



Qualidade da água de lagos urbanos e proposta de técnicas de remediação

Andreia Alexandra Oliveira Rodrigues

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia do Ambiente

Orientadora: Prof.^ª Ana Fonseca Galvão

Júri:

Presidente: Prof.^ª Helena Maria Rodrigues Vasconcelos Pinheiro

Orientadora: Prof.^ª Ana Fonseca Galvão

Vogal: Dr.^ª Maria Cristina Sousa Coutinho de Calheiros e Menezes de Noronha
Madureira (CIIMAR)

Maio 2021

Agradecimentos

Quero deixar o meu agradecimento à Câmara Municipal de Lisboa, pela cedência do histórico de análises dos lagos e de informação adicional acerca das ilhas flutuantes.

Resumo

Este estudo tem como objetivo a avaliação da qualidade da água de seis lagos urbanos da cidade de Lisboa, determinar os fatores que influenciam a sua qualidade e propor medidas de remediação para os mesmos, sendo que três dos lagos tinham já ilhas flutuantes com vegetação instaladas antes do início do estudo. Foi recolhida água dos lagos em seis campanhas entre Julho e Dezembro de 2020 tendo sido monitorizadas a temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigénio dissolvido, carência química de oxigénio (CQO) e sólidos suspensos totais (SST). Foram também analisadas análises químicas da água dos lagos cedidas pela Câmara Municipal de Lisboa (CML) para uma melhor caracterização destas águas.

Todos os lagos em estudo apresentavam contaminação com nutrientes, proliferação de algas, pH acima de 7,5 podendo ultrapassar os 9 em alguns lagos. A concentração de CQO variou entre 5 mg/l e 136 mg/l, tendo-se registado a presença de sólidos suspensos que tornam as águas turvas.

Os principais fatores que contribuem para a degradação da qualidade da água destes lagos foram identificadas sendo: excesso de nutrientes, origem da água, aves aquáticas, detritos vegetais que caem nos lagos e contaminação com águas residuais.

As ilhas flutuantes com vegetação já instaladas em alguns dos lagos deverão permitir melhorar a qualidade da água dos lagos, mas medidas adicionais como remoção de sedimentos do fundo e de folhas que caem no Outono poderão ser necessárias.

Palavras-chave: lagos urbanos, qualidade da água, eutrofização, nutrientes, ilhas flutuantes com vegetação.

Abstract

The objective of this study is to assess the quality of the water of six urban ponds in the city of Lisbon, Portugal, to determine the factors that influence it and provide remediation measures for them. Three of the ponds had floating treatment wetlands installed before the start of the study. Water was collected from the ponds six times between July and December 2020 and temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen were measured, and chemical oxygen demand (COD) and total suspended solids were determined in the laboratory. Chemical analyses of the water were provided by the Lisbon Municipality and were taken into account for a better characterization of these waters.

All the ponds in the study show contamination with nutrients, algal blooms, pH above 7.5, sometimes exceeding 9 in some lakes, COD varying between 5 mg/l and 136 mg/l and suspended solids that turn the waters turbid.

The main factors that contribute to the poor quality of the water were identified, and are the following: excess nutrients, origin of water, waterbirds, vegetative debris that fall in the ponds and contamination with sewage.

The floating treatment wetlands that have already been installed in some of the lakes should help improve the water quality, but additional measures such as removal of bottom sediments and leaves in the fall, may be necessary.

Keywords: urban ponds, water quality, eutrophication, nutrients, floating treatment wetlands.

Índice

Índice de figuras	<i>xi</i>
Índice de tabelas	<i>xiii</i>
Índice de tabelas de anexos	<i>xiii</i>
1 Introdução	1
1.1 Enquadramento e motivação	1
1.2 Objetivo	2
1.3 Estrutura da dissertação	2
2 Revisão da literatura	3
2.1 Principais características de lagos urbanos	3
2.2 Qualidade da água	5
2.2.1 Aspetos introdutórios	5
2.2.2 Características do ambiente envolvente	6
2.2.3 Excesso de nutrientes e eutrofização	7
2.2.4 Algas e outros organismos aquáticos (cianobactérias)	11
2.2.5 Outros contaminantes	13
2.2.6 Alterações Climáticas	14
2.3 Técnicas de controlo da qualidade da água em lagos	16
2.3.1 Aspetos gerais	16
2.3.2 Remoção de sedimentos do fundo (dragagem)	17
2.3.3 Inativação do fósforo	18
2.3.4 Fitorremediação	19
2.3.5 Ilhas flutuantes com vegetação	20
2.3.6 Biomanipulação	25
3 Metodologia	27
3.1 Considerações gerais	27
3.2 Caracterização dos lagos da cidade de Lisboa	27
3.2.1 Quinta das Conchas	29
3.2.2 Parque Oeste	30
3.2.3 Doca da Caldeirinha	31
3.2.4 Jardim da Estrela	32
3.2.5 Estufa Fria	32
3.2.6 Historial de tratamentos / medidas de remediação	33
3.3 Amostragem	36
3.4 Determinação de sólidos suspensos totais	36
3.5 Determinação da Carência Química de Oxigénio	37
4 Resultados e Discussão	39
4.1 pH	39
4.2 Oxigénio Dissolvido	40
4.3 Condutividade Elétrica	41

4.4	Sólidos Suspensos Totais	42
4.5	Carência Química de Oxigênio	44
4.6	Análises cedidas pela CML.....	45
4.7	Medidas de remediação passadas e correntes.....	50
4.7.1	Trabalhos de limpeza na Doca da Caldeirinha	50
4.7.2	Ilhas flutuantes com vegetação	51
4.8	Ambiente envolvente.....	54
4.9	Limitações encontradas.....	56
5	<i>Conclusões e Recomendações</i>	59
6	<i>Referências Bibliográficas</i>	61
7	<i>Anexos.....</i>	75

Índice de figuras

Figura 1 – Principais interações entre disponibilidade de nutrientes e organismos aquáticos. A natureza das interações, negativa ou positiva, está destacada.	9
Figura 2 – Diferentes tipos de plataformas flutuantes. Topo do lado esquerdo: Plataforma flutuante composta por tubos de PVC, rede de plástico e fibra de coco (C. Y. Wang et al. 2015). Topo do lado direito: Plataforma flutuante com recipientes de plástico rígidos presos a garrafas de plástico vazias (Olguín et al. 2017). Em baixo do lado esquerdo: Plataforma flutuante em cortiça (Bluemater n.d.). Em baixo do lado direito: Plataforma flutuante em plástico com espuma e tubos de PVC no interior (Winston et al. 2013).....	21
Figura 3 - Esquema de uma plataforma flutuante com zona para bivalves e portadores de biofilme (adaptado de Li et al. (2010)).	21
Figura 4 - Posição relativa dos cinco parques com os lagos em estudo.	27
Figura 5 - Mapa do Jardim da Quinta das Conchas, onde é possível observar o lago e o sistema de canais assim como o ponto de amostragem a vermelho.....	29
Figura 6 – Quinta das Conchas. À esquerda o lago, à direita o sistema de canais.	29
Figura 7 - Os 6 lagos do Parque Oeste. In (“Parque Oeste - Google Maps,” n.d.).....	30
Figura 8 - Aves no lago 5 do Parque Oeste.....	31
Figura 9 - Mapa da zona envolvente da Doca da Caldeirinha, com o ponto de amostragem representado a vermelho.	31
Figura 10 - Mapa do Jardim da Estrela com o ponto de amostragem assinalado a vermelho.	32
Figura 11 - Mapa da zona envolvente ao lago da Estufa Fria com o ponto de amostragem assinalado a vermelho.	33
Figura 12 - Trabalhos de limpeza e desassoreamento na Doca da Caldeirinha (“Operação de Limpeza Da Doca Da Caldeirinha, Ribeira Das Naus - MUNICÍPIO de LISBOA” n.d.).	33
Figura 13 – Ilhas flutuantes em cortiça. À esquerda esquema da plataforma em cortiça e à direita plataforma com as plantas instaladas onde se pode observar os encaixes com os conectores em cortiça. Imagens: (Bluemater n.d.).....	34
Figura 14 - Ilhas flutuantes instaladas no lago do Jardim da Estrela com a escultura do cão (14/11/2020, um ano após a instalação).....	35
Figura 15 – Ilhas flutuantes instaladas na Doca da Caldeirinha (19/12/2020, 9 meses após a instalação).....	35
Figura 16 - pH para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.	39
Figura 17 - Oxigénio dissolvido para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.	40
Figura 18 - Condutividade Elétrica para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.	41
Figura 19 - Sólidos suspensos totais obtidos para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.....	42
Figura 20 – Precipitação diária e cumulativa. A precipitação diária entre Julho e Dezembro de 2020. A precipitação cumulativa corresponde à soma de precipitações diárias da semana anterior a cada campanha. As 6 campanhas estão representadas pelas setas laranja. Dados obtidos para a estação Gago Coutinho, Lisboa (“IPMA - Monitorização Diária” n.d.).....	43

Figura 21 - Lago 5 Parque Oeste. À esquerda no dia 12/12/20, e à direita no dia 19/12/2020 (após o período de chuva mais intenso).	43
Figura 22 - Carência Química de Oxigénio para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.	44
Figura 23 - Lago 3 Parque Oeste no dia 10/10/2020.....	46
Figura 24 - Variação do fósforo total na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020.	48
Figura 25 – Variação do CBO na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020.....	48
Figura 26 – Variação do azoto amoniacal na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020. .	49
Figura 27 – Variação do azoto kjeldhal na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020.	49
Figura 28 - Algas à superfície do lago na Doca da Caldeirinha (Fevereiro de 2020).....	51
Figura 29 - Ilhas flutuantes nos lagos do Jardim da Estrela (em cima) e Estufa Fria (em baixo) em dois dias diferentes, 22/07/20 à esquerda e 19/12/20 à direita.....	52
Figura 30 - Ilhas flutuantes na Doca da Caldeirinha. Em cima a 22/07/20 e em baixo a 19/12/20.	52
Figura 31 - Ilhas flutuantes no lago da Estufa Fria, à esquerda no dia 26/09/20 e à direita no dia 12/12/20. É possível observar que a ilha redonda central na imagem da esquerda não existe na imagem da direita e a fileira que acompanhava a margem do lago na imagem da esquerda deslocou-se aproximando-se mais da margem na imagem da direita.	53
Figura 32 - Ilhas soltas no lago da Estufa Fria com plantas a flutuar à superfície fora dos nichos.	54

Índice de tabelas

Tabela 1 - Principais características dos lagos da cidade de Lisboa: área superficial, volume, profundidade média, ano de construção, origem da água e presença de ilhas flutuantes.	28
Tabela 2 – Valores Máximos Admissíveis para a qualidade de águas superficiais de acordo com o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XXI.	36
Tabela 3 – Resultados dos parâmetros analisados para o lago da Quinta das Conchas e lagos 3 e 5 do Parque Oeste. ¹ Amostra única.	45
Tabela 4 – Resultados dos parâmetros analisados para os lagos da Doca da Caldeirinha, Jardim da Estrela e Estufa Fria.	46

Índice de tabelas de anexos

Tabela A 1 - Objetivos Ambientais de qualidade mínima para águas superficiais segundo o Decreto-Lei no 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XXI.	75
Tabela A 2 – Análises cedidas pela CML para o lago da Quinta das Conchas.	76
Tabela A 3 - Análises cedidas pela CML para o lago do Jardim da Estrela.	76
Tabela A 4 - Análises cedidas pela CML para os lagos do Parque Oeste.	77
Tabela A 5 - Análises cedidas pela CML para a Doca da Caldeirinha (parte 1).	78
Tabela A 6 - Análises cedidas pela CML para a Doca da Caldeirinha (parte 2).	79
Tabela A 7 - Análises cedidas pela CML para a Estufa Fria.	80

1 Introdução

1.1 Enquadramento e motivação

Globalmente, a percentagem de pessoas a viver em áreas urbanas é superior a áreas rurais, com 54 por cento da população mundial a residir em áreas urbanas em 2014, projetando-se que em 2050 68% da população mundial viva em cidades (United Nations 2018).

Os lagos são uma das características paisagísticas que contribuem significativamente para aumentar a qualidade de vida nos centros urbanos, por aumentarem a amenidade, proporcionarem atividades lúdicas e educativas, e ainda contribuírem para mitigar o clima urbano (Martínez-Arroyo and Jáuregui 2000; Persson 2012). Além de valores culturais e recreativos, em áreas urbanas, os lagos contribuem para a biodiversidade, fornecem benefícios sociais e permitem a drenagem da água da chuva (Bolund and Hunhammar 1999; Robitu et al. 2006; Gledhill and James 2012).

No entanto, são elementos de paisagem extremamente vulneráveis, sensíveis às pressões antropogénicas uma vez que a sua bacia hidrográfica faz parte do tecido urbano e, portanto, tendem a enfatizar os problemas ambientais que afetam as áreas metropolitanas, ao recolher e acumular grandes quantidades de nutrientes e poluentes, incluindo contaminantes microbiológicos (Bennion and Smith 2000; Sharip and Mohamad 2019). A contaminação fecal e a proliferação de cianobactérias tóxicas podem deteriorar o valor ecológico destes ambientes e transformá-los num potencial risco para a saúde humana (World Health Organization 2003).

Corpos de água urbanos têm uma morfologia diferente dos de paisagens não urbanas, sendo uma das principais características tamanhos mais pequenos, sendo que lagos de menores dimensões (<0,5 ha) são os mais afetados pela urbanização (Steele and Heffernan 2014). Apesar disso, não existe legislação em vigor que determine os parâmetros que corpos de água mais pequenos têm de seguir. Por exemplo, a Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000), principal instrumento da Política da União Europeia relativa à água, que estabelece um quadro de ação comunitária para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas (“Directiva Quadro Da Água” n.d.), não inclui ambientes lênticos com uma área inferior a 50 ha. Desta forma, lagos pequenos são muitas vezes negligenciados e raramente são recuperados, ou quando o são a sua evolução é pouco documentada.

As etapas mais importantes para combater a eutrofização em lagos urbanos são dependentes do desenvolvimento da bacia hidrográfica onde os lagos estão inseridos e são na sua maioria medidas que apostam na prevenção da entrada de contaminantes na água através da gestão da bacia hidrográfica (Le et al. 2010). Além disso, soluções in

situ também são possíveis e a tendência atual é para métodos mais naturais, tais como, biomanipulação, macrófitas ou ilhas flutuantes com vegetação, uma vez que permitem uma remediação mais eficaz a longo prazo com relativamente baixa manutenção, respeitando a ecologia do local (Chen et al. 2020; Colares et al. 2020; Olguín et al. 2017). No entanto, nem sempre é possível atingir-se estados de águas límpidas recorrendo apenas a soluções de base natural, e inativação de fósforo ou remoção de sedimentos são ainda utilizadas (K. J. Wagner 2017b; Jing et al. 2019).

1.2 Objetivo

O objetivo desta dissertação é a avaliação da qualidade da água de seis lagos da cidade de Lisboa e proposta de técnicas de remediação adequadas aos mesmos. Para tal, foram medidos vários parâmetros das águas ao longo de 6 campanhas de amostragem (temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigénio dissolvido, sólidos suspensos totais e carências química de oxigénio), e recorreu-se a análises realizadas pela Câmara Municipal de Lisboa (CML) para dados adicionais sobre a água destes lagos (concentrações de nutrientes, sulfatos e cloretos, entre outros). Três dos seis lagos tinham já instaladas antes do início da dissertação ilhas flutuantes com vegetação.

Deste modo, identificaram-se as principais pressões a que os lagos estão sujeitos, assim como possíveis fontes de contaminantes e de que forma a atual técnica de remediação implementada poderá contribuir para a melhoria da qualidade da água dos lagos.

1.3 Estrutura da dissertação

A presente dissertação encontra-se dividida em 5 capítulos, sendo que no presente capítulo é feito o enquadramento do tema, definição dos objetivos e âmbito da tese.

No segundo capítulo, Revisão Bibliográfica, é apresentado o estado da arte sobre a temática em estudo, estando dividido em 3 subcapítulos: principais características de lagos urbanos, qualidade da água e técnicas de remediação.

Segue-se o terceiro capítulo, Métodos, onde se faz uma breve descrição da área de estudo, amostragem e análise.

O quarto capítulo, Resultados e Discussão, contém a descrição e análise dos resultados.

Finalmente no último capítulo, Conclusões e Recomendações, são realçados os aspetos mais importantes a considerar, assim como recomendações e limitações do presente trabalho.

2 Revisão da literatura

2.1 Principais características de lagos urbanos

Por forma a avaliar os fatores que têm impacto na qualidade da água de lagos urbanos, é importante perceber de que forma o ambiente em que estão inseridos interage com os mesmos, conferindo-lhes características específicas que tornam os lagos urbanos diferentes de lagos em regiões menos urbanizadas.

Como o ambiente urbano é adaptado às necessidades humanas, as áreas urbanas compartilham muitas características em comum, independentemente da proximidade geográfica (Werner 2011) e são influenciadas pela mesma rede de processos. De forma direta, as áreas circundantes de lagos urbanos têm uma grande influência no lago, devido à proximidade a grandes aglomerados de pessoas e atividades. Como tal, são alvos de pressões diferentes, comparativamente a lagos nouro tipo de paisagens. O impacto do desenvolvimento da bacia hidrográfica onde se inserem é tão generalizado que alguns autores como Schueler e Simpson (2001) defendem que os lagos urbanos devem ser tratados como um grupo distinto.

Num estudo americano que analisou mais de um milhão de corpos de água em 100 cidades dos Estados Unidos (Steele and Heffernan 2014), foram comparados os tamanhos, conectividade (como interseção com linhas de fluxo de superfície), e forma (medida pelo fator de desenvolvimento da linha costeira) de corpos de água em diferentes tipos de uso de solo. Esta análise concluiu que corpos de água urbanos têm uma morfologia diferente dos de paisagens não desenvolvidas: têm tamanhos mais moderados, formas menos tortuosas e o número de corpos de água que cruzam linhas de fluxo de superfície (ou seja, ribeiras e rios) é menor em zonas urbanas. As diferenças nas distribuições de tamanho sugerem que os lagos de menores dimensões (<0,5 ha) são os mais afetados pela urbanização.

Geralmente, lagos urbanos sofrem de algum tipo de intervenção humana. Por um lado, um lago natural existente pode ter sofrido redução do seu tamanho devido ao desenvolvimento urbano, ou pode ter sido aumentado devido à necessidade de água para consumo ou por motivos recreativos. Lagos urbanos podem também ser totalmente artificiais, ou seja, terem sido construídos, geralmente em parques para propósitos recreativos. Isto é o que acontece atualmente na grande maioria dos países desenvolvidos, sendo que apenas uma pequena proporção dos lagos tem uma origem natural, como é o caso da Suíça, por exemplo, onde 80% dos lagos são artificiais (Oertli 2018).

Por outro lado, ao estarem inseridos em regiões urbanas, a bacia hidrográfica em parte contém cobertura impermeável, o que terá um impacto na escorrência superficial,

carga de nutrientes que chegam ao lago, possível presença de metais pesados, pesticidas, bactérias e outros poluentes (Long et al. 2003; Paul and Meyer 2001).

As áreas urbanas são também afetadas pelo fenómeno “Ilha de calor urbana” (do inglês *Urban heat island*) em que estas zonas são significativamente mais quentes do que as áreas não urbanas circundantes. A grande quantidade de calor gerado pelas estruturas urbanas, visto que consomem e refletem as radiações solares, e as fontes de calor antropogénicas são as principais causas das ilhas de calor urbano (Memon, Leung, and Chunho 2008). Este fenómeno afeta diretamente os lagos urbanos uma vez que a temperatura dos mesmos é dependente da temperatura do ar.

Os lagos urbanos têm usos humanos diretos, podendo ser: fins recreativos, fornecimento de água para consumo, controlo de cheias, controlo de poluição, etc. Como tal, ainda que o lago possa ter origem natural, raramente este se encontra nas condições originais de formação.

