1 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Amônia (análise comparativa entre Estações do Ano)

SUMARIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
NH4_Out	12	99,4703	8,28919	28,2805
NH4_Inv	9	20,3757	2,26396	0,80554

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	186,703	1	186,703	11,1717	0,00342	4,38075
Dentro de grupos	317,53	19	16,7121			
Total	504,233	20				

Tabela A.3-2 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Amônia (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
TRH_2	9	20,37567	2,263963	0,805536
TRH_1	8	44,62	5,5775	1,552558

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	46,50153	1	46,50153	40,29084	1,31E-05	4,543077
Dentro de grupos	17,3122	15	1,154146			
Total	63,81372	16				

Anexo A.4 - Análise comparativa da concentração de Nitratos na água residual tratada, entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.4-1 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Nitratos (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
TRH_2	9	146,7267	16,30296	27,80263
TRH_1	8	161	20,125	59,29198

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	61,86904	1	61,86904	1,455822	0,246281	4,543077
Dentro de grupos	637,4649	15	42,49766			
Total	699,334	16				

Anexo A.5 - Análise comparativa da concentração de Sólidos Suspensos Totais na água residual tratada, entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.5-1 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Sólidos Suspensos Totais (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
TRH_2	9	438,2	48,68889	380,7067
TRH_1	7	585,8333	83,69048	940,7817

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	4823,875	1	4823,875	7,771183	0,014528	4,60011
Dentro de grupos	8690,344	14	620,7388			
Total	13514,22	15				

Anexo A.6 - Análise comparativa da concentração de CBO₅, na água residual tratada, entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.6-1 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro CBO₅ (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
TRH_2	3	27,3333	9,11111	4,14815
TRH_1	2	26,6667	13,3333	32

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	21,3926	1	21,3926	1,59265	0,29614	10,128
Dentro de grupos	40,2963	3	13,4321			
Total	61,6889	4				

Anexo A.7 - Análise comparativa da contagem de *E-coli*, na água residual tratada, entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.7-1 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro E-coli (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
TRH_2	3	9267,333	3089,111	7436347
TRH_1	2	1342,333	671,1667	887556,1

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	7015746	1	7015746	1,335464	0,331517	10,12796
Dentro de grupos	15760250	3	5253417			
Total	22775996	4				

Anexo A.8 - Análise comparativa da contagem Enterococos intestinais na água residual tratada, entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA)

Tabela A.8-1 - Análise de Variância ANOVA, para o parâmetro Enterococos intestinais (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO					
<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>	
TRH_2	3	7076	2358,667	5330044	
TRH_1	2	1092	546	369800	

ANOVA						
<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	3942913	1	3942913	1,072426	0,37655	10,12796
Dentro de grupos	11029888	3	3676629			
Total	14972801	4				

Anexo A.9 - Análise comparativa entre Estações do Ano (Outono versus Inverno) e entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA), para o pH

Tabela A.9-1 - Análise de Variância ANOVA, para o pH (análise comparativa entre Estações do Ano)

SUMÁRIO

<i>Grupos</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>
PH_Out	14	135,8563	9,704018	0,248818
PH_Inv	9	87,26111	9,695679	0,349154

ANOVA

<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,000381	1	0,000381	0,001327	0,971284	4,324794
Dentro de grupos	6,027868	21	0,287041			
Total	6,028249	22				

Tabela A.9-2 - Análise de Variância ANOVA, para o pH (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMMARY

<i>Groups</i>	<i>Count</i>	<i>Sum</i>	<i>Average</i>	<i>Variance</i>
THR_2	9	87,2611111	9,69567901	0,34915415
THR_1	8	76,6222222	9,57777778	0,26571817

ANOVA

<i>Source of Variation</i>	<i>SS</i>	<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>P-value</i>	<i>F crit</i>
Between Groups	0,05887356	1	0,05887356	0,18978164	0,66930224	4,54307717
Within Groups	4,65326036	15	0,31021736			
Total	4,71213391	16				

Anexo A.10 - Análise comparativa entre Estações do Ano (Outono versus Inverno) e entre os diferentes TRH (± 2 dias versus ± 1 dia), recorrendo à aplicação de testes estatísticos de análise de variância (ANOVA), para a Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

Tabela A.10-1 - Análise de Variância ANOVA, para a Temperatura (análise comparativa entre Estações do Ano)