São pequenos, pouco profundos e relativamente recentes/jovens. O seu tamanho é geralmente pequeno, com cerca de 25 Km² ou menos, não excedendo 6 metros de profundidade (Schueler and Simpson 2001). Os lagos rasos exibem várias características que os diferenciam dos sistemas mais profundos. São caracterizados por uma alta variabilidade de parâmetros físicos e químicos (Steele and Heffernan 2014; Hanson et al. 2007; Kelly et al. 2001; Goodman, Baker, and Wurtsbaugh 2011), uma falta de estratificação térmica estável de longo prazo, mistura e arejamento frequentes de toda a coluna de água, e ressuspensão de sedimentos que leva a um aumento substancial de nutrientes na água (Petaloti et al. 2004). O tamanho pequeno também está correlacionado com pouca profundidade, o que pode tender a permitir melhores condições de luz para a vegetação, e trocas entre os sistemas bentónico e pelágico mais intensivas (Tessier and Woodruff 2002).

Como a maioria dos lagos urbanos são pequenos, pouco profundos e estagnados, o efeito de distúrbios antropogénicos pode ser grande (Brönmark and Hansson 2002a). Quanto mais expostos a impactos ambientais, os lagos com volumes mais baixos são altamente vulneráveis à degradação causada pela poluição das águas superficiais derivada das áreas envolventes, ao excesso de peixes ou a um grande número de aves aquáticas, uma vez que a possibilidade de diluição é muito baixa (Biggs et al. 2005). Os ecossistemas aquáticos pequenos e pouco profundos têm portanto, uma resiliência menor comparativamente aos grandes e profundos. Assim, os lagos urbanos são mais suscetíveis à poluição da água e aos processos de eutrofização.

Finalmente, é importante destacar o valor na conservação da biodiversidade. Ainda que possam conter uma riqueza de espécies inferior a lagos não urbanos, muitas vezes são os únicos locais em zonas urbanas onde podem ser encontradas certas espécies, existindo comumente espécies exóticas (incluindo plantas, peixes e patos) (Oertli and Parris 2019). Existem, no entanto, várias exceções e a riqueza de espécies em lagos

urbanos verificou-se ser superior para alguns grupos taxonômicos em diversas regiões. Especificamente, pequenas espécies de cladocera (pulgas-de-água) dominavam em lagos mais urbanizados, enquanto que espécies maiores prevaleciam em sistemas menos urbanizados (Gianuca et al. 2018).

2.2 Qualidade da água

2.2.1 Aspectos introdutórios

A qualidade da água em lagos, rios e ribeiras pode variar dependendo da morfologia geológica, vegetação e uso do solo (modificação por atividades humanas como agricultura, industrialização e urbanização) na bacia hidrográfica. Indústrias, agricultura e espaços urbanos produzem nutrientes (águas residuais e fertilizantes) e substâncias tóxicas, tais como poluentes orgânicos e inorgânicos, e outros químicos incluindo metais pesados. A poluição da água ocorre quando resíduos e outras substâncias mudam as características físicas, térmicas, químicas ou biológicas da água, afetando de forma adversa espécies que nela se encontram e reduzindo os usos benéficos da mesma (Water and Rivers Commission of Western Australia 1997).

Frequentemente, a má qualidade da água é o resultado dos efeitos combinados de uma variedade de atividades na bacia. Alguma poluição vem de fontes que podem ser localizadas, por exemplo, uma fábrica ou agricultura intensiva que descarregam resíduos no lago ou rio, constituindo fontes pontuais de poluição. No entanto, muitos dos poluentes que entram nos corpos de água vêm de uma área ampla, por exemplo, fertilizantes usados na agricultura ou em parques e jardins. Estas fontes não pontuais ou fontes difusas, são mais difíceis de gerir.

Nos seguintes subcapítulos serão abordados os principais fatores que influenciam a qualidade da água na maioria dos lagos urbanos, ainda que nem sempre todos estejam presentes.

As características do ambiente envolvente são o ponto de partida nesta análise, uma vez que áreas urbanas têm características em comum que irão ditar as pressões sobre lagos neste tipo de paisagens (Werner 2011). Segue-se as principais fontes de nutrientes em lagos urbanos e de que forma contribuem para a eutrofização, abrindo assim caminho para as algas e outros organismos aquáticos e a forma como estes impactam a qualidade da água de lagos urbanos. De seguida apresenta-se um pequeno resumo de outros tipos de contaminantes presentes em bacias hidrográficas urbanas, tais como, metais pesados, pesticidas, óleos e agentes patogénicos. Finalmente, aborda-se de que forma as alterações climáticas poderão afetar lagos ao intensificarem alguns dos fatores anteriores.

2.2.2 Características do ambiente envolvente

O ambiente envolvente do lago vai ter uma grande influência no tipo de sedimentos e exposição solar do mesmo, assim como, o tipo de escorrências superficiais que poderão chegar ao lago.

A vegetação ao longo das margens tem uma influência direta na integridade ecológica de um lago uma vez que fornece sombra, detritos, proteção contra a erosão e habitat para diferentes espécies. O desenvolvimento da linha costeira frequentemente limpa a vegetação até à linha de água, substitui a vegetação natural por relva e estabiliza artificialmente a linha costeira. Desta forma, linhas costeiras muito desenvolvidas contribuem significativamente para processos de eutrofização e um planeamento ecológico destas zonas é considerado um dos fatores mais importantes na gestão destes espaços (Flores 2008). A conservação de áreas naturais dentro da bacia hidrográfica e ao redor dos corpos de água é particularmente útil para melhorar a qualidade da água. Essas áreas são genericamente chamadas de “zonas tampão”. Quando mantidas, protegem a integridade das margens, fornecem habitat para a vida selvagem e peixes, reduzem a probabilidade de erosão e ajudam a reduzir as cargas de escoamento (Cappiella and Schueler 2001). Além disso, as zonas tampão naturais apoiam os valores estéticos e recreativos dos lagos urbanos, protegem a integridade ecológica desses ambientes e atuam para desacelerar e espalhar o escoamento superficial, promovendo a infiltração no solo (Flores 2008).

As árvores são geralmente consideradas indesejáveis ao redor de lagos e são muitas vezes cortadas. Contribuem com detritos como folhas que podem aumentar a turbidez dos lagos assim como a concentração de nutrientes, e sombra que pode influenciar o tipo e número de vegetação ou algas existente nos lagos (Biggs et al. 2005). Em alguns tipos de lagos pequenos, valores baixos de clorofila podem estar relacionados com a disponibilidade reduzida de luz devido ao sombreamento das árvores (Oertli 2018; Palik et al. 2001).

A remoção de árvores ao redor de lagos deve diminuir a entrada de matéria orgânica particulada grossa, semelhante aos efeitos da remoção da floresta adjacente a pequenos riachos (Brosfokske et al. 1997), além de que aumenta a disponibilidade da luz devido à redução da cobertura da copa das árvores, o que por sua vez resulta no aumento da temperatura da água e do ar (Palik et al. 2001).

O fluxo superficial acontece quando a chuva ocorre mais rapidamente do que a infiltração do solo ou quando os solos estão completamente saturados (Horton 1933). Áreas de cobertura superficial impermeável (característica de zonas urbanas) alteram a hidrologia e geomorfologia dos sistemas de drenagem, enquanto as descargas municipais e industriais aumentam as cargas de nutrientes, metais pesados, pesticidas e outros contaminantes nos cursos de água receptores (Paul and Meyer 2001; Shuster et al. 2005; Davis, Shokouhian, and Ni 2001; Clark et al. 2007). Como tal, é de esperar que

lagos urbanos recebam maiores quantidades de escoências superficiais contaminadas do que lagos nouro tipo de paisagens.

Os lagos urbanos costumam estar rodeados por prédios, árvores e arbustos que oferecem proteção contra o vento. Baixas velocidades do vento favorecem a estratificação (Condie and Webster 2001), que por sua vez tornam estes lagos mais suscetíveis à proliferação de algas.

2.2.3 Excesso de nutrientes e eutrofização

Devido ao seu pequeno tamanho, os lagos urbanos tendem a ter, naturalmente, concentrações de nutrientes na água e sedimentos do fundo mais altas do que lagos maiores, o que torna os lagos urbanos eutróficos na maioria dos casos.

O processo de eutrofização consiste num enriquecimento de nutrientes em excesso na água, essencialmente compostos de azoto e de fósforo, provenientes da bacia de drenagem respetiva (Pereira and Rodrigues 2005).

As concentrações crescentes de azoto e fósforo provocam graves problemas ambientais nas águas superficiais, que não só levam à eutrofização, mas também perturbam a biodiversidade dos organismos. A ocorrência generalizada de eutrofização da água resulta em perda de integridade ecológica, diminuição da biodiversidade aquática, desaparecimento da vegetação submersa e potencial produção de toxinas, entre outros (Guo et al. 2014).

No contexto urbano estas concentrações excessivas de nutrientes têm diferentes origens, sendo parcialmente atribuídas ao uso de solo, escoamento de locais de construção (Daniel et al. 1980), edifícios e superfícies pavimentadas impermeáveis (Jianwei, Bao-qing, and Cheng-qing 2007), o uso de fertilizantes em parques, resíduos de animais (como aves e cães, por exemplo) ou plantas (folhas de árvores, por exemplo).

Algumas atividades humanas também podem contribuir para a eutrofização através do escoamento de áreas recreacionais (por exemplo, campos de golfe) (Kunimatsu, Sudo, and Kawachi 1999), alimentação de patos e outros tipos de animais selvagens urbanos (G. Waajen et al. 2016; Turner and Ruhl 2007; Scherer et al. 1995).

As áreas residenciais na paisagem urbana têm também um forte contributo para a carga de nutrientes de águas urbanas, não só pelos fluxos de águas residuais (tanto tratadas (Rast, Lee, and ASCE 1983) como não tratadas (Erik Jeppesen et al. 1998; Bhat et al. 2009), mas também por fontes menos óbvias como escoamento de jardins (Toor et al. 2017).

Além das altas cargas de nutrientes é importante notar que a proporção de azoto e fósforo nas fontes de nutrientes pode ser marcadamente diferente em sistemas urbanos, dependendo da configuração da paisagem (Teurlincx et al. 2019).

Um estudo sobre a qualidade da água de lagos em Londres em Hyde Park e Kensington Gardens, (Stoianov, Chapra, and Maksimovic 2000), concluiu que a contribuição de fertilizantes para a carga de nutrientes nos lagos era insignificante, sendo que as duas fontes de nutrientes mais importantes seriam a fonte da água que abastecia os lagos e os excrementos de aves selvagens. Além dessas, folhas das árvores, contribuição do homem (pão para alimentar os patos e lixo), fezes de cão foram também apontadas como potenciais fontes externas de nutrientes para os lagos. As altas concentrações de nutrientes assim como o tempo de residência foram atribuídos como sendo os principais fatores que contribuem para o crescimento denso de algas.

Por outro lado, Vincent e Kirkwood (2014) referem ainda que lagos urbanos não têm necessariamente concentrações de nutrientes mais altas do que lagos noutros ambientes, podendo até ser pobres em nutrientes quando comparados a lagos em regiões agrícolas, por exemplo. Mas em alguns casos lagos maiores estão rodeados por diferentes usos de solo e, como tal, no mesmo lago podem existir diferentes descargas e escoamentos superficiais de áreas urbanas, agrícolas e industriais (E. Zhang et al. 2010; Łopata et al. 2016).

Em contraste com as fontes de nutrientes de terras agrícolas, que são amplamente compostas por azoto e fósforo, as fontes de nutrientes urbanas também podem conter grandes quantidades de carbono que é diretamente depositado em lagos e rios (por exemplo, fezes e águas residuais) (Ward et al. 2017). Essas altas cargas orgânicas são decompostas por processos microbianos, consumindo oxigênio na coluna de água e levando a períodos de intensas condições de hipóxia, que por sua vez podem causar a morte de peixes e odores desagradáveis da água (Mallin et al. 2006).

A dinâmica de nutrientes e estrutura biológica de lagos pouco profundos não estratificados difere da de lagos profundos e estratificados. Por exemplo, o retorno de nutrientes perdidos por sedimentação é mais rápido e a potencial importância dos peixes e macrófitas submersas como reguladores da cadeia alimentar é maior conforme ilustrado na Figura 1.

Por um lado, a presença de peixes que se alimentam do zooplâncton, levam à redução do número de grandes cladóceros que se alimentam do fitoplâncton. Além disso, algumas espécies de peixes omnívoros perturbam os sedimentos aumentando a turbidez da água e interferindo com o ciclo interno de nutrientes. Peixes carnívoros (que se alimentam de outros peixes) têm o efeito oposto, uma vez que contribuem para a redução do número de peixes que se alimentam de zooplâncton. As plantas macrófitas também têm um papel importante no controlo de fitoplâncton e ciclo de nutrientes uma vez que competem com o fitoplâncton pelos nutrientes presentes na água, como tal a sua ausência confere uma vantagem ao fitoplâncton (Erik Jeppesen et al. 2012). Estes fatores levam ao aumento do fitoplâncton, e a sua presença na água aumenta a turbidez da mesma, diminuindo a penetração solar e tornando mais difícil o estabelecimento de plantas macrófitas.

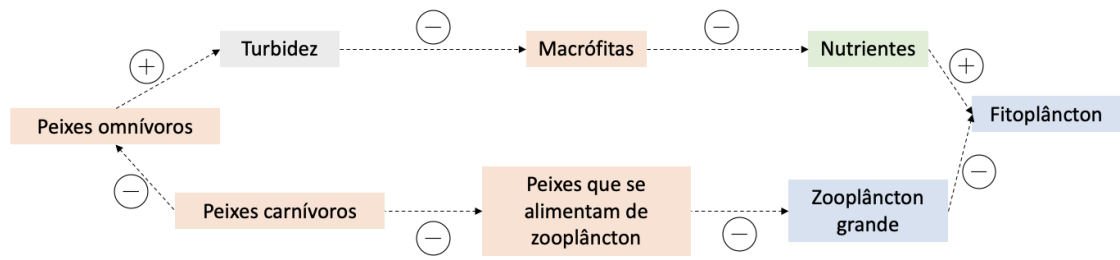


Figura 1 – Principais interações entre disponibilidade de nutrientes e organismos aquáticos. A natureza das interações, negativa ou positiva, está destacada.

A disponibilidade de nutrientes pode limitar de forma direta e indireta a atividade metabólica de microrganismos heterotróficos. Por exemplo, há registro de efeitos positivos diretos de azoto e de fósforo no crescimento bacteriano e, conseqüentemente, a biomassa bacteriana total está fortemente correlacionada com as concentrações de fósforo total em ecossistemas marinhos e de água doce (Farjalla et al. 2002).

A quantidade excessiva de nutrientes (especialmente fósforo) tem sido também apontada como uma das causas do crescimento excessivo de algas em lagos pouco profundos (Stoianov, Chapra, and Maksimovic 2000; Lijklema 1994). Este crescimento acelerado de algas e plantas superiores, irá afetar a composição e abundância das espécies de organismos vivos presentes; provocar declínios nos níveis de oxigênio e uma degradação geral da qualidade da água, além de impactar o valor estético do lago.

Num lago urbano americano (K. J. Wagner 2017a) com concentrações médias de fósforo total iguais a 0,128 mg/l verificava-se a formação de blooms de algas, e apenas quando as concentrações desciam abaixo de 0,02 mg/l a água se mantinha límpida e livre de algas. Um fator importante além da concentração de fósforo é o quociente TN:TP, sendo que, quocientes baixos favorecem a proliferação de cianobactérias.

No seguimento da Diretiva Quadro da Água, Søndergaard et al. (2005) propõe a criação de categorias para diferentes indicadores, e para o fósforo total para lagos de profundidade inferior a 3 metros, sugere as seguintes concentrações de fósforo e patamares de qualidade da água:

- Alta: <0,025 mg P/L
- Boa: <0,050 mg P/l
- Moderada: <0,100 mg P/l
- Baixa: <0,200 mg P/l
- Má: >0,200 mg P/l

Os valores acima descritos têm por base descobertas anteriores que revelam que mudanças marcantes ocorrem para uma série de variáveis biológicas ao longo de um gradiente de fósforo total, particularmente de 0 a 0,1 mg P/l (E. Jeppesen et al. 2000). Moss et al. (2003) sugere limites de fósforo total ainda mais baixos para cada patamar de qualidade.

Outro fator importante para a concentração de nutrientes na água e a forma como estes influenciam outros processos de um lago é o tempo de residência. O tempo de residência é uma medida da taxa de descarga do lago e é diferente do tempo de residência de poluentes. No geral, a biomassa de algas diminui com a diminuição do tempo de residência, uma vez que há menos tempo para utilizar os nutrientes disponíveis antes de serem eliminados/descarregados do sistema. Reduzir o tempo de residência também diminui a quantidade de nutrientes e algas que se vão acumular no lago (Stoianov, Chapra, and Maksimovic 2000).

A carga interna de fósforo corresponde à libertação de fósforo dos sedimentos do fundo do lago para a água, e é um fator importante para regular a eutrofização em lagos pouco profundos (Reddy et al. 2007; Ramm and Scheps 1997; Reddy, Fisher, and Ivanoff 1996). Os sedimentos do fundo dos lagos são há muito tempo reconhecidos como uma potencial fonte de fósforo nas águas superficiais (Reddy et al. 2007; Ramm and Scheps 1997; James et al. 2002; Søndergaard, Jensen, and Jeppesen 1999). Em lagos pouco profundos, o transporte interno substancial de sedimentos ocorre por ressuspensão e sedimentação. Este processo contribui para as partículas ricas em fósforo sejam transportadas de áreas menos profundas para as mais profundas do lago.

Um estudo dinamarquês que analisou a carga interna de fósforo em lagos pouco profundos (Søndergaard, Jensen, and Jeppesen 1999), concluiu que o fósforo total aumenta no verão e que a carga interna de fósforo pode ter um impacto considerável e persistente mesmo após a redução da carga externa. Análises realizadas ao longo de perfis de sedimentos sugerem a libertação de fósforo de profundidades até 25 cm e que a carga de fósforo interna pode persistir por mais de 15 anos.

Libertações repentinas de fósforo na coluna de água podem ter outros efeitos prejudiciais. Uma vez que o fósforo geralmente é o fator limitante da atividade biológica em águas doces, uma grande libertação de fósforo pode resultar na limitação do azoto, promovendo o crescimento de cianobactérias que produzem toxinas nocivas (Dodkins, Mendzil, and O'Dea 2014).

Atualmente, quando se estudam os processos de eutrofização com o objetivo de avaliar o estado trófico de uma massa de água, devem-se considerar não só a concentração dos nutrientes no meio, mas também a resposta biológica a esses parâmetros, nomeadamente através dos valores de clorofila "a" (medida comum de biomassa de algas) e transparência medida através da profundidade de Secchi (Pereira and Rodrigues 2005; J. E. Ruley and Rusch 2004).

Com relativamente poucas exceções (Bachmann, Hoyer, and Canfield 1999), as reduções nas entradas de fósforo levam à recuperação bem-sucedida da eutrofização em muitos lagos e alguns estuários de baixa salinidade (Paerl et al. 2004; Smith and Schindler 2009).

2.2.4 Algas e outros organismos aquáticos (cianobactérias)

Um dos sinais mais óbvios de um lago eutrofizado é o crescimento intenso de algas, bloom de algas (do inglês *algal bloom*). As algas têm um ciclo reprodutivo rápido e crescem rapidamente em ambientes com altas concentrações/disponibilidade de nutrientes, principalmente durante o verão, quando o calor e a luz estimulam o crescimento, reduzindo a transparência da água e a biodiversidade. A biomassa das algas impede a luz de penetrar na coluna de água, impedindo o crescimento de plantas macrófitas e esgotando o oxigênio dissolvido, particularmente no fundo do lago. Estas condições criam um feedback positivo que permite às algas dominar o sistema do lago (Water and Rivers Commission of Western Australia 1997; Sullivan 2017).

Acredita-se que a frequência e a intensidade da proliferação de algas prejudiciais estejam a aumentar (Hallegraeff et al. 2003) e frequentemente acompanham o aumento da carga de nutrientes. As algas representam um grande desafio para a gestão da qualidade da água do lago, pois costumam ser mais resistentes às medidas tradicionais de remediação com fósforo, uma vez que este tipo de planta retira os nutrientes dos sedimentos do fundo e não da coluna de água. Como resultado, estas prosperam com as entradas anteriores de fósforo, não com as atuais.

O termo algas prejudiciais é usado num sentido amplo, referindo-se a algas que podem causar uma variedade de efeitos nefastos nos ecossistemas aquáticos, incluindo efeitos estéticos negativos, depleção de oxigênio (que pode causar a mortalidade em massa de animais bentônicos e peixes), entupimento de guelras de peixes, ou envenenamento de vários organismos (Granéli and Turner 2006).

Por exemplo, uma alga não tóxica pode tornar-se tão densamente concentrada que gera condições anóxicas resultando em mortes indiscriminadas de peixes e invertebrados. A depleção de oxigênio pode ser devido à alta respiração das algas (à noite ou com pouca luz durante o dia), mas mais comumente é causada pela respiração bacteriana durante a decomposição das algas. Essencialmente, algas não tóxicas por vezes podem provocar grandes impactos no ecossistema, como peixes mortos, lodo e espuma e impedir o turismo e atividades recreativas (Hallegraeff et al. 2003).

À medida que os lagos se tornam mais eutróficos, a diversidade do fitoplâncton diminui, resultando, em última instância, no domínio das cianobactérias (Dokulil and Teubner 2000). Cianobactérias são algas verde-azuladas, que são capazes de produzir microcistinas, substâncias químicas tóxicas (Paerl et al. 2014) que podem causar a morte de patos e peixes (Hallegraeff et al. 2003; Matsunaga et al. 1999).

A limitação de um determinado nutriente pode resultar na limitação geral do crescimento das algas se os níveis de luz e temperatura também forem desfavoráveis para o crescimento das algas; no entanto, a limitação de nutrientes também pode promover certos tipos de algas em relação a outras. Por exemplo, organismos que fixam

azoto atmosférico, como cianobactérias, são mais comumente observadas em águas doces superficiais com baixas razões N:P (<4) (Jennifer E. Ruley and Rusch 2002).

Num estudo holandês (G. W. A. M. Waajen, Faassen, and Lürling 2014) foram analisados lagos urbanos relativamente à existência de cianobactérias. De um total de 158 locais (urbanos e não urbanos) onde se verificaram blooms de cianobactérias, 125 eram lagos urbanos e 80% dos blooms foram relatadas nos meses de Julho, Agosto e Setembro.

Nesse mesmo estudo, foram estudados três lagos com mais detalhe. Eram representativos de lagos urbanos da zona: artificiais, tinham uma superfície limitada (<1 ha), pouco profundos e continham água o ano inteiro. As margens dos lagos eram duras, as macrófitas submersas escassas e os residentes alimentavam intensivamente aves aquáticas. Os três lagos eram hipertróficos, com águas turvas e todos continham peixes. Verificou-se que todos os lagos apresentavam altos níveis de nutrientes tanto na água como nos sedimentos, um pré-requisito para a proliferação de cianobactérias.

Além dos altos níveis de nutrientes, os lagos urbanos costumam estar rodeados por prédios, árvores e arbustos que oferecem proteção contra o vento. Baixas velocidades do vento favorecem a estratificação, que por sua vez levam à proliferação de algas flutuantes como cianobactérias (Condie and Webster 2001).

A existência de peixes por sua vez terá influência sobre o fitoplâncton uma vez que a ressuspensão de sedimentos causa alta turbidez da água (Scheffer et al. 1993), favorecendo a proliferação de cianobactérias uma vez que estas se adaptam melhor a condições de menor luminosidade (Luigi Naselli-Flores et al. 2007; Kosten et al. 2012).

A maioria dos lagos urbanos são pequenos, pouco profundos e com água estagnada, condições estas que favorecem o crescimento de cianobactérias (Paerl and Huisman 2008; Huisman et al. 2004). Além disso, alta carga de nutrientes, aumento das temperaturas, estratificação, aumento do tempo de residência e salinização contribuem para a dominância de algas e cianobactérias em muitos ecossistemas aquáticos (Stoianov, Chapra, and Maksimovic 2000; Kosten et al. 2012; Paerl and Huisman 2008).

Para este tipo de lagos, as estratégias de mitigação não se devem restringir apenas ao controlo de fontes externas de fatores de eutrofização, mas também considerar o efeito da libertação de fósforos dos sedimentos, assim como a perturbação dos sedimentos pelos peixes. Na maioria dos casos, são necessárias ações de tratamentos no lago, tais como, colheita, dragagem, manipulação do nível da água ou aplicação de herbicidas. Essas práticas geralmente precisam de ser combinadas com biomanipulação, assim como redução da entrada de fósforo nos sedimentos dos lagos.

2.2.5 Outros contaminantes

Além de receberem grandes quantidades de nutrientes antropogênicos, as águas superficiais em todo o mundo servem como reservatórios e canais para metais pesados, pesticidas, produtos farmacêuticos, hormonas e outros poluentes não nutritivos (Smith and Schindler 2009).

A poeira das estradas, muitas vezes rica em metais pesados como cobre, chumbo e zinco, pode ser transportada por chuvas fortes e, assim, entrar na bacia de drenagem urbana (Al Ali et al. 2017; Hwang et al. 2016). Chuvas fortes podem também estar na origem do aumento da concentração de antibióticos nas águas e sedimentos de lagos urbanos (S. Zhang et al. 2016).

Bacias hidrográficas urbanas produzem cargas de sedimentos consideráveis devido ao escoamento de águas pluviais, locais de construção, erosão, entre outros. Estes sedimentos podem acumular-se no fundo de corpos de água ou, se formados por partículas mais leves, mantêm-se na coluna de água aumentando os níveis de turbidez.

A combinação de grande número de algas e sedimentos reduz a clareza ou transparência da água em lagos urbanos. Estes sedimentos na água podem causar alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos corpos de água, tais como, entupir as guelras de peixes, asfixiar plantas e animais que vivem no fundo dos lagos, restringir a disponibilidade da luz disponível para o crescimento de plantas marinhas e reduzir a profundidade de canais e reservatórios quando os sólidos são depositados (Water and Rivers Commission of Western Australia 1997; Bilotta and Brazier 2008).

Químicos como pesticidas e derivados de petróleo (combustíveis) podem causar doenças ou morte a plantas e animais quando presentes em altas concentrações. Algumas toxinas, incluindo metais pesados (como chumbo, cobre, mercúrio), substâncias organocloradas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são frequentemente detetados nas camadas de sedimentos de lagos urbanos (Long et al. 2003; Mahler, Van Metre, and Callender 2006). Metais pesados e organoclorados têm vários efeitos sobre os organismos, incluindo efeitos tóxicos diretos e de longo prazo, como carcinogênese, distúrbios neurológicos, crescimento reduzido, incapacidade do sistema imunológico e distúrbios reprodutivos (Brönmark and Hansson 2002b). As concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos sedimentos geralmente aumentam com o crescimento populacional e a urbanização, provavelmente como resultado do aumento da combustão de combustíveis fósseis associados ao aumento do desenvolvimento urbano e de veículos (Long et al. 2003).

O óleo é um poluente particularmente desagradável que, além de tóxico, irrita os olhos e pele de animais, entope as guelras dos peixes e sufoca plantas e pequenos animais. Os detergentes são outro tipo de poluente que pode ser encontrado em lagos

urbanos. Podem interromper o ciclo de vida dos animais aquáticos e prejudicar as aves aquáticas (Water and Rivers Commission of Western Australia 1997).

Agentes patogénicos são organismos microscópicos (bactérias e vírus) que causam doenças a plantas ou animais e estão muitas vezes presentes em lagos. A presença de algumas bactérias, como *Escherichia coli*, num corpo de água normalmente indica poluição por águas residuais ou animais (patos, por exemplo) (Water and Rivers Commission of Western Australia 1997). Vários lagos urbanos apresentam algum tipo de contaminação bacteriológica (Sharip and Mohamad 2019), e bacias hidrográficas mais desenvolvidas têm sido associadas a níveis bacterianos mais elevados (Traister and Anisfeld 2006). Este tipo de contaminante é especialmente importante em lagos recreativos onde as pessoas possam ter contacto direto com a água (nadar, pesca), uma vez que a presença de bactérias patogénicas como *E. coli* e *Enterococos* fecais pode causar várias doenças transmitidas pela água em contato com humanos (World Health Organization 2003).

2.2.6 Alterações Climáticas

Já é aceite que o aquecimento global induzido pelo ser humano é uma realidade e os potenciais impactos no abastecimento de água têm recebido bastante atenção, mas relativamente pouco se sabe sobre as mudanças associadas à qualidade da água.

A reação mais imediata ao aquecimento global é esperada que seja em variações de temperatura em águas de rios e lagos (Hammond and Pryce 2007; George, Hurley, and Hewitt 2007). As temperaturas destas águas estão em equilíbrio com a temperatura do ar e, como tal, à medida que a temperatura do ar aumenta, também as temperaturas das águas de rios e lagos vão aumentar. Consequentemente, reações químicas e processos bacteriológicos serão mais rápidos a temperaturas mais elevadas (Veraart, de Klein, and Scheffer 2011; Whitehead et al. 2009). Além disso, a temperatura controla o crescimento de fitoplâncton e macrófitas, sendo desta forma, ecossistemas de água doce mais sensíveis a aumentos de temperatura (Wade et al. 2002; Velthuis et al. 2017).

O aumento da temperatura poderá também favorecer o aumento do crescimento de algas, especialmente cianobactérias, de diversas formas. As cianobactérias geralmente crescem melhor a temperaturas mais altas (acima dos 25 °C) comparativamente a outras espécies de fitoplâncton como diatomáceas e algas verdes, conferindo-lhes uma vantagem competitiva em temperaturas elevadas (Teurlinckx et al. 2019; Whitehead et al. 2009; Jöhnk et al. 2008). O aquecimento das águas superficiais também fortalece a estratificação vertical dos lagos, reduzindo a mistura vertical. Além disso, o aquecimento global faz com que os lagos se estratifiquem mais cedo na primavera e se destratifiquem mais tarde no outono, o que prolonga os períodos ideais de crescimento (Paerl and Huisman 2008; Hassan et al. 1998; B. Moss et al. 2004).

Um estudo holandês (Jöhnk et al. 2008) desenvolveu um modelo para investigar como a competição pela luz entre cianobactérias flutuantes, diatomáceas e algas verdes em lagos eutróficos é afetada por condições meteorológicas de calor extremo. O modelo prevê que altas temperaturas favorecem diretamente as cianobactérias, por meio do aumento das taxas de crescimento. Além disso, temperaturas mais elevadas também aumentam a estabilidade da coluna de água, reduzindo assim a mistura turbulenta vertical, o que muda o equilíbrio competitivo em favor de cianobactérias flutuantes. Conclui-se então, que por meio desses efeitos diretos e indiretos da temperatura, em combinação com a redução da velocidade do vento e da nebulosidade, as ondas de calor do verão impulsionam o desenvolvimento de blooms de cianobactérias prejudiciais. Essas descobertas alertam que a mudança climática provavelmente produzirá um aumento da ameaça de cianobactérias prejudiciais em ecossistemas de água doce eutróficos.

O aquecimento global como referido anteriormente, terá também um impacto na precipitação e seca, o que por sua vez poderá ser mais um contributo para o aumento do crescimento de cianobactérias. Durante os períodos de precipitação intensa o fluxo de água para os lagos seria superior, o que por sua vez poderá aumentar a descarga de nutrientes nos mesmos (lixiviados), mas o tempo de residência seria menor, como tal, a curto prazo os blooms de algas poderiam diminuir. No entanto, à medida que a descarga diminui e o tempo de residência aumenta como resultado de períodos de seca, os nutrientes lixiviados permanecerão no lago e eventualmente irão contribuir para blooms de algas. Este cenário ocorre quando a precipitação elevada de inverno-primavera é seguida por períodos prolongados de seca no verão (Brönmark and Hansson 2002a; Paerl and Huisman 2008; George, Hurley, and Hewitt 2007). Este aumento do tempo de residência devido a períodos de seca poderá levar a um aumento da taxa de sedimentação, reduzindo assim os sedimentos na coluna de água, o que por sua vez reduz a turbidez, aumentando a penetração de luz, dando assim melhores condições para o desenvolvimento de algas.

Chuvas e inundações mais intensas podem resultar no aumento das cargas de sólidos suspensos, produção de sedimentos, *E. coli* e fluxos de metais contaminantes associados à erosão do solo e transporte de sedimentos finos (Whitehead et al. 2009).

Verões mais quentes e baixa precipitação podem aumentar o risco de desoxigenação, particularmente importante para águas paradas onde a reaeração pode ser limitada. Conforme a temperatura aumenta as concentrações de oxigénio caem, os níveis de saturação baixam e o aumento dos níveis de nutrientes aumenta a respiração. Isso poderá levar a maiores riscos de morte de peixes, mesmo para espécies tolerantes (Whitehead et al. 2009).

2.3 Técnicas de controlo da qualidade da água em lagos

2.3.1 Aspetos gerais

Como foi visto anteriormente a principal causa de má qualidade da água de lagos é a carga de nutrientes, nomeadamente fósforo, que além de poder estar presente devido a cargas externas (escorrências que chegam ao lago, detritos de plantas e árvores, fezes de aves, etc) também pode ser encontrado sob a forma de carga interna, ou seja, o fósforo acumula-se nos sedimentos e em certas condições é libertado aumentando a sua concentração na coluna de água (Søndergaard, Jensen, and Jeppesen 1999).

Estes nutrientes na coluna de água são utilizados pelo fitoplâncton que se desenvolve rapidamente criando blooms de algas que além de reduzirem o valor estético do lago, causam turbidez na água e podem ser prejudiciais para outros organismos aquáticos ou até mesmo para patos e peixes.

Como tal, as técnicas de remediação apresentadas em seguida têm como principal objetivo reduzir as concentrações de nutrientes nos lagos. As duas primeiras medidas têm como objetivo evitar a carga interna de fósforo através da remoção dos sedimentos do fundo ou pela inativação do fósforo nos sedimentos. Seguem-se medidas cuja principal característica é a introdução de vegetação no lago, através de macrófitas (flutuantes, submersas ou emergentes) ou de ilhas flutuantes (exploradas em maior detalhe uma vez que alguns dos lagos em estudo têm já em funcionamento esta técnica). Finalmente, a biomanipulação que tem por base a gestão da quantidade de peixes existentes no lago.

Todas as medidas apresentadas têm como abordagem ações diretas no lago. Existem outras, como por exemplo, aplicações de herbicidas para controlo de plantas aquáticas indesejadas (O'Dell et al. 1995; K. I. Wagner et al. 2007), algicidas (Chorus and Bartram 1999), mistura e arejamento da coluna de água (Oberholster, Botha, and Cloete 2006; Rosińska et al. 2017), biorremediação (Shan, Wang, and Xue 2009) ou até uso de “pond skimmers” (principalmente em lagos pequenos privados, permite remover os detritos flutuantes antes que estes afundem e se acumulem no fundo (“Pond Skimmers | Aquascape Pond Filtration System” n.d.)).

É importante lembrar que cada lago urbano terá uma área específica da bacia de drenagem associada e como tal potenciais fontes de nutrientes externas (com origem no interior da bacia) devem ser consideradas e, se aplicável, reduzidas ou eliminadas. Esse será o caso, por exemplo, de lagos urbanos que recebem águas residuais. Qualquer que seja o plano de restauração, este deve incluir algum tipo de medida ao nível da redução da carga externa de nutrientes (Jennifer E. Ruley and Rusch 2002; J. E. Ruley and Rusch 2004).

Por outro lado, ações da gestão da bacia de drenagem associada ao lago como conservar áreas naturais em redor do lago, como foi visto no subcapítulo 2.2.2, também são medidas importantes para manter uma boa qualidade da água (Flores 2008).

Seguidamente apresenta-se uma descrição mais detalhada das principais técnicas de controlo da qualidade da água em lagos urbanos.

2.3.2 Remoção de sedimentos do fundo (dragagem)

Diferentes mecanismos podem estar na origem da libertação de fósforo dos sedimentos para a coluna de água (Eugene B. Welch and Cooke 2005; Marsden 1989), e a incapacidade de interromper esse processo geralmente é a causa do fracasso dos métodos de restauração, daí a importância da remoção de sedimentos do fundo.

O processo de dragagem envolve primeiro a drenagem do lago e a remoção de todos os animais selvagens antes que o equipamento necessário seja trazido para raspar o fundo do lago. Depois de concluído, é necessário transportar o material recolhido. Durante este processo, não apenas a vida selvagem do corpo de água é destruída, mas também toda a paisagem envolvente. Basicamente, dragar um lago é como eliminar a vida selvagem de todo o corpo de água para começar do zero (“Natural Technique for Dredging a Pond or Lake – Clean-Flo” n.d.).

Como resultado das técnicas convencionais de dragagem, a linha costeira do lago precisará de ser completamente restaurada: árvores, relva e a paisagem terão que ser substituídas ou semeadas novamente. A dragagem é também uma técnica muito dispendiosa cujo valor irá depender do tamanho e profundidade do lago em questão, assim como da quantidade e tipo de sedimentos a remover (“Dredging Cost | Dredge America” n.d.).

Dependendo da perspetiva de longo prazo para o corpo de água, dragar lagos pode ter uma variedade de benefícios (“Dredging Lakes & Sediment Removal Services: Pond Management” n.d.), tais como:

- Aumentar o volume e a profundidade;
- Remover sedimentos ricos em nutrientes;
- Eliminar plantas e detritos com raízes profundas;
- Restaurar a capacidade de retenção de águas pluviais;
- Remoção de sedimentos contaminados;
- Redefinir a vida útil de um corpo de água.

É importante notar que o benefício principal da dragagem é a remoção de sedimentos ricos em fósforo evitando assim a carga interna de fósforo na coluna de água. Posto isto, a dragagem nem sempre necessita de ser total para apresentar

resultados, sendo possível melhorar a qualidade da água com dragagem parcial quando combinada com outras técnicas de redução de nutrientes (Yenilmez and Aksoy 2013; G. Waajen et al. 2016). No entanto, o transporte de sedimentos sem a sua remoção mostrou-se pouco eficaz a longo prazo num lago no Louisiana, USA, onde após o período inicial de melhoria da qualidade da água se seguiram anos onde os níveis de fósforo eram iguais ou superiores aos níveis antes da restauração (Jennifer E. Ruley and Rusch 2002).

Diversos estudos demonstram que a dragagem como única medida de remediação da qualidade da água em lagos é muitas vezes insuficiente e pode a longo prazo causar efeitos negativos superiores aos benefícios (Jennifer E. Ruley and Rusch 2002; Jing et al. 2019). Os projetos de dragagem mantêm efeitos positivos de curto prazo na saúde do ecossistema do lago, e como tal, devem ser combinados com outras medidas de restauração ecológica de lagos, como a restauração de macrófitas submersas ou redução de nutrientes externos, sendo que este tipo de medidas devem ser tomadas o mais rápido possível, após um projeto de dragagem ter causado efeitos positivos num lago.

2.3.3 Inativação do fósforo

A inativação de fósforo faz parte do tratamento de águas de lagos há várias décadas para remover uma variedade de impurezas. Sais de alumínio (Al), ferro (Fe) e cálcio (Ca) e mais recentemente lantânio (La) são usados para inativar o fósforo em sedimentos superficiais para evitar a sua libertação na coluna de água (Cooke et al. 2005) in (K. J. Wagner 2017b), ou em aplicações em doses mais baixas para retirar o fósforo da coluna de água ou inativa-lo nas escorrências que entram no lago (K. J. Wagner 2017a).

Os precipitantes químicos são geralmente considerados não tóxicos e de ação prolongada e reduzem o crescimento de algas (e cianobactérias, em particular) ao limitarem o fósforo disponível (Łopata et al. 2016; Rosińska et al. 2017; K. J. Wagner 2017a). As reações químicas ocorrem em duas etapas na redução do conteúdo de fósforo de um lago. Primeiro, a precipitação remove o fósforo da coluna de água, formando compostos insolúveis que se depositam no fundo. O fósforo é então inativado por outras reações químicas que impedem a sua libertação do sedimento (Cooke et al. 2005).

Os principais aspetos para uma aplicação bem-sucedida incluem ter um objetivo de qualidade da água final possível de ser atingido com a aplicação de precipitantes, quantificar as funções complementares de controle de fósforo na bacia hidrográfica e no lago e compreender o nível e o tempo necessário de tratamento (K. J. Wagner 2017a).