SUMÁRIO						
Grupos	Contagem	Soma	Média	Variância		
T_Out	14	347,7875	24,84196	9,382058		
T_Inv	9	182,3222	20,25802	6,939129		

ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	115,112	1	115,112	13,62043	0,001358	4,324793743
Dentro de grupos	177,4798	21	8,451418			
Total	292,5918	22				

Tabela A.10-2 - Análise de Variância ANOVA, para a Temperatura (análise comparativa entre diferentes TRH)

SUMÁRIO					
Grupos	Contagem	Soma	Média	Variância	
TRH_2	9	182,3222	20,25802	6,939129	
TRH_1	8	172,6778	21,58472	0,722784	

ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	F crítico
Entre grupos	7,454653	1	7,454653	1,846048	0,194326	4,543077
Dentro de grupos	60,57252	15	4,038168			
Total	68,02718	16				

Anexo A.11 – Matriz de Correlação entre Parâmetros

Tabela A.11-1

Matriz de Correlação	Temp média diária ar (°C)	Temp reactores	pH	Concentração NT (mg/L)	Remoção NT (%)	Concentração PT (mg/L)	Remoção PT (%)	Concentração NH4 (mg/L)	Remoção NH4 (%)	Concentração NO3- (mg/L)	Remoção NO3- (%)	SST (mg/L)	CBO5 (mg/L)	Escherichia coli (E-Coli)	Enterococos Intestinais
Temp média diária ar (°C)	1														
Temp reactores	0,69694679	1													
pH	-0,02503991	0,34378	1												
Concentração NT (mg/L)	0,7444684	0,59792	-0,0623	1											
Remoção NT (%)	-0,22334849	0,29254	0,7654	-0,55289822	1										
Concentração PT (mg/L)	-0,22176667	-0,2572	-0,5066	0,017821533	-0,5823	1									
Remoção PT (%)	0,37748186	0,17304	0,24806	0,339257127	0,29396	-0,93211338	1								
Concentração NH4 (mg/L)	0,64262699	0,59668	-0,2106	0,708561435	-0,3685	-0,03855048	0,17884	1							
Remoção NH4 (%)	-0,47575723	-0,2309	0,08512	-0,77464428	0,34811	0,211135146	-0,2922	-0,52819345	1						
Concentração NO3- (mg/L)	-0,20973194	-0,3837	-0,4611	-0,0549962	-0,5147	0,432862611	-0,554	-0,14783604	0,11395	1					
Remoção NO3- (%)	0,02966645	0,42248	0,58391	0,032265958	0,54229	-0,66720589	0,76128	0,08140864	-0,1354	-0,875123296	1				
SST (mg/L)	-0,10804628	-0,1475	-0,5492	0,831818538	-0,7246	0,623215014	-0,3674	0,52442031	-0,086	0,35151761	-0,21509	1			
CBO5 (mg/L)	-0,40019075	0,42818	-0,0048	0,869104592	-0,0735	-0,29842051	-0,5649	0,86600485	-0,3742	0,536252861	-0,33497	0,28632	1		
Escherichia coli (E-Coli)	0,66855819	-0,7099	-0,5224	-0,36193904	-0,7372	0,902695051	-0,6915	-0,56099765	0,05253	0,393824562	-0,56669	-0,3615	-0,47858	1	
Enterococos Intestinais	0,91520534	-0,9458	-0,8162	-0,21624472	-0,7695	0,950811479	-0,7997	-0,68965468	0,59978	0,04979799	-0,50832	0,17832	-0,43834	0,8093228	1