A determinação da dose necessária para a inativação adequada de fósforo no sedimento depende das características dos sedimentos, da sua densidade, do grau de perturbação dos sedimentos e da capacidade de ligação do fósforo residual ao longo dos anos após a reação inicial (K. J. Wagner 2017b), sendo por isso necessário fazer uma avaliação muito específica de cada caso particular para a correta determinação da dosagem.

A inativação de fósforo tem a vantagem de poder continuar por vários anos após a aplicação inicial (E. B. Welch et al. 2017), sugerindo que o aumento da dosagem pode aumentar a longevidade dos resultados. No entanto, conforme ilustrado por um estudo de seis lagos dinamarqueses (Jensen, Reitzel, and Egemose 2015), é aconselhável que a carga externa de fósforo seja suficientemente baixa para permitir a obtenção de um bom nível da qualidade da água.

A substância química mais comumente usada para a inativação de fósforo é o alumínio, por isso é importante ter em conta que ainda que altamente eficaz existem preocupações sobre a sua toxicidade. Os efeitos tóxicos do alumínio na biota aquática estão bem estudados e são dependentes do pH (Kennedy and Cooke 1982; Wauer, Heckemann, and Koschel 2004). As formas dissolvidas inorgânicas mais perigosas ocorrem em reações abaixo de pH 6,0 e acima de pH 9,0, pelo que um fator chave para garantir a segurança ecológica é manter o pH adequado da água.

2.3.4 Fitorremediação

Dentro das técnicas disponíveis para remoção de contaminantes de solos e corpos de água, a fitorremediação é muito promissora, económica e não invasiva. Esta tecnologia faz uso da capacidade de certas plantas de remover vários poluentes orgânicos e inorgânicos (Pilon-Smits 2005).

As macrófitas comumente encontradas em corpos de água eutróficos incluem (Dhote and Dixit 2009):

- Macrófitas flutuantes em que o corpo inteiro da planta, exceto as raízes, está acima da água (por exemplo, *Eichhornia crassipes*, *Ludwigia* sp., *Salvinia* etc.);
- Macrófitas submersas, corpo inteiro da planta permanece submerso na água (por exemplo, *Hydrilla* sp., *Egeria* etc.);
- Macrófitas emergentes, plantas enraizadas no solo, mas que emergem a alturas significativas acima da água (por exemplo, *Typha* sp., *Phragmites* sp.).

Ao contrário das plantas sem raízes que extraem nutrientes apenas da água, as macrófitas submersas são capazes de remover nutrientes da água e dos sedimentos.

Existe um efeito geral positivo da vegetação na transparência da água em lagos de água doce. Lagos com grande cobertura de macrófitas submersas tendem a ter maior

transparência do que lagos com as mesmas concentrações de nutrientes em que a vegetação é esparsa ou ausente (Scheffer et al. 1993). Isto pode dever-se a não só competirem por nutrientes com o fitoplâncton, mas também à criação de sombra que afeta o desenvolvimento do mesmo (Goulder 1969).

Além disso, coberturas entre 20 a 50% com macrófitas mostraram-se eficazes na redução das concentrações de fósforo total, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e clorofila “a” (Dai et al. 2012). São também capazes de remover metais pesados, reduzir a carência bioquímica de oxigênio (CBO), reduzir turbidez e são fonte de oxigênio para a água (Dhote and Dixit 2009). Além disso, podem estimular comunidades microbianas ao criarem condições favoráveis para as mesmas, o que pode desencadear ainda mais a degradação dos contaminantes e decomposição de matéria orgânica (G. X. Wang et al. 2009; Li et al. 2010).

O restabelecimento de macrófitas pode ser um processo natural, após outras medidas de remediação que criam uma melhoria da transparência da água, estimulando um melhor acesso da luz a camadas mais profundas (Łopata et al. 2016, 2013; Ozimek, Gulati, and van Donk 1990). A sua presença é importante para a qualidade da água em lagos a longo prazo, uma vez que têm influência direta na estabilização das condições químicas das águas do lago. Também desempenham vários papéis no ecossistema: são um refúgio para o zooplâncton, bem como um local de reprodução e alimentação para muitas espécies de peixes; além disso, aumentam a sedimentação e reduzem a ressuspensão de sedimentos do fundo (Søndergaard and Moss 1998).

Um fator que pode dificultar o restabelecimento natural de macrófitas é o uso de materiais artificiais e linhas retas com declives acentuados nas margens de lagos criados pelo homem pois fornece poucas oportunidades para as sementes germinarem com sucesso, o que significa que a vegetação submersa e emergente raramente se desenvolve (Oertli 2018).

No entanto, a sua introdução deve ser feita com cuidado uma vez que algumas espécies são extremamente invasivas (Holm et al. 1977) in (Dhote and Dixit 2009).

2.3.5 Ilhas flutuantes com vegetação

As ilhas flutuantes são plataformas com vegetação, instalados na superfície de um lago ou de outra massa de água. São constituídas por um tapete flutuante com macrófitas emergentes. As raízes das plantas crescem através da matriz fibrosa para alcançar a parte inferior do tapete e ficam penduradas na coluna de água. As ilhas flutuantes não devem ser confundidas com o tratamentos com plantas flutuantes tais como *Eichhornia crassipes* (Jacinto-de-água), *Pistia stratiotes* (alface-de-água), *Lemna spp.* ou *Azolla spp.* (feto aquático) (Reddy and DeBusk 1987; Jain, Vasudevan, and Jha 1989; Dhote and Dixit 2009).

As plataformas flutuantes podem ser construídas a partir de diversos materiais: tubos de PVC, rede de plástico e fibra de coco (C. Y. Wang et al. 2015), recipientes de plástico rígidos presos a garrafas de plástico vazias (Olguín et al. 2017), plástico com espuma e tubos de PVC no interior (Winston et al. 2013), cortiça (Bluemater n.d.), entre outros. Na Figura 2 são apresentadas diferentes tipos de plataformas flutuantes.



Figura 2 – Diferentes tipos de plataformas flutuantes. Topo do lado esquerdo: Plataforma flutuante composta por tubos de PVC, rede de plástico e fibra de coco (C. Y. Wang et al. 2015). Topo do lado direito: Plataforma flutuante com recipientes de plástico rígidos presos a garrafas de plástico vazias (Olguín et al. 2017). Em baixo do lado esquerdo: Plataforma flutuante em cortiça (Bluemater n.d.). Em baixo do lado direito: Plataforma flutuante em plástico com espuma e tubos de PVC no interior (Winston et al. 2013).

As plataformas podem ser combinadas com zonas para bivalves e/ou portadores de biofilme de forma a suportarem um maior número de microrganismos aumentando a eficiência do tratamento (Li et al. 2010; Wu et al. 2016), como esquematizado na Figura 3.

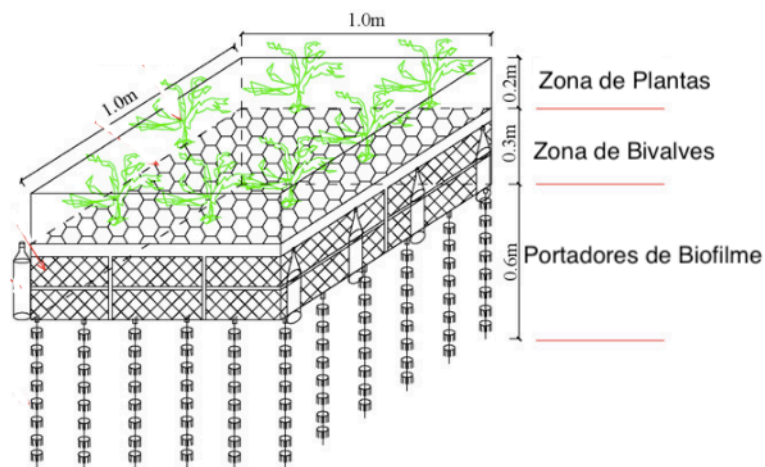


Figura 3 - Esquema de uma plataforma flutuante com zona para bivalves e portadores de biofilme (adaptado de Li et al. (2010)).

As ilhas flutuantes podem fornecer uma alternativa atraente para as convencionais zonas húmidas construídas com macrófitas para resolver problemas associados à eutrofização em águas superficiais urbanas, uma vez que operam *in situ*, não ocupando área terrestre adicional.

Outros benefícios do uso de ilhas flutuantes são a leve acidificação da água devido à libertação de ácidos húmicos, assim como uma entrada de carbono da vegetação senescente que auxilia a desnitrificação (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014; Van De Moortel et al. 2010).

As suas aplicações são vastas podendo ser usadas para tratar águas residuais (Vaillant et al. 2003), tratamento de águas contaminadas com metais (Tanner and Headley 2011) e escorrências de áreas agrícolas (Stewart et al. 2008), além de poderem ser instaladas em zonas húmidas, rios e barragens para resolver problemas associados à eutrofização.

As funções principais das plantas em ilhas flutuantes são (Vymazal 2011):

Parte aérea das plantas (folhas):

- Atenuação da luz – crescimento reduzido de organismo fotossintéticos na água
- Influência no microclima – isolamento durante o inverno
- Reduzem velocidade/perturbações do vento – menor risco de ressuspensão dos sedimentos
- Valor estético
- Armazenamento de nutrientes

Raízes:

- Efeito de filtração
- Reduzem velocidade da corrente – aumentam a taxa de sedimentação, e reduzem o risco de ressuspensão
- Entrada de oxigénio na água – aumentam a degradação aeróbica
- Captação de nutrientes
- Área de superfície para colonização do biofilme

Vários processos estão na origem da remoção de poluentes através das ilhas flutuantes: atividade de microrganismos, sedimentação e armazenamento de nutrientes nas folhas e raízes, que são apresentados em seguida.

Atividade de microrganismos

Algumas ilhas flutuantes são combinadas com portadores de biofilme (concentração elevada de microrganismos) para aumentar a eficácia de remoção de poluentes (Figura 3). Esses portadores de biofilme, suspensos na superfície inferior das

ilhas flutuantes, fornecem um substrato adicional para a fixação de microrganismos (Li et al. 2010). Por outro lado, as próprias raízes das plantas, atuam como uma grande área de superfície para atividade de microrganismos, que por sua vez, promovem a decomposição (remoção de CBO) e desnitrificação (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014; Wu et al. 2016; Gagnon et al. 2007).

As raízes são fundamentais para a fixação de biofilme sendo que ilhas com plantas podem apresentar até 1,5 vezes mais microrganismos do que ilhas sem plantas, e o uso de enchimentos de fibras em portadores de biofilme pode aumentar para o dobro o número de bactérias quando comparado às presentes nas raízes (Wu et al. 2016).

Wu et al. (2016), num estudo que compara a eficiência de remoção de CQO entre duas macrófitas obteve eficiências de remoção 25,3% superiores nas macrófitas com raízes mais desenvolvidas e atribui esta diferença à presença de microrganismos nelas presentes.

As plantas emergentes transportam oxigênio para as raízes, no entanto, este é igualado pelo oxigênio requerido na respiração dos microrganismos (Brix and Schierup 1990). Alguns estudos encontraram um grande nível de depleção de oxigênio devido a ilhas flutuantes, podendo dever-se à atividade microbiana associada às raízes das plantas (Tanner and Headley 2011; White and Cousins 2013) ou à redução da área de contato ar-água que reduz a perturbação do vento (Van De Moortel et al. 2010) in (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014).

A percentagem de coberturas da superfície da água com ilhas mostrou ser importante para a eficiência do tratamento. Num estudo que comparava duas percentagens diferentes de cobertura, 9% vs 18%, mostrou que uma maior cobertura apresentava uma maior eficiência (remoção de 48% de azoto total vs 88%) (Winston et al. 2013). Como tal, Dodkins et al. (2014) recomendam 20% de cobertura como o valor ótimo para águas que se pretendam manter como sistema aeróbico sem aeração artificial e alcançar boas eficiências de remoção de nutrientes.

Em estudos realizados no verão em que as ilhas flutuantes ocupavam mais de 50% da área de superfície da água, verificava-se uma redução na eficiência do tratamento devido à morte das raízes das plantas (Van De Moortel et al. 2010; Borne, Fassman, and Tanner 2013). Isto acontece como consequência da maior atividade dos microrganismos, o que por sua vez levava à redução das concentrações de oxigênio e insuficiente troca com a atmosfera tornando o lago anaeróbico, e matando as raízes (Lamers et al. 2002) in (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014).

Sedimentação

A sedimentação é o principal processo pelo qual os sedimentos com fósforo e o CBO são removidos da coluna de água (Kadlec and Wallace 2009) in (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014), ficando acumulados no fundo. Em sistemas com ilhas flutuantes a sedimentação é aumentada tanto pelas raízes, que permitem que as partículas fiquem fisicamente presas ao biofilme e em seguida caíam em flocos e se depositem no fundo (Masters 2012; Headley, R.T, Tanner 2006; Borne, Fassman, and Tanner 2013), assim como, reduzindo as correntes e circulação causadas por distúrbio do vento na superfície da água ou movimentos na água, por exemplo, devido a bombas (Headley, R.T, Tanner 2006). A redução do movimento da água é essencial para evitar a ressuspensão de sedimentos com fósforo na coluna de água.

Armazenamento de nutrientes

Proporções altas de produção de biomassa têm altas taxas de remoção de nutrientes (Wu et al. 2016; Sun and Fan 2019), sendo que poderão ser totalmente eliminados do sistema através do corte das folhas.

No entanto, a pequena parte do fósforo que é removido por absorção nas plantas é difícil de remover por corte das mesmas uma vez que é armazenado nas raízes. Como já foi mencionado anteriormente as raízes têm um papel importante na sedimentação de partículas e sendo que a remoção de nutrientes por sedimentação é muito superior à remoção por absorção nas plantas (20-40% vs 6% (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014)), a remoção das raízes poderá trazer mais prejuízo do que benefício.

Ao ser principalmente armazenado nos sedimentos, existe um período inicial de aparente remoção do fósforo após o qual, quando as ilhas estão estabelecidas, o fósforo pode ser libertado dos sedimentos e o ciclo de nutrientes pode resultar em níveis de cargas de fósforo internas iguais às externas (Line et al. 2008) in (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014). Uma vez que o corte das plantas apenas permite remover uma pequena parte do fósforo absorvido (6% do fósforo total que entra no sistema (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014)), não será suficiente como única medida de remoção permanente de fósforo. Tendo isto em conta, B. Masters (2012) afirma que a dragagem e remoção dos sedimentos no fundo dos lagos deverá ser uma medida complementar às ilhas flutuantes se se espera uma remoção do fósforo a médio/longo prazo.

Variações sazonais

Ao incorporarem vegetação, as ilhas flutuantes estão sujeitas a variações sazonais devido a:

- I. variações de temperatura, que afetam a planta e especialmente a produtividade microbiana.

- II. Variações consequentes de oxigénio dissolvido devido ao aumento do consumo de oxigénio quando há aumento da atividade microbiológica e, em certa medida, a solubilidade do oxigénio na água em diferentes temperaturas, e
- III. padrões de crescimento sazonal nas plantas.

Estes 3 parâmetros irão influenciar as eficiências de tratamentos de forma diferente dependendo do processo envolvido. Por exemplo, durante a primavera e verão as plantas irão acumular os valores máximos de fósforo, mas como a sedimentação é o processo mais eficaz da remoção do mesmo, a remoção do fósforo tem tendência a sofrer menos variações sazonais comparativamente ao azoto (Dodkins, Mendzil, and O'Dea 2014).

Alguns estudos mostram que a remoção do azoto é afetada pela variação de temperatura sazonal (Spieles and Mitsch 1999; Picard, Fraser, and Steer 2005). Isto pode dever-se à atividades dos microrganismos e crescimento das plantas serem mais baixos a temperaturas muito baixas (5°C) (Mitsch and Gosselink 1993) in (Van De Moortel et al. 2010).

Novos sistemas de tratamento podem levar mais de um ano para estabilizar e podem, ainda assim, apresentar uma elevada variação na eficiência do tratamento, especialmente se as condições ambientais variarem.

2.3.6 Biomanipulação

Os peixes podem perturbar os sedimentos do fundo, libertando fósforo, principalmente espécies que se alimentam ou refugiam no fundo (Kadlec and Wallace 2009).

Biomanipulação é mais comumente definida como a adição de piscívoros ou a remoção de toda ou da maior parte da comunidade de peixes de um lago (B. Moss, Madgwick, and Phillips 1996). A biomanipulação foi originalmente baseada na ideia de que quando o número de peixes que se alimentam de zooplâncton é reduzido, a densidade do zooplâncton de grandes cladóceros aumenta e estes alimentam-se de fitoplâncton e durante o período de verão podem reduzir certas espécies de algas e reduzir a turbidez da água (Wetzel 2001).

A adição de espécies de peixes carnívoros (que se alimentam de outros peixes) também pode ser usada com o objetivo de reduzir o número de peixes que se alimentam de zooplâncton. Peixes herbívoros pelágicos, que se alimentam de fitoplâncton também podem ser adicionados para removerem fitoplâncton, incluindo cianobactérias (Erik Jeppesen et al. 2012).

O papel central dos peixes na restauração e gestão de lagos tem um propósito prático: os peixes são muito mais fáceis de manipular do que nutrientes, fitoplâncton e

zooplâncton, e portanto, são instrumentos (adicionais) relativamente fáceis de restauração e gestão, além de mostrarem uma resposta rápida à intervenção em comparação com as medidas de redução de nutrientes (Lauridsen et al. 2003).

Além da redução drástica na biomassa de fitoplâncton, a biomanipulação resulta frequentemente na recuperação da vegetação submersa (macrófitas ou algas verdes filamentosas), que podem restaurar o estado de água límpida (Lauridsen et al. 2003; Søndergaard and Moss 1998). Outros benefícios incluem uma melhor qualidade e a clareza da água e as concentrações de nutrientes, particularmente fósforo total, azoto total e clorofila “a” são reduzidas (X. Zhang et al. 2017; Chen et al. 2020).

A remoção de peixes que se alimentam de fitoplâncton por si só pode ser suficiente para mudar lagos biomanipulados do estado turvo para o de águas claras (Peretyatko et al. 2009). O principal fator responsável por essa mudança é apontado como sendo os grandes cladóceros a alimentarem-se de fitoplâncton, verificando-se uma diminuição drástica da biomassa do fitoplâncton associada ao grande aumento de cladóceros em número e tamanho (Peretyatko et al. 2009; Christoffersen et al. 1993). É importante que os cladóceros não sejam apenas em número suficiente, mas principalmente que sejam grandes o suficiente para conseguirem conter o crescimento de fitoplâncton, incluindo cianobactérias prevenindo proliferações acentuadas das mesmas (Peretyatko et al. 2009).

Este tipo de intervenção pode ser usada para a restauração da qualidade da água a curto prazo e também para a prevenção da formação de cianobactérias, ou como complemento a outras medidas. No entanto, efeitos permanentes só podem ser alcançados em muitos casos se a carga de nutrientes externos for reduzida para níveis suficientemente baixos e o fósforo nos sedimentos for esgotado ou removido, sendo que lagos biomanipulados com cargas de nutrientes menores têm hipóteses de recuperações superiores (Lauridsen et al. 2003; Peretyatko et al. 2009; Rosińska et al. 2017).

3 Metodologia

3.1 Considerações gerais

Os conhecimentos do capítulo 2 foram aplicados na análise de um caso de estudo que incluiu 6 lagos urbanos na cidade de Lisboa. Foram realizadas campanhas de amostragem da qualidade da água e analisados em conjunto com informação anteriormente disponibilizada pela CML. Foram analisadas ilhas flutuantes existentes e apresentadas propostas de remediação.

3.2 Caracterização dos lagos da cidade de Lisboa

O caso de estudo inclui 6 lagos na área metropolitana de Lisboa:

- Quinta das Conchas,
- Lago 3 do Parque Oeste,
- Lago 5 do Parque Oeste,
- Doca da Caldeirinha,
- Jardim da Estrela
- Estufa Fria.

A Figura 4 mostra a localização dos parques onde os lagos se encontram.

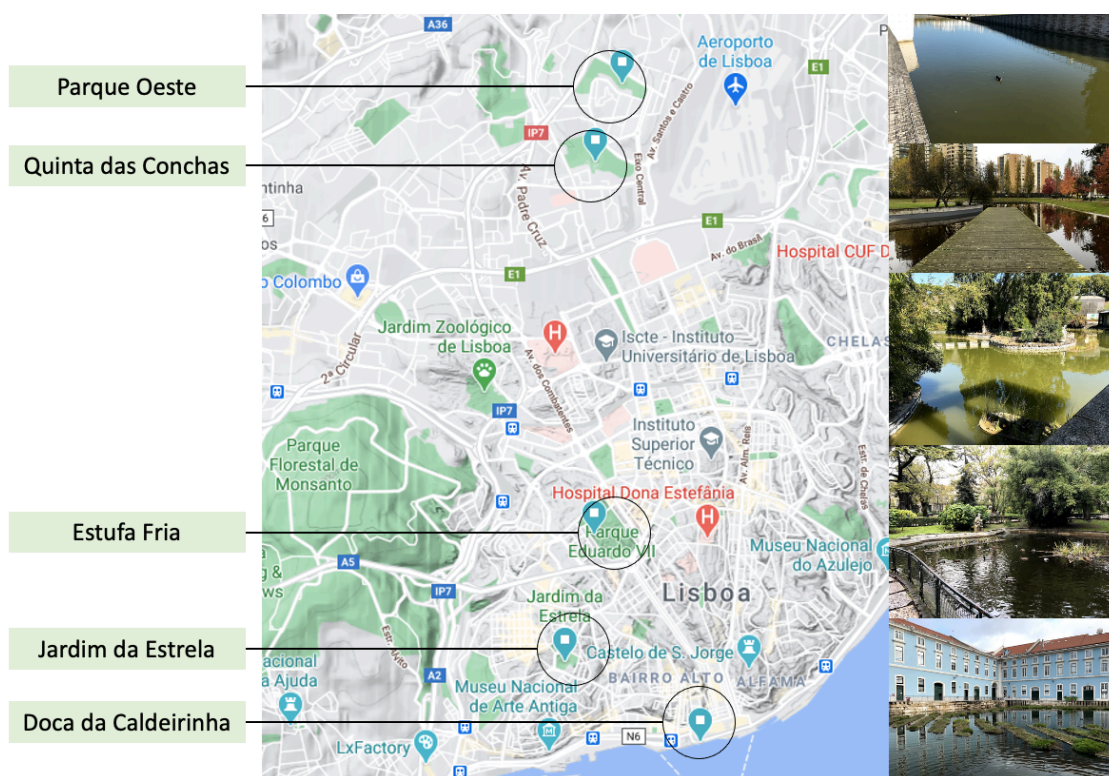


Figura 4 - Posição relativa dos cinco parques com os lagos em estudo.

Todos os lagos são artificiais, pequenos, pouco profundos, e com exceção da Doca da Caldeirinha estão inseridos em jardins públicos pelo que são rodeados por zonas relvadas e árvores que lhes conferem alguma proteção de possíveis escorrências superficiais de zonas residências e estradas. A Doca da Caldeirinha encontra-se muito próxima à marginal de Lisboa com piso impermeável a toda a volta.

De acordo com a informação cedida pela CML, todos os lagos sofrem de eutrofização e possivelmente contêm sedimentos no fundo. Estando inseridos numa zona urbana, patos e aves tendem a concentrar-se nestes locais.

Em 3 dos 6 lagos em estudo, ilhas flutuantes com vegetação já tinham sido instaladas antes do início deste estudo. São esses lagos a Doca da Caldeirinha, Jardim da Estrela e Estufa Fria.

A Tabela 1 sumariza as principais características dos lagos: área superficial, volume, profundidade média, ano de construção, origem da água e se existem ilhas flutuantes com vegetação nos mesmos.

Tabela 1 - Principais características dos lagos da cidade de Lisboa: área superficial, volume, profundidade média, ano de construção, origem da água e presença de ilhas flutuantes.

Lagos	Área Superficial (m ²)	Volume (m ³)	Profundidade média (m)	Ano de construção	Origem da água	Ilhas ?
Quinta das Conchas (lago, canal, cascata, tanques e poço)	2 500	4 139	Indeterminado	2005	Furo	X
Jardim da Estrela	465	252	0,54	1852	EPAL	✓
Estufa fria	3 685	2 011	0,55	Anos 40	EPAL	✓
Doca da Caldeirinha	2 607	3 650	1,40	2014	Rio Tejo	✓
Parque Oeste – Lago 3	565	450	0,80	2006	Vários Furos +	X
Parque Oeste – Lago 5	17 000	17 443	1,03		EPAL	X

Os lagos não foram desenhados para que os visitantes tivessem contacto direto com a água, a sua função é puramente estética, e como tal, não é permitido nadar ou fazer desportos aquáticos nos mesmos.

A informação seguinte foi cedida pela CML e tem por base as “Propostas de instalação de sistemas de biorremediação Cork Floating Island” da autoria da empresa Bluemater.

3.2.1 Quinta das Conchas

Situado na freguesia do Lumiar, o jardim da Quinta das Conchas e dos Lilases foi construído no espaço de duas quintas quinhentistas com o mesmo nome, e tem uma superfície total de 25 hectares. São dois jardins públicos, separados por um muro, cada um com um lago. O jardim da Quinta das Conchas conta com diversas infraestruturas como equipamentos de fitness, restaurante e esplanada, instalações sanitárias e parque infantil.

O lago da Quinta das Conchas é um sistema complexo de canais e lago, e deve ser analisado como um só. A Figura 5 mostra um mapa do jardim da Quinta das Conchas com uma representação do lago e sistema de canais.



Figura 5 - Mapa do Jardim da Quinta das Conchas, onde é possível observar o lago e o sistema de canais assim como o ponto de amostragem a vermelho.

O lago é rodeado por relvado e várias árvores que contribuem com detritos, como folhas, que se acumulam na água (Figura 6). Além disso, conta com uma elevada população de aves que remexem os sedimentos do fundo.



Figura 6 – Quinta das Conchas. À esquerda o lago, à direita o sistema de canais.

3.2.2 Parque Oeste

O Parque Oeste (ou Parque do Vale Grande), fica situado na Alta de Lisboa e tem cerca de 23 hectares (Figura 7). O parque dispõe de diversos espaços para os visitantes: campo de jogos, quiosque, equipamentos de fitness e mesas de Ping-Pong.

Desempenha uma função ecológica fundamental ao constituir uma bacia de retenção, que simultaneamente aproveita águas pluviais para alimentar os 6 lagos e viabiliza a rega do relvado e manutenção de toda a vegetação existente. Alguns dos lagos dispõem de arejamento através de um sistema de bombas (Cordeiro 2016).



Figura 7 - Os 6 lagos do Parque Oeste. In ("Parque Oeste - Google Maps," n.d.).

Os lagos são alimentados maioritariamente com água de furo e também com água de rede.

Os lagos 3 e 4 estão interligados e têm instalados equipamentos de arejamento, o que indicia graves problemas de depleção de oxigénio em algumas épocas do ano. Apresentam um nível de eutrofização mais elevado, provavelmente derivado das nascentes e das aves residentes.

O lago 5 é o maior lago do caso de estudo em termos de área superficial e volume, e é o mais eutrofizado dos lagos do Parque Oeste, tendo-se verificado a existência de uma vala de águas pluviais que descarregava também águas residuais direto no lago, além da presença de inúmeras aves e peixes que contribuem para a eutrofização (Figura 8).



Figura 8 - Aves no lago 5 do Parque Oeste.

3.2.3 Doca da Caldeirinha

A Doca da Caldeirinha foi recuperada durante a segunda etapa da intervenção na Ribeira das Naus em 2014 quando foi criado também um novo jardim com relvado (“Ribeira Das Naus Conquista Lisboaetas e Turistas - DN” n.d.), que ainda estando perto do corpo de água, não confere o mesmo tipo de “buffer” como nos outros casos, uma vez que a doca da caldeirinha é rodeada por piso impermeável (Figura 9).

Situada junto à Praça do Comércio em plena marginal de Lisboa, tem uma ligação subterrânea com o rio que, embora semi-colmatada, permite uma troca parcial diária de água com caudal desconhecido. Sofre de anóxia e contaminação com amónia, que poderá dever-se ao elevado número de aves e eventuais infiltrações subterrâneas.



Figura 9 - Mapa da zona envolvente da Doca da Caldeirinha, com o ponto de amostragem representado a vermelho.

3.2.4 Jardim da Estrela

O Jardim da Estrela, é um jardim público situado na freguesia da Estrela (Lisboa), em Lisboa, com cerca de 4,6 hectares. Conta com diversas infraestruturas como equipamentos de fitness, cafés e esplanada, instalações sanitárias e parque infantil.

Tem 3 lagos mas apenas 2 se encontram com água. Conta com uma elevada população de aves que são alimentadas pelas pessoas. Ambos os lagos são vedados, evitando possíveis contactos com a água por parte dos visitantes. Apenas o menor dos lagos integra o caso de estudo, representado na Figura 10 com o ponto de amostragem assinalado a vermelho.

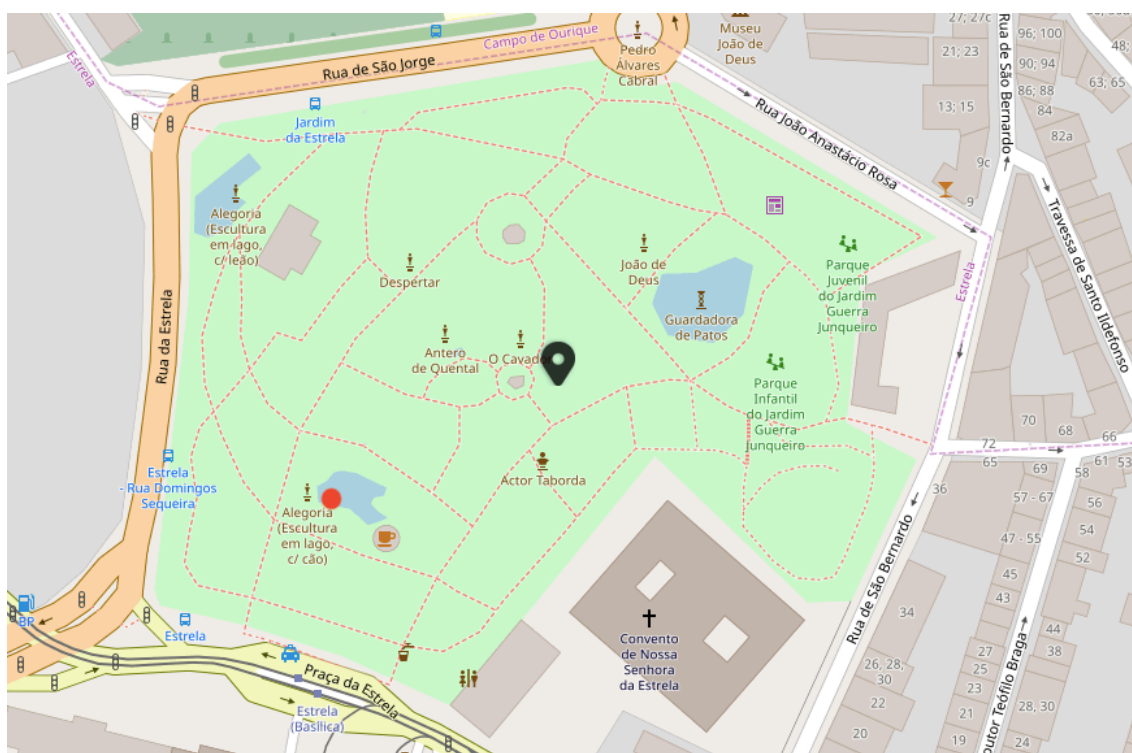


Figura 10 - Mapa do Jardim da Estrela com o ponto de amostragem assinalado a vermelho.

3.2.5 Estufa Fria

Em plena encosta do Parque Eduardo VII encontra-se a Estufa Fria, cujo lago exterior é o segundo maior do caso de estudo e conta com uma elevada população de aves (patos, cisnes e gansos). Foi detetada também contaminação com nitratos na água da nascente, que acrescentam um contínuo fornecimento de nutrientes. Dada a longevidade do lago, adivinha-se uma elevada carga orgânica na lama do fundo. A Figura 11 mostra um mapa da zona envolvente da Estufa Fria.

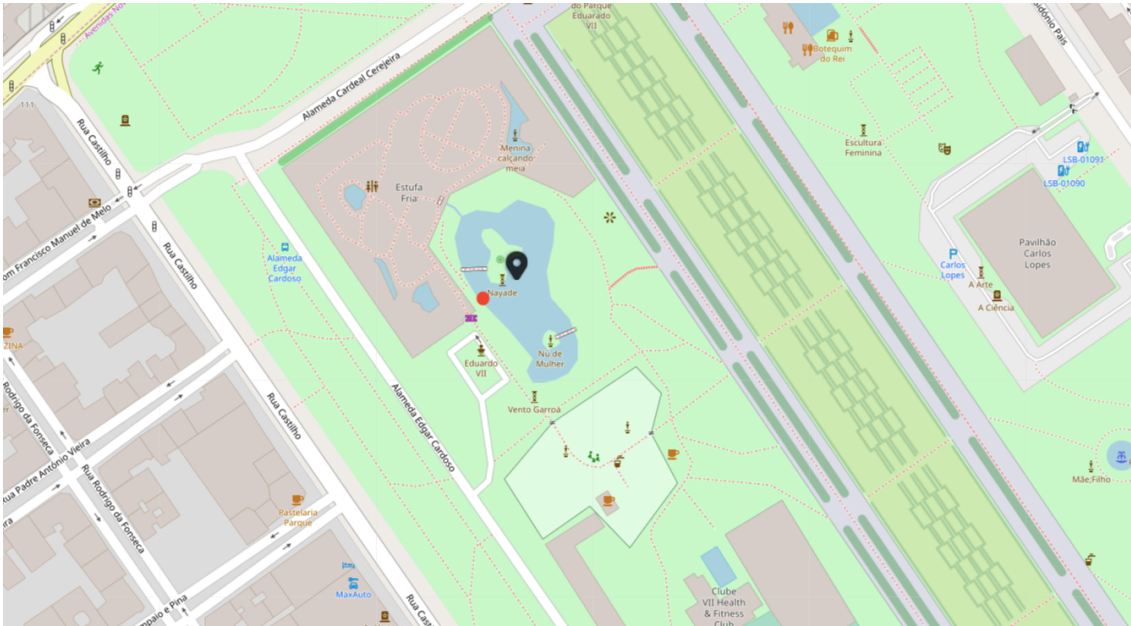


Figura 11 - Mapa da zona envolvente ao lago da Estufa Fria com o ponto de amostragem assinalado a vermelho.

3.2.6 Historial de tratamentos / medidas de remediação

Segundo informação fornecida pela CML foram realizadas intervenções de controlo de qualidade da água nos últimos 3 anos nos lagos da Doca da Caldeirinha, Jardim da Estrela e Estufa Fria.

Entre Outubro e Novembro de 2018 decorreram na Doca da Caldeirinha trabalhos de limpeza e desassoreamento que implicaram uma drenagem das águas, limpeza profunda e desassoreamento da caldeira para impedir que o canal de adução voltasse a assorear (“Operação de Limpeza Da Doca Da Caldeirinha, Ribeira Das Naus - MUNICÍPIO de LISBOA” n.d.). Na Figura 12 apresenta-se uma vista do lago da Doca da Caldeirinha após a operação de esvaziamento.



Figura 12 - Trabalhos de limpeza e desassoreamento na Doca da Caldeirinha (“Operação de Limpeza Da Doca Da Caldeirinha, Ribeira Das Naus - MUNICÍPIO de LISBOA” n.d.).

Atualmente, os lagos Doca da Caldeirinha, Jardim da Estrela e Estufa Fria têm instaladas ilhas flutuantes com vegetação como medida de remediação para melhorar a qualidade da água.

As ilhas flutuantes foram desenvolvidas pela empresa Bluemater em colaboração com a Amorim Cork Composites e são especialmente concebidas para a biorremediação em zonas húmidas, rios e barragens, mas também podem ser utilizadas no tratamento biológico em sistemas de lagunagem e de Fito-ETAR. São plataformas em aglomerado de cortiça, com 1.000x500x60 mm cada, com recortes de encaixes de conectores em cortiça, o que permite configurar plataformas maiores e adaptar a sua forma conforme desejado (Figura 13).



Figura 13 – Ilhas flutuantes em cortiça. À esquerda esquema da plataforma em cortiça e à direita plataforma com as plantas instaladas onde se pode observar os encaixes com os conectores em cortiça. Imagens: (Bluemater n.d.)

As plantas são fixas nos respetivos nichos com lã de rocha, um material poroso que permite uma ótima fixação das plantas e o seu crescimento livre, com as raízes imersas na água e sem qualquer solo. Além dos nichos reservados às plantas, as plataformas têm uns orifícios maiores que permitem a entrada da luz, promovendo assim o crescimento de algas e potenciando a digestão bacteriana por baixo delas.

As ilhas foram instaladas no Jardim da Estrela em Novembro de 2019, na Estufa Fria em Janeiro de 2020 e na Doca da Caldeirinha em Março de 2020. A percentagem de cobertura da superfície do lago varia entre 9 e 12%.

As espécies incluídas no plano para os lagos Jardim da Estrela e Estufa Fria foram: lírio-amarelo, juncos (diversas espécies), ciperáceas (diversas espécies), *Alisma plantago-aquatica*, *Alisma angustifolia*. Não foi disponibilizada informação relativamente às espécies que foram de facto instaladas em cada lago. Na Figura 14 apresenta-se uma vista do lago do Jardim da Estrela onde se podem observar as ilhas e respetivas plantas.



Figura 14 - Ilhas flutuantes instaladas no lago do Jardim da Estrela com a escultura do cão (14/11/2020, um ano após a instalação).

Já na Doca da Caldeirinha, dada a salinidade mais elevada, as plataformas foram plantadas com duas espécies halófitas, autóctones e existente no Estuário do Tejo: *Halimione portulacoides* e/ou *Sarcocornia fruticosa* (Figura 15).



Figura 15 – Ilhas flutuantes instaladas na Doca da Caldeirinha (19/12/2020, 9 meses após a instalação).

Uma vez que não existem normas específicas para a qualidade de água em lagos ornamentais, a empresa Bluemater e a CML definiram como objetivos da remediação seguir-se os objetivos de qualidade do Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XXI, que define a qualidade mínima a atingir em águas superficiais (excetuando-se a

temperatura e cloretos que não são controláveis pelo sistema de ilhas flutuantes). Todos os parâmetros e respetivos valores máximos admissíveis (VMA) podem ser consultados na Tabela A 1 na secção *Anexos*. A Tabela 2 apresenta os VMA para os parâmetros que serão analisados no capítulo seguinte.

Tabela 2 – Valores Máximos Admissíveis para a qualidade de águas superficiais de acordo com o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XXI.

Parâmetros	Expressão dos resultados	VMA
pH	Escala de Sorensen	5.0-9.0
Sulfatos	SO4 mg/l	250
Cloretos	Cl mg/l	250
Azoto amoniacal	N mg/l	1
Azoto kjeldhal	N mg/l	2
CBO5	O2 mg/l	5
Fósforo total	P mg/l	1
Oxigénio Dissolvido	% de saturação	50

3.3 Amostragem

As campanhas de amostragem da qualidade da água dos lagos realizaram-se a 22 de julho, 26 Setembro, 10 Outubro, 14 Novembro, 12 Dezembro e 19 Dezembro de 2020, para todos os lagos exceto o lago 5 onde não foi recolhida água nas 2 primeiras campanhas.

Foram analisados 6 parâmetros para cada amostra recolhida: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigénio dissolvido, SST e CQO.

Foi utilizado um balde e uma corda para recolha da água de cada lago. A primeira água que era recolhida era deitada fora e servia apenas para lavar o balde e os frascos de plástico onde seria colocada a amostra. Era de seguida recolhida água uma segunda vez com o mesmo balde e essa água era então utilizada para encher os frascos (1 a 2 litros de água) que eram depois mantidos numa geleira para serem transportados para o laboratório. Foram medidos no local de amostragem com sondas, o pH (HACH Sension+ 5051T), condutividade elétrica (HACH Sension+ 5060) e oxigénio dissolvido (YSI ProODO).