Anexo A.12 – Reutilização de Águas Residuais Tratadas

Tabela A.12-1 Uso Agrícola - Normas de Qualidade

Classe de Rega	Grau de Qualidade ¹¹	Categoria de Culturas ¹ (de acordo com o REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020)	Possíveis Usos (de acordo com o Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto)	Métodos de Rega (de acordo com o REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020)	Meta tecnológica (de acordo com o REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020)	Nível de Tratamento (de acordo com o Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto)	Tipo de Tratamento adequado ¹²	Normas de Qualidade																		
								CBO ₅ (mg/l O ₂) 4)	CBO ₅ (mg/l O ₂) 5)	SST (mg/l) 4)	SST (mg/l) 5)	Turvação (NTU) 4)	Turvação (NTU) 5)	<i>E. coli</i> (ufc/100 ml) 4)	<i>E. coli</i> (ufc/100 ml) 5)	Salinidade (em função da Condutividade) ¹²	Nematódeos intestinais (N°/L) ⁴	Ovos de parasitas intestinais (N°/L) ⁵	<i>Legionella spp.</i> (ufc/l) 4)	Azoto amoniacal (mgNH ₄ ⁺ /L) ⁵	Azoto total (mgN/L) ⁷	Fósforo total (mgP/L) ⁷				
A	Elevado	Todas as culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível entra em contacto direto com água para reutilização, e culturas de raízes consumidas cruas	Rega sem restrição de acesso (usos urbanos e agrícolas); rega de culturas consumidas em cru em que a parte comestível está em contacto com a água; rega de jardins públicos sem restrição de acesso; rega de jardins privados.	Todos os métodos de rega	Tratamento secundário, filtração e desinfecção	Mais avançado que secundário (desinfecção).	Tratamento secundário com filtração (pode incluir micro, ultra ou nanofiltração, osmose inversa) e desinfecção (inclui a radiação UV, ozonização, processos por membranas, cloração ou outros processos de oxidação avançada)	≤10	≤10	≤10	≤10	≤5	≤5	≤10	≤10	-	-									
B		Culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível é produzida acima do nível do solo e não entra em contacto direto com água para reutilização, culturas alimentares transformadas e culturas não alimentares, incluindo culturas usadas para a alimentação de animais produtores de leite ou carne	Rega com restrição de acesso (usos urbanos e agrícolas); rega de culturas consumidas em cru, que crescem acima do solo, e em que a parte comestível não está em contacto com a água; rega de culturas agrícolas destinadas a processamento e de culturas agrícolas não destinadas ao consumo humano, incluindo culturas destinadas ao consumo animal (produção de leite ou carne), excepto suínos; rega de jardins com restrição de acesso, incluindo áreas de lazer e desportivas (e.g. campos de golfe).	Todos os métodos de rega	Tratamento secundário e desinfecção	Mais avançado que secundário (desinfecção).			≤25		≤35	-	-	≤100	≤100	≤1	-									
C	Médio	Culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível é produzida acima do nível do solo e não entra em contacto direto com água para reutilização, culturas alimentares transformadas e culturas não alimentares, incluindo culturas usadas na alimentação de animais produtores de leite ou carne	Rega com restrição de acesso (usos urbanos e agrícolas); rega de culturas consumidas em cru, que crescem acima do solo, e em que a parte comestível não está em contacto direto com a água; rega de culturas agrícolas destinadas a processamento e de culturas agrícolas não destinadas ao consumo humano, incluindo culturas destinadas ao consumo animal (produção de leite ou carne), excepto suínos.	Rega gota a gota ³ ou outro método de rega que evite o contacto direto com a parte comestível da cultura	Tratamento secundário e desinfecção	Mais avançado que secundário (desinfecção).	Tratamento secundário e desinfecção (inclui a radiação UV, ozonização, processos por membranas, cloração ou outros processos de oxidação avançada)	Em conformidade com a Diretiva 91/271/CEE (Anexo I, quadro 1)			Em conformidade com a Diretiva 91/271/CEE (Anexo I, quadro 1)	≤35	-	-	≤1000	≤1000	≤1	≤1			< 1 000 sempre que exista um risco de aerosolização					
D	Baixo	Culturas industriais, energéticas e para produção de sementes	Rega com restrição de acesso (usos agrícolas); produção de sementes, incluindo sementes para uso industrial ou produção de energia.	Todos os métodos de rega ³	Tratamento secundário e desinfecção	Mais avançado que secundário (desinfecção).			≤25		≤35	-	-	≤10000	≤10000	-	≤1									
E ²		-	Rega com restrição de acesso (usos agrícolas); produção de sementes; rega de áreas de uso naturalmente restrito (e.g. sebes, áreas de contenção (prados em socacos))	-	-	Mais avançado que secundário (desinfecção).	Sistemas de lagunagem (incluindo lagoa de maturação) ou outros sistemas de tratamento que garantam nível de tratamento equivalente ou superior	-	≤40	-	≤60	-	-	-	≤10000	-	-	-								

Legenda:

- 1 - Se o mesmo tipo de cultura regada for abrangido por várias categorias do quadro 1, aplicam-se os requisitos da categoria mais rigorosa
- 2 - A rega gota a gota é um sistema de microrrega capaz de fornecer gotas ou fluxos muito reduzidos de água às plantas, mediante o gotejamento de água no solo ou diretamente sob a sua superfície a um ritmo muito baixo (2-20 litros/hora), a partir de um sistema de tubos de plástico de pequeno diâmetro equipados com bocais designados por gotejadores ou microaspersores
- 3 - No caso dos métodos de rega que imitam a chuva, deve prestar-se especial atenção à proteção da saúde dos trabalhadores ou das pessoas que se encontrem nas proximidades. Para o efeito, devem ser aplicadas medidas preventivas adequadas.
- 4 - De acordo com o REGULAMENTO (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020
- 5 - De acordo com o Decreto-Lei n.º 119/2019 de 21 de agosto
- 6 - Aplicável na rega de culturas agrícolas destinadas ao consumo animal (pastos ou forragens)
- 7 - Parâmetro facultativo. Poderá ser aplicável em alguns projetos de rega para minimização dos riscos de formação de biofilme e obstrução dos sistemas de rega.
- 8 - Só aplicável a sistemas descentralizados ou descentralizados em simbiose

Tabela A.12-2 - Uso Urbano - Normas de Qualidade

Classe de Rega	Grau de Qualidade ⁵	Tipo de Exposição ao Público ⁵	Possíveis Usos	Nível de Tratamento	Tipo de Tratamento adequado ⁵	Normas de Qualidade									
						pH	CBO ₅ (mg/l O ₂)	SST	Turvação (NTU)	Salinidade (em função da Condutividade) ⁶	Azoto amoniacal (mgNH ₄ ⁺ /L)	Azoto total (mgN/L)	Fósforo total(mgP/L)	E.coli (ufc/100 ml)	
A	Elevado		Rega de jardins públicos sem restrição de acesso; rega de jardins privados.	Mais avançado que secundário	Tratamento secundário com filtração (pode incluir micro, ultra ou nanofiltração, osmose inversa) e desinfecção (inclui a radiação UV, ozonização, processos por membranas, cloração ou outros processos de oxidação avançada).	-	≤10	≤10	≤5	Em função da cultura a ser regada, uma vez que depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, método de rega e da textura do solo. O Valor Máximo Recomendado é de 1 dS/m	10	15	5	≤10	
			Usos recreativos, de enquadramento paisagístico			6,0 a 9,0	≤25	-	≤5	-	≤5	-	≤2 ⁴	≤10	
			Água de combate a incêndios			6,0 a 9,0	≤25	-	≤5	-	-	-	-	≤10	
			Autoclismos			-	6,0 a 9,0	≤25	-	≤5	-	≤10	-	-	≤10
			Lavagens de veículos ^{2,3}			-	6,0 a 9,0	-	-	≤5	-	-	-	-	≤10
B			Rega de jardins com restrição de acesso, incluindo áreas de lazer e desportivas (e.g. campos de golfe).	Mais avançado que secundário	Tratamento secundário e desinfecção	-	≤25	≤35	-	Em função da cultura a ser regada, uma vez que depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, método de rega e da textura do solo. O Valor Máximo Recomendado é de 1 dS/m	10	15	5	≤100	
			Águas de arrefecimento			6,5 a 8,5 ¹	≤25	≤35	-	-	≤5 ≤1 (na presença de cobre)	-	-	-	≤200
			Lavagens de ruas ²	Mais avançado que secundário	-	6,0 a 9,0	≤25	-	-	-	-	-	-	-	
			Suporte de ecossistemas	Mais avançado que secundário	Tratamento secundário e eventual desinfecção (inclui a radiação UV, ozonização, processos por membranas, cloração ou outros processos de oxidação avançada) e ou remoção de N e P	A determinar caso -a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte	A determinar caso -a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte	A determinar caso -a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte	A determinar caso -a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte	-	A determinar caso -a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte	A determinar caso -a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte	-		

Legenda:

- (1) Pode ocorrer crescimento microbiano a valores superiores ou inferiores a esta gama de pH.
- (2) 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.
- (3) 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.
- (4) Quando utilizado em locais sujeitos à ocorrência de eutrofização (e.g., lagos urbanos, fontes).
- (5) Fonte: GUIA PARA A REUTILIZAÇÃO DE ÁGUA PARA USOS NÃO POTÁVEIS, APA, outubro de 2019.
- (6) - De acordo com o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto (Anexo XIV)

Tabela A.12-3 – Uso Industrial – Normas de Qualidade

<u>Classe de Qualidade</u>	Normas 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