Após a recolha das amostras em cada lago as mesmas foram transportadas de imediato para o laboratório de Ambiente do IST, onde foram analisadas em 24 horas ou congeladas para análise posterior (para o CQO apenas).

3.4 Determinação de sólidos suspensos totais

A determinação dos SST foi feita no próprio dia da recolha das amostras de acordo com standard methods (APHA 1995).

Foram utilizados filtros de microfibra de vidro de 47 mm de diâmetro de grau GF/C da marca Whatman. Os filtros foram primeiramente lavados com água destilada e dispostos em discos metálicos e colocados numa balança analítica (VWR) onde foram secos a 100 °C e pesados (medição B).

Para a determinação dos SST, agitou-se o frasco com amostra de água e filtrou-se um volume de amostra conhecido (V), utilizando-se os filtros anteriormente referidos num sistema de filtração por vácuo, e seguidamente voltou a secar-se o filtro e a pesar (medição A). A obtenção dos SST foi feita através da equação seguinte:

$$SST(mg/l) = \frac{A(mg) - B(mg)}{V(l)}$$

Equação 1

3.5 Determinação da Carência Química de Oxigénio

Para cada amostra foi determinada a CQO no próprio dia em que foram recolhidas as amostras para as campanhas 1, 4, 5 e 6. Para as restantes campanhas, uma amostra de 50 ml foi congelada após chegada ao laboratório e analisada posteriormente.

As amostras foram agitadas e preparou-se a solução em tubos com rosca de diâmetro igual a 16 mm. As soluções foram preparadas em duplicado para cada amostra. Os volumes adicionados foram:

- 2,5 ml de amostra
- 1,5 ml de solução digestora
- 3,5 ml de ácido sulfúrico

A solução digestora utilizada é dependente do CQO da amostra por forma a permitir ajustar o limite de quantificação pretendido. As soluções disponíveis compreendiam duas gamas de concentrações:

- Solução H, para concentrações entre 200 mg/L e 1000 mg/L, cuja solução digestora foi preparada de acordo com o método 5220D de standard methods (APHA 1995).
- Solução L, para concentrações entre 20 mg/L e 200 mg/l, correspondente a um ajuste da solução digestora do método 5220D, de acordo com Kayaalp et al (2010).

Nas amostras da primeira campanha foi utilizada a solução digestora H e ao se verificar que os valores de CQO obtidos estavam no limite inferior da gama de valores aceitáveis para essa solução, nas seguintes campanhas usou-se a solução digestora L para todas as amostras.

Após se fechar os tubos, estes foram agitados suavemente a fim de homogeneizar a solução. De seguida, os tubos foram introduzidos num digestor (TR 320

Spectroquant) a 148 °C durante 2 horas. Após as 2 horas, os tubos foram retirados do digestor e deixados a arrefecer à temperatura ambiente.

Finalmente, o espectrofotômetro (spectroFlex series 6600 WTW) foi calibrado e fizeram-se 3 leituras da absorvância para cada um dos tubos. A absorvância final é a média dos três valores e a partir desse valor substituiu-se na equação de regressão respectiva (previamente fornecida), Equação 2 e Equação 3, e foi encontrado o valor de CQO para cada tubo.

$$\text{Para solução digestora H: CQO (mg/l)} = \frac{\text{absorvância} - 0,0247}{0,0004}$$

Equação 2

$$\text{Para solução digestora L: CQO (mg/l)} = \frac{\text{absorvância} - 0,0222}{0,0004}$$

Equação 3

O valor final de CQO de cada amostra, é a média aritmética do valor de CQO encontrado anteriormente para os 2 tubos com a mesma amostra (duplicado).

4 Resultados e Discussão

De seguida os resultados obtidos nas medições realizadas durante as 6 campanhas, assim como o histórico de resultados de análises realizadas e cedidas pela CML para os diferentes lagos serão apresentados e discutidos.

4.1 pH

O pH apresenta uma ligeira tendência de decaimento nos meses mais frios (Figura 16). O lago do Jardim da Estrela apresenta o pH mais baixo comparativamente aos restantes lagos, variando entre 7,5 e 8,26. O lago da Estufa Fria apresentou o pH mais alto de todos os lagos nas 3 primeiras campanhas, entre 9,4 e 9,51. Os objetivos estabelecidos de qualidade mínima para a água dos lagos estabelecem que o pH deve estar entre 5 e 9.

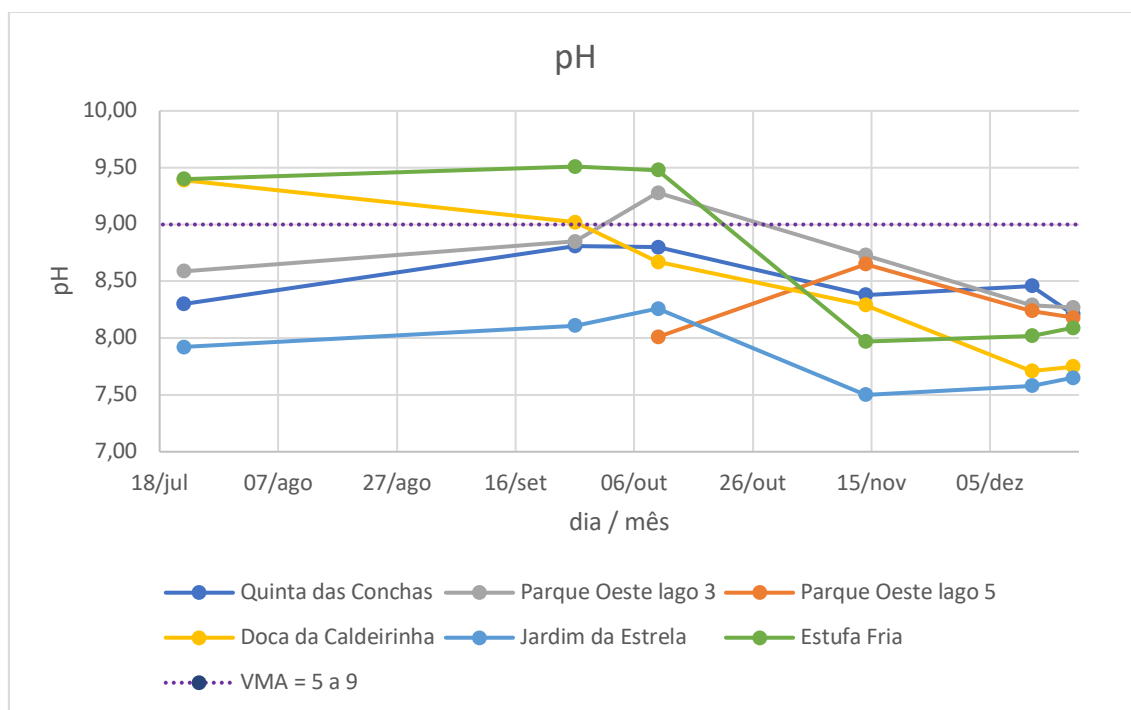


Figura 16 - pH para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.

A fotossíntese intensa aumenta o pH da água (Utah State University 2013), podendo ser um dos contributos para os valores mais altos observados entre Julho e Outubro, meses quentes com possíveis proliferações de algas.

Os valores de pH mais baixos observados nas 3 últimas campanhas são coincidentes com a precipitação e meses de outono tendo-se verificado grandes quantidades de folhas caídas das árvores dentro dos lagos, que ao se decomporem podem diminuir o pH da água (Utah State University 2013).

As ilhas flutuantes de vegetação poderão ajudar a descer o pH (Dodkins, Mendzil, and O'Dea 2014), como tal, será necessário monitoriza-lo nos lagos com as ilhas

instaladas com especial atenção para os meses de verão quando o pH é mais alto para verificar até que ponto as ilhas são eficazes a controlar este parâmetro.

4.2 Oxigénio Dissolvido

O oxigénio dissolvido (Figura 17) apresentou variações entre 48,3% e 140,2% (lago da Doca da Caldeirinha e Estufa Fria, respetivamente). A Doca da Caldeirinha e o lago do Jardim da Estrela foram os lagos que registaram as concentrações mais baixas de oxigénio dissolvido (abaixo de 60%). Ambos os lagos do Parque Oeste, assim como o lago da Estufa Fria apresentaram em algumas das campanhas valores de oxigénio dissolvido acima dos 100% (supersaturação). O oxigénio dissolvido deve ser superior a 50% de acordo com os objetivos estabelecidos de qualidade mínima da água destes lagos.

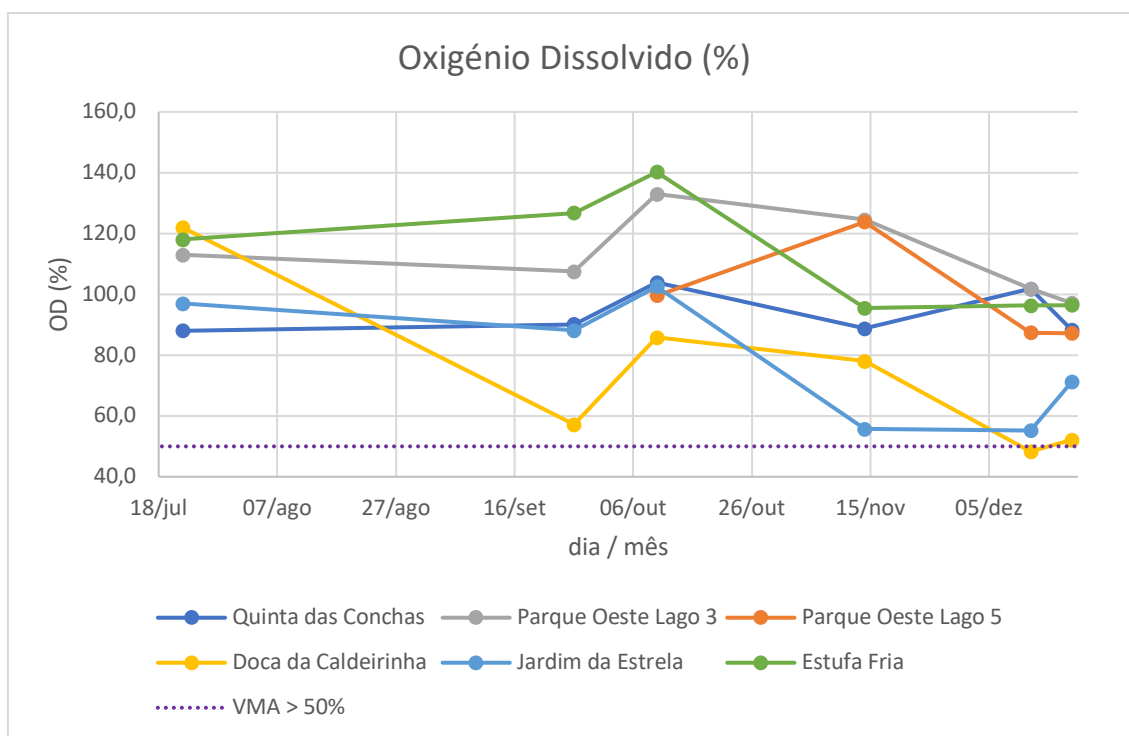


Figura 17 - Oxigénio dissolvido para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.

Os valores mais baixos de oxigénio dissolvido não são sempre coincidentes com meses mais quentes, apesar de nos meses de Novembro e Dezembro se terem registado valores abaixo de 60%. Geralmente, valores baixos de oxigénio dissolvido estão associados a concentrações de nutrientes e temperaturas mais altas que levam à rápida proliferação de algas, o que inicialmente faz com que a saturação de oxigénio dissolvido aumente, e após as algas completarem o seu ciclo de vida são decompostas por bactérias o que causa uma redução de oxigénio dissolvido superior ao normal.

Ambos os lagos onde se verificaram os níveis mais baixos de oxigénio dissolvido têm ilhas flutuantes instaladas o que pode justificar estes valores uma vez que este tipo

de soluções naturais servem de suporte para microrganismos que têm também uma função na purificação da água e cuja atividade pode levar à redução da saturação em oxigénio dissolvido (Van De Moortel et al. 2010) in (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014). Não é possível afirmar com certeza que os níveis de oxigénio dissolvido continuarão com o padrão apresentado em 2020, isto é, níveis mais altos no verão e queda no inverno, uma vez que as ilhas são recentes e o estabelecimento das comunidades de microrganismos pode ser um processo demorado, ou seja, a descida de OD pode ser reflexo do aumento da comunidade microbiana que se estabeleceu nas raízes das plantas ao longo desse ano. Em especial na Doca da Caldeirinha e Jardim da Estrela será importante monitorizar os níveis de OD para garantir que não caiem abaixo dos 50%.

4.3 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica também foi medida e é apresentada na Figura 18. A Doca da Caldeirinha recebe água do estuário do Tejo, como tal os valores de condutividade elétrica obtidos foram os mais altos de todos os lagos, variando entre 1357 e 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A Estufa Fria e Jardim da Estrela apresentaram os valores mais baixos de condutividade elétrica, nunca ultrapassando os 459 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No lago 5 do Parque Oeste apenas se realizaram 2 medições e ambas também se encontravam abaixo de 459 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Não existe um valor limite para a condutividade elétrica nos objetivos de qualidade da água a atingir.

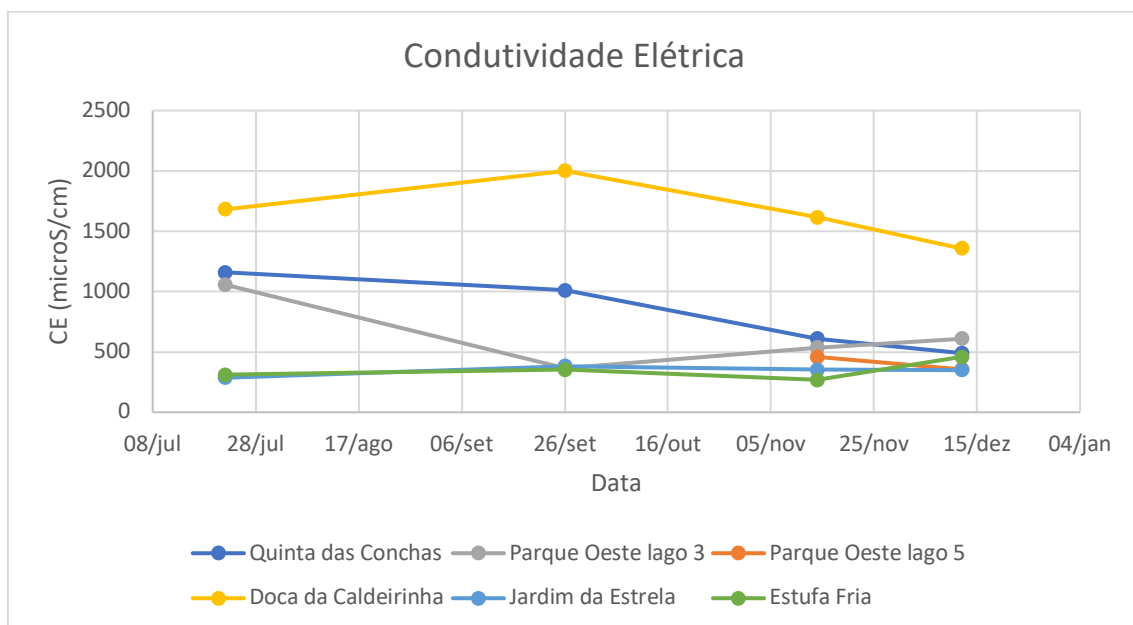


Figura 18 - Condutividade Elétrica para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.

4.4 Sólidos Suspensos Totais

Os SST obtidos para os 6 lagos em estudo variam entre 0 mg/L e 113 mg/L (Figura 19). As maiores variações verificaram-se nos lagos do Jardim da Estrela e lago 5 do Parque Oeste e foi nestes lagos que se observaram os valores mais altos de SST (110 e 113 mg/L, respetivamente). O lago da Estufa Fria registou 0 mg/l de SST, o valor mais baixo obtido em qualquer lago, em 2 campanhas consecutivas (14 Novembro e 12 Dezembro). Não existe um valor limite para os SST nos objetivos de qualidade da água a atingir.

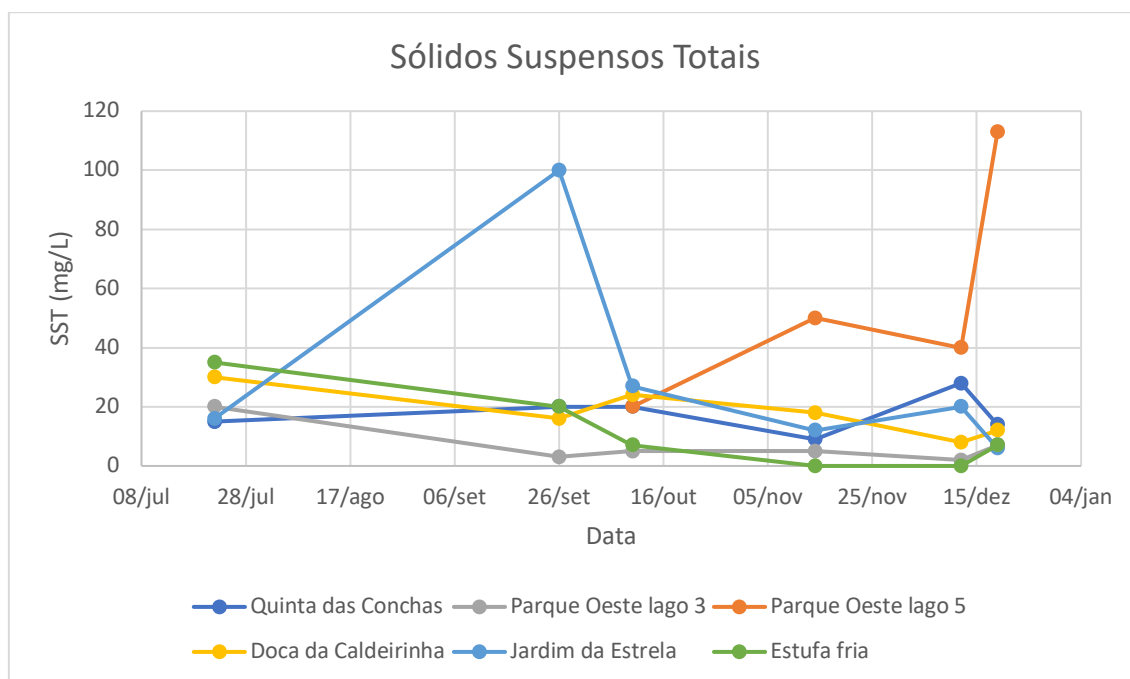


Figura 19 - Sólidos suspensos totais obtidos para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.

A Figura 20, apresenta a precipitação diária e cumulativa nos dias antecedentes a cada campanha. Nas campanhas 1 e 3 não houve precipitação a considerar e apenas nas últimas 2 campanhas choveu nos dias que antecederam as recolhas de água, sendo que o dia de maior precipitação foi o próprio dia em que se recolheu a água.

Com os resultados obtidos é difícil concluir se existe alguma relação entre SST e os períodos de chuva, ou seja, não é possível afirmar que períodos de chuva levem a uma maior concentração de SST derivados ao arrastamento de partículas com as escorrências superficiais. Para se poder concluir acerca desta relação de causalidade (ou não) seriam necessários mais dados e que as campanhas tivessem sido realizadas logo após períodos de chuva o que não foi possível.

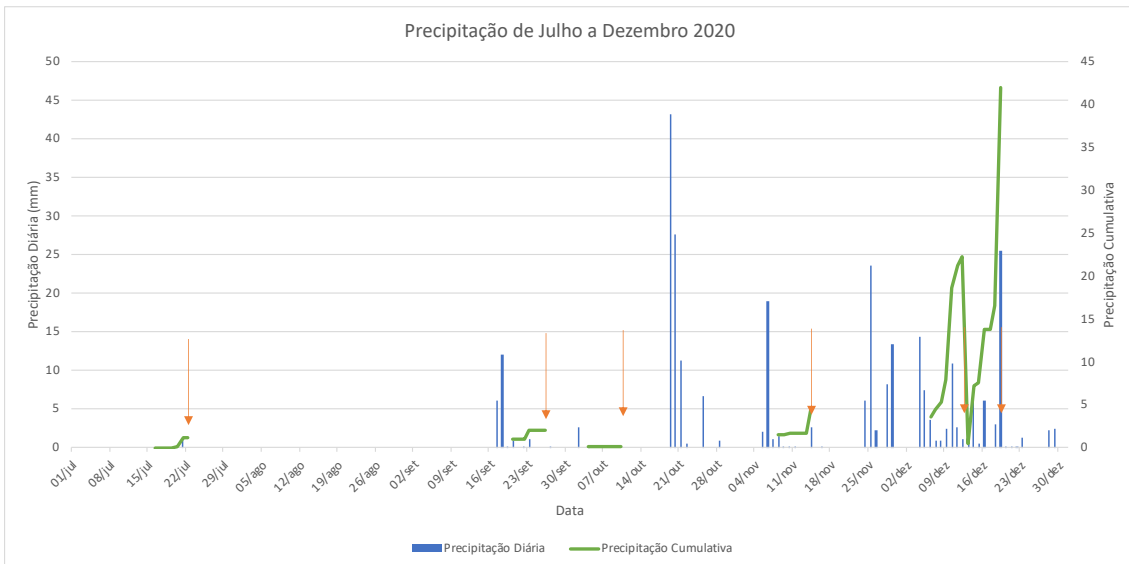


Figura 20 – Precipitação diária e cumulativa. A precipitação diária entre Julho e Dezembro de 2020. A precipitação cumulativa corresponde à soma de precipitações diárias da semana anterior a cada campanha. As 6 campanhas estão representadas pelas setas laranja. Dados obtidos para a estação Gago Coutinho, Lisboa (“IPMA - Monitorização Diária” n.d.).

No caso do Parque Oeste, o lago 5 apresenta uma entrada de águas residuais que poderá estar na origem da concentração mais alta de SST, isto é apoiado pelo facto da maior concentração de SST coincidir com o período de chuva, o que pode indiciar que água a ser descarregada no lago nesse dia fossem escoamentos de água da chuva de diferentes locais, causando o aumento de partículas e diferenças de turvação e cor observados (Figura 21).



Figura 21 - Lago 5 Parque Oeste. À esquerda no dia 12/12/20, e à direita no dia 19/12/2020 (após o período de chuva mais intenso).

Neste estudo, o parâmetro SST corresponde ao peso-seco de partículas retidas num filtro de 47 mm, não incluindo sólidos dissolvidos. Pode incluir material inorgânico insolúvel em água (por exemplo, sedimentos e argila) e matéria orgânica insolúvel (por exemplo, matéria fecal, fitoplâncton, vegetação e microorganismos). Sendo assim, é impossível identificar com precisão o tipo de material que efetivamente se encontra nestes lagos, para tal seria necessário analisar outro tipo de parâmetros, como por

exemplo, clorofila “a” como indicador de fitoplâncton, o que iria permitir perceber se a turbidez da água se deve a algas ou outro tipo de material. Isto seria especialmente relevante no caso do Jardim da Estrela na segunda campanha, uma vez que não existe uma relação com a precipitação que justifique os níveis mais altos de SST, uma análise à clorofila “a” permitiria concluir se seriam algas a causar a turbidez na água. Este é um cenário possível uma vez que as temperaturas nos dias que antecederam essa campanha eram altas, o que é favorável ao desenvolvimento de algas (Velthuis et al. 2017).

Finalmente, os lagos do Jardim da Estrela e Estufa Fria pela sua antiguidade será espectável que tenham sedimentos acumulados no fundo, principalmente o lago da Estufa Fria por ser maior. Como visto anteriormente os sedimentos podem acumular vários tipos de contaminantes, como fósforo, que pode ser libertado ao longo do tempo contribuindo para a eutrofização (Søndergaard, Jensen, and Jeppesen 2003), o que poderá ser um obstáculo na recuperação deste lago.

4.5 Carência Química de Oxigénio

A CQO apresenta uma tendência geral de decaimento ao longo das campanhas (mais baixo nos meses mais frios (Figura 22)). Tanto o valor mais baixo como o valor mais alto observado foram ambos no lago da Estufa Fria, 5 mg/l e 136 mg/l, respetivamente. Por outro lado, o lago 3 do Parque Oeste é o que apresenta uma menor variação de CQO sendo o valor mínimo e máximos obtidos de 17 e 56 mg/l, respetivamente.

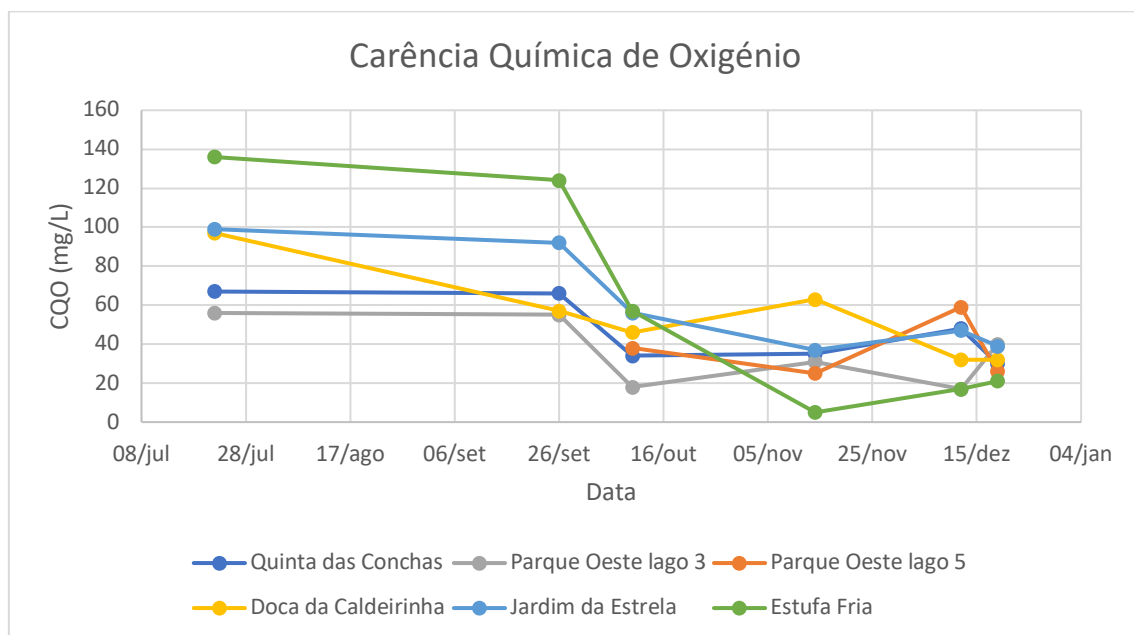


Figura 22 - Carência Química de Oxigénio para os 6 lagos em estudo em cada uma das campanhas.

A tendência de decréscimo observada ao longo das campanhas poderá ser explicada pelos períodos de chuva anteriores às mesmas. Isto não é certo, no entanto, uma vez que a descida de concentrações acontece a partir da 3ª campanha e pela análise da Figura 20, aquando dessa recolha não tinha chovido nos dias que antecederam a mesma, como tal, a precipitação não é suficiente para explicar estes valores.

Nos objetivos Ambientais de qualidade mínima para águas superficiais segundo o Decreto-Lei no 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XXI, não existe VMA para a CQO. Além disso poucos estudos reportam as concentrações de CQO em lagos, tornando-se difícil a comparação com a literatura.

Ainda assim, alguns estudos fazem referência à CQO. Um lago urbano (1,5 ha) no estado de Veracruz, México, registou variações da concentração de CQO entre 21 a 108 mg/l (Olguín et al. 2017), outro estudo de dois lagos urbanos na Polónia (62,1 e 11,4 ha) registou 18,31 e 19,51 mg/l CQO (Łopata et al. 2013), na China um lago urbano (8,5 ha) apresentava valores de CQO entre 85 e 100 mg/l (Shan, Wang, and Xue 2009).

Ainda que não existam dados extensos, os resultados referidos são indicativos de que a gama de concentrações de CQO pode ser vasta em lagos urbanos, e os valores observados para os lagos analisados encontram-se na mesma gama de valores.

4.6 Análises cedidas pela CML

As análises da CML têm em conta diferentes parâmetros mas apenas alguns fazem parte dos objetivos estabelecidos para a qualidade destas águas, são esses: pH, sulfatos, cloretos, azoto amoniacal, azoto kjeldahl, CBO5, fósforo total, fenóis e hidrocarbonetos. Estas análises podem ser encontradas nas Tabela A 2, Tabela A 3, Tabela A 4, Tabela A 5 e Tabela A 6 na secção *Anexos*. As Tabela 3 e Tabela 4 apresentam os máximos, mínimos e média para os parâmetros que serão discutidos em seguida.

*Tabela 3 – Resultados dos parâmetros analisados para o lago da Quinta das Conchas e lagos 3 e 5 do Parque Oeste.
¹ Amostra única.*

Parâmetro	VMA	Quinta das Conchas	Parque Oeste Lago 3	Parque Oeste Lago5		
		Valor ¹	Valor ¹	Mín.	Máx.	Média
pH	5.0-9.0	8,2	8,4	6,8	8,3	7,4
Sulfatos (mg SO4/l)	250	119	154	79	153	116,2
Cloretos (mg Cl/l)	250	82	126	54	126	89,8
Nitratos (mg NO3/l)	-	1,2	12,87	<0,22	20,02	6,2

Tabela 4 – Resultados dos parâmetros analisados para os lagos da Doca da Caldeirinha, Jardim da Estrela e Estufa Fria.

Parâmetro	VMA	Doca da Caldeirinha			Jardim da Estrela			Estufa Fria		
		Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
pH	5.0-9.0	7,8	10,4	8,6	7,9	8,4	8,15	7,4	8,4	7,8
Sulfatos (mg SO ₄ /l)	250	52	3104	923,8	<5	35	35	26	54	39,7
Cloretos (mg Cl/l)	250	246	20413	5652,1	21	26	23,5	16	41	29,2
Nitratos (mg NO ₃ /l)	-	<0,05	0,65	0,2	-	-	-	1,91	10,18	4,8
Azoto Amoniacal (mg N/l)	1	0,1	16,1	4,0	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Azoto Kjeldhal (mg N/l)	2	0,44	18,32	7,6	0,98	2,82	1,9	2,47	5,27	4
CBO5 (mg O ₂ /l)	5	<2	114	14,4	6	14	10	5	20	12,5
Fósforo Total (mg P/l)	1	0,01	3,53	0,9	<0,125	0,34	0,23	<0,125	0,17	0,1

No lago da Quinta das Conchas, e em ambos os lagos do Parque Oeste, nenhum dos valores dos parâmetros descritos acima se encontrava acima do limite dos objetivos propostos (Tabela 3). No entanto, as análises dos lagos do Parque Oeste avaliam menos parâmetros que os restantes, não existindo, por exemplo, valores para fósforo total, CBO, azoto amoniacal ou kjeldahl. Um dos parâmetros analisados nesses lagos são nitratos que não têm limite estabelecido nos objetivos. É de notar que os valores de nitratos apresentam grandes flutuações mas registam valores mais altos nos lagos do Parque Oeste do que em qualquer dos outros lagos, chegando a atingir 20,02 mg NO₃/l em 2017. Estas concentrações mais altas estão dentro do esperado considerando que a água que alimenta estes lagos apresenta uma contaminação por nitratos (entre 12,7 e 50 mg NO₃/l).

O lago 3 ao ser o lago menos profundo do caso de estudo é o único cujo fundo podia ser observado e em algumas das campanhas realizadas este estava coberto por um tapete de algas (Figura 23) o que é indicativo da presença de nutrientes no mesmo.



Figura 23 - Lago 3 Parque Oeste no dia 10/10/2020.

Além disso, num dos relatórios das análises cedidas pela CML (05/02/18) foi reportada a morte de peixes no lago 3. A data em questão não é consistente com um cenário de morte de peixes por depleção de oxigénio da água como consequência da morte e decomposição de algas por bactérias, uma vez que esse cenário seria mais provável no verão, mas tendo em conta os níveis de nutrientes deste lago essa hipótese não deve ser totalmente excluída.

Já para o lago da Quinta das Conchas apenas foi disponibilizada uma análise de 2018 com os mesmos parâmetros referidos anteriormente em falta. Como tal, não é possível tirar conclusões acerca da evolução da qualidade da água a partir desses dados.

O Jardim da Estrela ultrapassava os objetivos para o azoto kjeldhal (máximo registado: 11,87 mg N/l) e CBO (entre 6 e 22 mg O₂/l). Já o lago da Estufa Fria registava valores de pH acima de 9, azoto kjeldhal sempre acima do limite objetivo (entre 2,47 e 5,27 mg N/l) e CBO, apenas medida em 2 ocasiões, apresentava valores de 5 e 20 mg O₂/l.

A Doca da Caldeirinha tem um leque de análises mais extenso, com dados entre Janeiro de 2016 e Novembro de 2020 sendo, portanto, possível fazer uma análise mais completa, procurando variações sazonais e temporais.

Seguidamente, apresenta-se uma descrição mais detalhada do histórico da qualidade da água neste local. A discussão do efeito da limpeza da Doca e da colocação de ilhas flutuantes será apresentado no capítulo seguinte.

Diversos parâmetros têm valores acima dos objetivos estabelecidos: pH, sulfatos, cloretos, fósforo total, CBO, azoto amoniacal, azoto kjeldhal.

Relativamente ao pH este encontra-se entre 7,8 e 10,4, fazendo deste o lago do caso de estudo com maior pH registado. O valor de cloretos é sempre superior ao objetivo de qualidade e tem uma grande variabilidade podendo atingir valores mais baixos como 246 mg Cl/l, até o máximo registado de 20 413 mg Cl/l. Isto é expectável uma vez que a Doca da Caldeirinha recebe água do Estuário do Tejo. Já os sulfatos apenas em 2016 e 2017 ultrapassaram o objetivo de 250 mg SO₄/l.

O fósforo total atinge concentrações entre 0,05 e 3,53 mg P/l, estando assim, em algumas ocasiões acima dos 1 mg P/l recomendados, como pode ser observado na Figura 24. O valor máximo foi registado em 2018 e antecede as operações de limpeza da Doca da Caldeirinha, após as quais o fósforo apresenta concentrações abaixo de 1 mg P/l até Outubro de 2019 onde inicia nova subida até ao segundo pico de concentrações, 2,12 mg P/l em Dezembro desse ano.

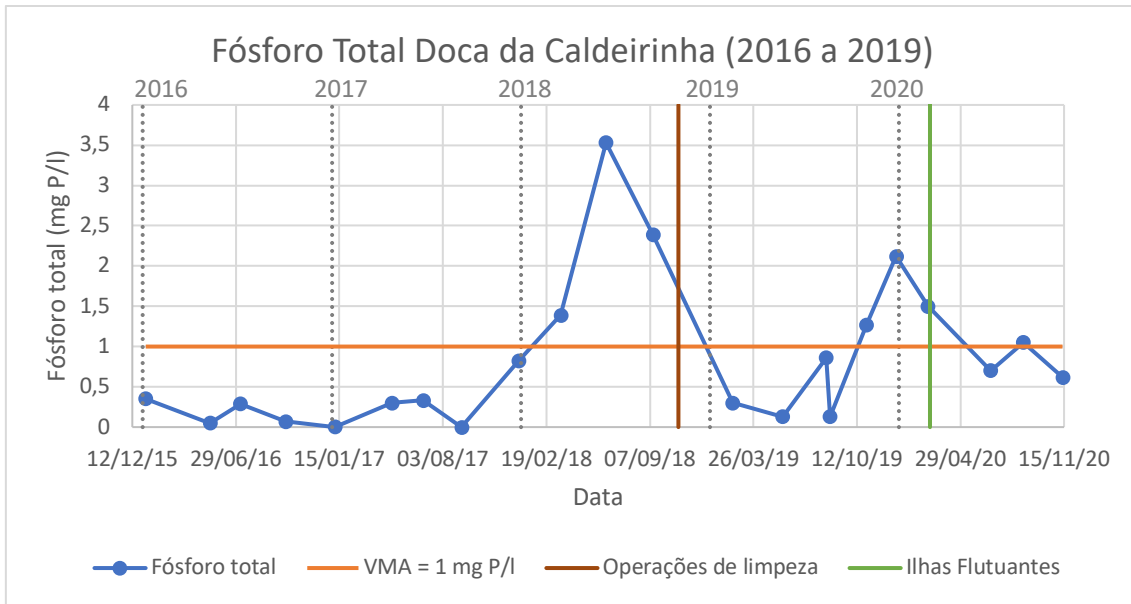


Figura 24 - Variação do fósforo total na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020.

O máximo registado de CBO (Figura 25) ocorreu no verão de 2017 (114 mg O₂/l) e não voltou a atingir valores dessa gama nos anos seguintes, sendo que a sua tendência é manter-se abaixo de 25 mg O₂/l. O ano de 2018 registou os valores mais baixos de CBO, sendo que nas três análises realizadas nesse ano o CBO esteve sempre abaixo de 5 mg O₂/l, valor máximos dos objetivos para as águas dos lagos. Nos anos 2016, 2017 e 2019 é possível notar uma variação sazonal, com os valores máximos de CBO a serem atingidos nos meses mais quentes, sofrendo depois uma queda à medida que as temperaturas descem. Já no ano 2020 a tendência geral foi de queda ao longo do ano, tendo-se atingindo o valor máximo em Fevereiro (24 mg O₂/l) e o mínimo em Novembro (4 mg O₂/l).

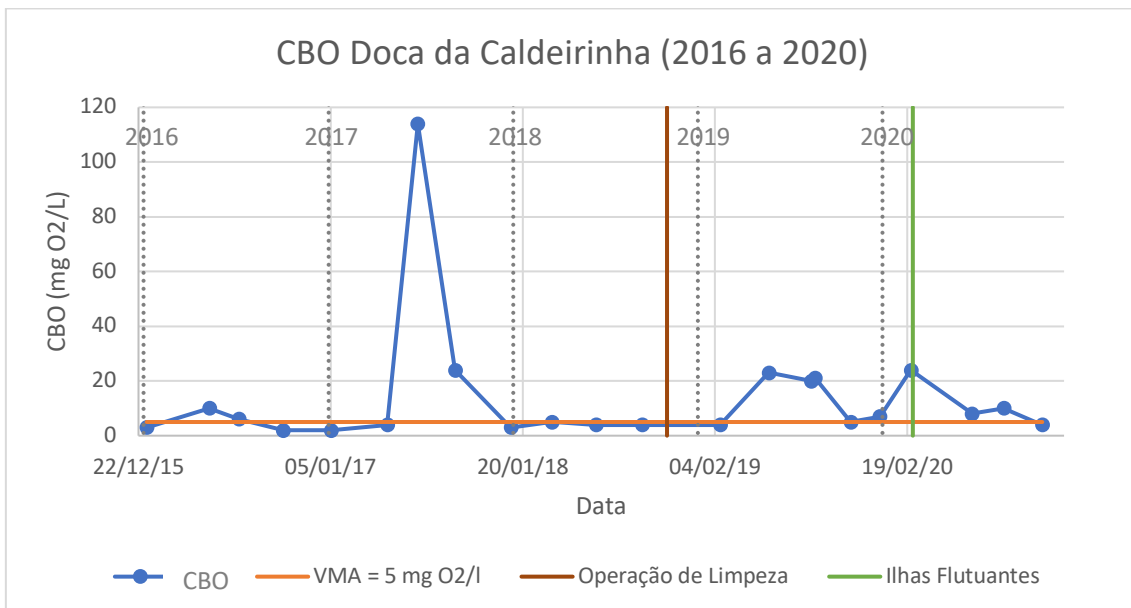


Figura 25 – Variação do CBO na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020.

Os valores de azoto amoniacal na Doca da Caldeirinha são apresentados na Figura 26, para o período entre 2017 e 2019. Observaram-se valores geralmente superiores a 1 mg N/l, sendo que o pico máximo foi atingido nos meses mais frios, registando concentrações entre 10,19 e 16,1 mg N/l. Isto é expectável acontecer devido à reduzida atividade bacteriana na decomposição do azoto devido a temperaturas mais baixas (Skiba 2008). Por outro lado, durante o ano de 2020 a concentração de azoto amoniacal foi sempre inferior ao objetivo estabelecido de 1 mg N/l, não se registando qualquer pico de concentração.

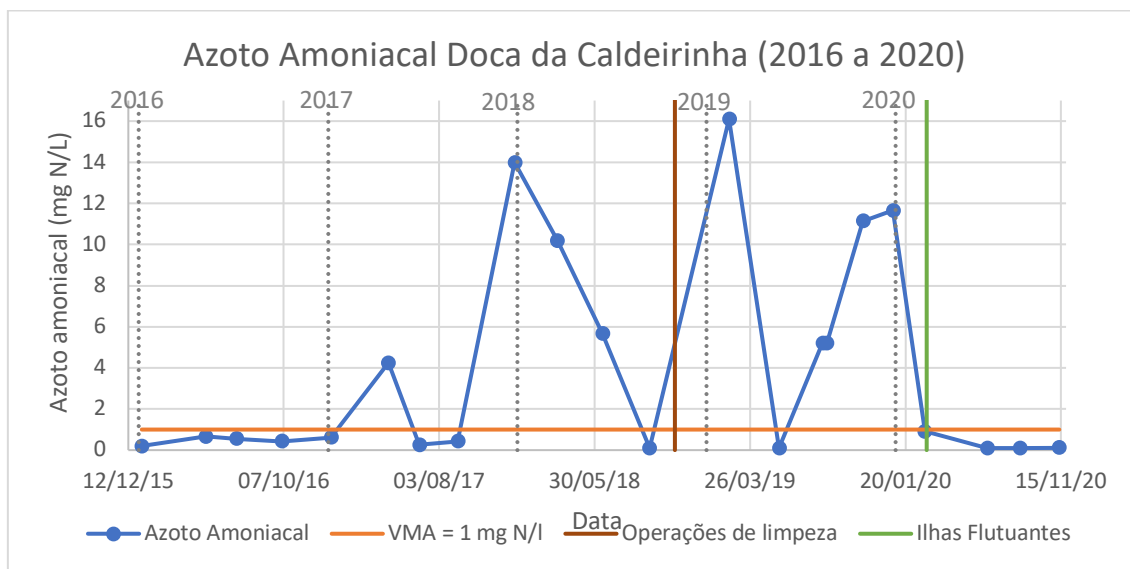


Figura 26 – Variação do azoto amoniacal na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020.

De forma idêntica ao azoto amoniacal, o azoto kjeldahl (Figura 27) também apresenta valores máximos de concentração nos meses mais frios do ano durante 2017, 2018 e 2019, entre 11,56 e 18,32 mg N/l. Durante o ano de 2020 a tendência é de queda, no entanto encontra-se acima do valor objetivo de concentração (2 mg N/l), ainda que bastante próximo (entre 2,28 e 2,8 mg N/l).

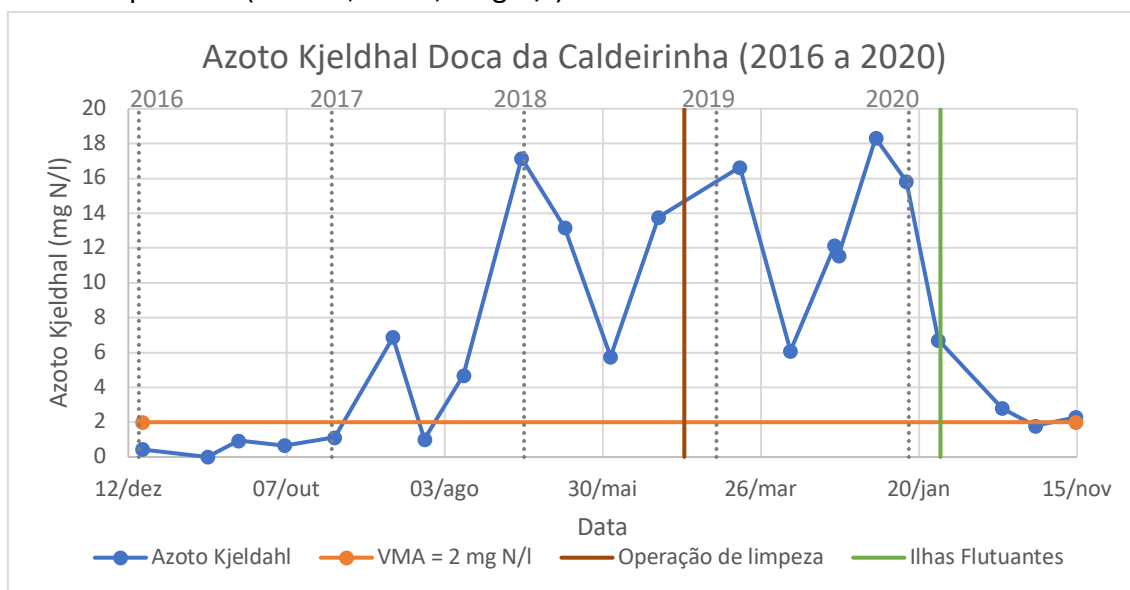


Figura 27 – Variação do azoto kjeldhal na Doca da Caldeirinha entre 2016 e 2020.

Os lagos em estudo apresentam valores da concentração de nutrientes acima dos valores estabelecidos no Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XXI, que define a qualidade mínima a atingir em águas superficiais, tomados como valores objetivo para estas águas. A redução da concentração de nutrientes é de extrema importância para a melhoria da qualidade da água dos lagos. A origem destes nutrientes pode ser externa (escorrências superficiais, águas residuais) ou interna (sedimentos de fundo ricos em nutrientes).

A carga externa é a primeira que deve ser corrigida, uma vez que se a entrada de nutrientes for continua será difícil controlar o fitoplâncton no lago, e conseqüentemente a qualidade da água. Além disso, quando sob controlo terá resultados quase imediatos uma vez que os nutrientes deixam de estar disponíveis para o fitoplâncton. No entanto, se o controlo da carga externa de nutrientes não revelar efeitos a nível do fitoplâncton isso pode significar que o problema está na carga interna de nutrientes. Isto será mais importante em lagos mais antigos que podem vir a acumular sedimentos há vários anos. Como tal, é necessária uma análise individual de cada caso em particular, além de uma continua monitorização da carga de nutrientes após medidas de redução das mesmas para averiguar se os resultados obtidos estão dentro do que seria esperado.

No caso do lago 5 do Parque Oeste a entrada de águas residuais é preocupante e deverá ser abordada o quanto antes. Ainda que seja um lago relativamente recente (cerca de 15 anos), terá de se colocar a possibilidade de existir uma quantidade de sedimentos no fundo considerável devido às descargas de águas residuais, e apoiado pelos altos níveis de SST registados.

4.7 Medidas de remediação passadas e correntes

4.7.1 Trabalhos de limpeza na Doca da Caldeirinha

A Doca da Caldeirinha é o lago em estudo que já sofreu mais intervenções numa tentativa de se melhorar a qualidade da água, apesar de ser o lago mais jovem (cerca de 6 anos) o que indica uma situação grave de má qualidade da água. No final de 2018 foi objeto de trabalhos de limpeza e desassoreamento que implicaram a drenagem das águas (remediação bastante invasiva), e no início de 2020 a instalação das ilhas flutuantes com vegetação.

De acordo com as análises cedidas pela CML, a primeira intervenção teve efeito pouco duradouro. Os níveis de CBO permaneceram relativamente baixos durante o ano de 2018, não ultrapassando os 5 mg O₂/l, e logo no ano de 2019 a concentração sobe e entre Maio e Agosto chega aos 20 e 23 mg O₂/l (Figura 25). O azoto amoniacal comportou-se de forma semelhante, sendo que em 2019 atingiu valores ligeiramente mais altos que em 2018 (16,1 vs 14 mg N/l) (Figura 26). Idem para o azoto kjeldahl cujos picos máximos e mínimos são comparáveis entre 2018 e 2019 (Figura 27).

O único parâmetro que apresenta melhorias é o fósforo total que atinge o valor máximo registado em 2018 (3,53 mg P/l) antes dos trabalhos de limpeza, e após os mesmos e até Outubro de 2019 mantém-se abaixo do VMA. No entanto, rapidamente volta a atingir um novo pico de concentração (2,12 mg P/l) no final de 2019 (Figura 24).

Aquando da instalação das ilhas flutuantes (cerca de 1 ano após a primeira intervenção), foi documentado pela empresa que realizou a instalação das mesmas a existência de algas na superfície da água, conforme se pode observar na Figura 28, o que mais uma vez indica que mesmo com a intervenção anterior a situação prevaleceu.



Figura 28 - Algas à superfície do lago na Doca da Caldeirinha (Fevereiro de 2020).

Partindo do princípio que após os trabalhos de limpeza existiam condições para que a qualidade da água fosse exemplar, a rápida degradação da qualidade da água poderá ser um indício de que a água que alimenta este lago poderá pelo menos em parte contribuir para esta situação, ou seja, a contribuição do rio Tejo poderá em parte estar na origem dos contaminantes e nutrientes. De forma a verificar essa hipótese e saber a extensão do problema seria necessário um melhor entendimento da real contribuição que o rio tem neste lago.

Este é, portanto, um excelente exemplo de como medidas invasivas como vazar um lago e remover os sedimentos de fundo, ainda que por vezes necessárias, não são de todo suficientes para manter uma boa qualidade da água a longo prazo.

4.7.2 Ilhas flutuantes com vegetação

Além da Doca da Caldeirinha também os lagos da Quinta dos Lilases, Estufa Fria e Jardim da Estrela têm ilhas flutuantes instaladas. Nestes três lagos as espécies de plantas são as mesmas sendo que a Doca da Caldeirinha recebeu espécies diferentes.

As diferenças no crescimento das plantas foram notórias. Tanto na Estufa Fria como no Jardim da Estrela não se observaram diferenças no crescimento vegetativo das plantas durante o período das campanhas, ou seja, entre Julho e Dezembro 2020 o aspeto das ilhas era bastante semelhante, conforme se pode observar pela Figura 29.



Figura 29 - Ilhas flutuantes nos lagos do Jardim da Estrela (em cima) e Estufa Fria (em baixo) em dois dias diferentes, 22/07/20 à esquerda e 19/12/20 à direita.

Já na Doca da Caldeirinha a evolução das plantas foi bastante positiva sendo que entre Julho e Dezembro 2020 se notava um crescimento significativo das plantas, conforme se pode observar na Figura 30.



Figura 30 - Ilhas flutuantes na Doca da Caldeirinha. Em cima a 22/07/20 e em baixo a 19/12/20.

Uma vez que se tratam de espécies distintas, as diferenças de crescimento apresentadas podem dever-se ao ciclo de vida das plantas, visto que é possível este tipo de vegetação apresentar um crescimento vigoroso durante a primavera e verão e um declínio no outono e inverno. Para validar esta hipótese seria necessário confirmar que espécies foram efetivamente instaladas nos lagos do Jardim da Estrela e Estufa Fria e verificar se o seu ciclo de vida apresenta estas características.

A capacidade de purificação desta técnica está dependente do crescimento vegetativo das plantas, uma vez que a quantidade de biomassa produzida é proporcional à capacidade de absorção de nutrientes pelas plantas (Sun and Fan 2019), assim como, da presença de microrganismos nas raízes das mesmas. É assim expectável que logo no ano de instalação das plantas na Doca da Caldeirinha estas já tenham começado a desempenhar a sua função e que as descidas da CBO, azoto amoniacal e azoto kjeldahl que se verificaram sejam devido à ação das mesmas. Durante o segundo ano com as ilhas será importante continuar a monitorização destes parâmetros para garantir que a descida dos mesmos se deveu realmente às ilhas, uma vez que em anos anteriores já se tinham experienciado concentrações mais baixas de CBO (em 2016 e 2018), azoto amoniacal e azoto kjeldahl (ambos em 2016).

No caso da Estufa Fria, ao longo das campanhas foi possível constatar que as ilhas se moveram (Figura 31) e em alguns casos parte da estrutura tinha-se separado e encontrava-se isolada do resto, com plantas a flutuar fora dos nichos (Figura 32). Isto pode indicar que as estruturas não estariam bem seguras e com o vento poderão ter-se soltado, o que por sua vez poderá danificar as ilhas ou ter um impacto na estabilidade das plantas fazendo com que estas saíssem dos nichos. Sendo assim, a eficiência da purificação da água poderá ter sido comprometida uma vez que o número de plantas no final do ano poderá ser inferior ao inicial, além de que existe a possibilidade de o número de ilhas e conseqüentemente percentagem de cobertura do lago poder também ter sido alterado ao longo do tempo.



Figura 31 - Ilhas flutuantes no lago da Estufa Fria, à esquerda no dia 26/09/20 e à direita no dia 12/12/20. É possível observar que a ilha redonda central na imagem da esquerda não existe na imagem da direita e a fileira que acompanhava a margem do lago na imagem da esquerda deslocou-se mais da margem na imagem da direita.



Figura 32 - Ilhas soltas no lago da Estufa Fria com plantas a flutuar à superfície fora dos nichos.

Como mencionado anteriormente, dada a longevidade do lago da Estufa Fria é possível que este tenha uma carga grande de sedimentos no fundo que poderá ser problemática para a recuperação deste lago. A principal forma de remoção de fósforo pelas ilhas flutuantes é por sedimentação (Masters 2012; Headley, R.T, Tanner 2006), fazendo com que o fósforo se acumule nos sedimentos, podendo ser mais tarde libertado (Søndergaard, Jensen, and Jeppesen 2003). Como tal, as ilhas flutuantes poderão não ser suficientes para recuperar a água deste lago e poderá ser necessária a remoção dos sedimentos do fundo.

4.8 Ambiente envolvente

De forma a tentar identificar as causas de má qualidade da água nos lagos em estudo será necessário ter em conta não só as análises disponíveis, assim como as características físicas de cada lago e o seu ambiente envolvente.

Como foi evidenciado anteriormente a Doca da Caldeirinha tem características muito diferentes dos restantes lagos. Primeiro, a sua localização. Este lago não está incluído num jardim, o pavimento é impermeabilizado à sua volta e a menos de 10 metros encontra-se a marginal de Lisboa. Como foi visto anteriormente, a existência de zonas tampão à volta do lago é extremamente importante para protegerem as margens e reduzirem as cargas de escoamento (Cappiella and Schueler 2001; L Naselli-Flores 2008). Como tal, este será o lago mais desprotegido e com maior probabilidade de contaminações através de escorrências superficiais, por exemplo.

Por outro lado, é também o lago com menor vegetação envolvente, não há relva nem arbustos, apenas uma árvore de grande porte. É de esperar que detritos vegetais que possam cair no lago sejam pouco significativos e não serão os principais responsáveis por cargas de nutrientes mais altas que possam existir.

Outro fator importante neste lago, e que mais uma vez o destaca dos restantes, é a origem da água, que ao ser proveniente do rio Tejo apresenta uma salinidade acima do comum para lagos urbanos. Mas dada a sua origem, a salinidade elevada é justificada e por si só não levanta preocupação.

Ferreira et al. (2003) estima que as afluições de azoto e fósforo ao estuário do Tejo atingem, respetivamente as 39,12 tonN/dia e 11,73 tonP/dia. As principais fontes de contaminação de nutrientes do estuário do Tejo são os efluentes domésticos, tratados e não tratados, dos concelhos ribeirinhos e as cargas provenientes dos rios Tejo, Sorraia e Trancão que incluem fontes pontuais e difusas, domésticas, industriais e agrícolas (Guerreiro et al. 2017).

Nas situações de pluviosidade intensa são realizadas descargas para o estuário de esgoto pluvial, com esgoto doméstico diluído, que têm, por isso, concentrações reduzidas de matéria poluente. Acresce que o caudal de esgoto pluvial descarregado é bastante reduzido, quando comparado com o caudal do rio Tejo e com o volume de maré do estuário. O impacto destas descargas no estado do estuário é, assim, em regra reduzido (Guerreiro et al. 2017).

Posto isto, é possível que a origem da água seja o principal fator da degradação da água na Doca da Caldeirinha, sendo por isso importante realizar esforços no sentido de perceber o contributo do estuário do Tejo para este lago.

Outro fator importante a destacar, é o tempo de residência da água na Doca da Caldeirinha que ao ser desconhecido torna mais difícil avaliar possíveis remediações para o lago, uma vez que tempos de residência mais longos associados a altas cargas de nutrientes estão muitas vezes na origem de lagos com mais algas, uma vez que estas têm tempo de usar os nutrientes, crescerem e se multiplicarem (Stoianov, Chapra, and Maksimovic 2000).

Os restantes 5 lagos em análise partilham características comuns no que diz respeito ao ambiente envolvente e ao desenvolvimento das suas margens, uma vez que todos eles estão inseridos em jardins públicos com zonas relvadas e árvores. As zonas relvadas são importantes uma vez que permitem a infiltração, diminuindo assim as escorrências superficiais que chegam aos lagos (Flores 2008). A vegetação ao redor dos lagos, como árvores, também terá um impacto nos mesmos ao fornecer detritos que se poderão acumular e decompor, contribuindo para a carga de nutrientes, e por outro lado, também conferem sombra aos lagos quando se encontram próximas das margens, o que poderá contribuir para temperaturas da água mais baixas (Palik et al. 2001). O Jardim da Estrela consistentemente exibiu temperaturas da água mais baixas que os restantes lagos sendo que é o lago com mais árvores à sua volta.

Outro fator comum, é a presença de populações de aves. Lagos em zonas urbanas são considerados hot spots de biodiversidade (Oertli and Parris 2019) e aves aquáticas são talvez o animal que mais comumente associamos a este tipo de

ambientes. As aves são problemáticas para a qualidade da água destes lagos não só por defecarem no lago (Scherer et al. 1995), mas também porque em alguns casos os visitantes têm tendência a alimentá-las, o que normalmente acontece quando os patos estão dentro do lago, sendo que isso poderá contribuir para uma maior carga de nutrientes e matéria orgânica (G. Waajen et al. 2016; Scherer et al. 1995). Isto é sem dúvida um problema no Jardim da Estrela, onde a alimentação dos patos é de tal forma frequente que o seu comportamento está condicionado e eles próprios se aproximam das pessoas à procura de alimento, o que serve de incentivo à sua alimentação, frequentemente por adultos acompanhados de crianças. As campanhas realizadas para recolha da água não foram de forma nenhuma longas ou frequentes o suficiente para permitirem concluir se a alimentação de aves se verifica nos restantes lagos.

Posto isto, é importante a limpeza dos relvados durante o outono, recolhendo as folhas caídas evitando assim que estas acabem no lago, ou investindo em equipamentos “skimmer” que permitem a recolha das mesmas da superfície do lago (“Pond Skimmers | Aquascape Pond Filtration System” n.d.). Manter a população de aves sob controlo, tendo em conta o número das mesmas e desencorajar a alimentação por parte de visitantes, através de campanhas de sensibilização, por exemplo.

O Parque Oeste tem 6 lagos, todos com uma característica comum: os lagos encontram-se na cota mais baixa do parque, sendo que toda a zona relvada envolvente apresenta declive até à zona da água. Isto é importante, uma vez que poderá significar que mais escorrências superficiais cheguem aos lagos comparativamente a lagos em zonas planas como o da Quinta das Conchas, por exemplo. No Parque Oeste, a zona relvada é extensa o suficiente para que a maior parte das escorrências superficiais possam infiltrar-se antes de atingirem a água, mas em caso de chuvas fortes ou em que o solo já se encontre saturado poderá haver contribuição das escorrências superficiais para os lagos. Outro fator possivelmente influenciado pelo declive são os detritos que caem das árvores, que poderão ser transportados pelo vento e muito facilmente se irão acumular nas zonas de cota mais baixa, neste caso os lagos. Finalmente, é importante notar que os lagos estarem na cota mais baixa do Parque combinado com serem rodeados por prédios, poderá conferir um certo grau de proteção ao vento forte o que terá impacto na possível perturbação da água e conseqüente ressuspensão de sedimentos de fundo pelo vento (Condie and Webster 2001), sendo expectável que seja mais reduzido comparativamente a lagos mais expostos.

4.9 Limitações encontradas

Este trabalho apresentou algumas limitações. Por um lado, as análises realizadas como parte experimental não foram frequentes o suficiente o que dificulta tirar conclusões acerca da evolução de determinados parâmetros, ao mesmo tempo que foram realizadas a intervalos irregulares. Tendo em conta que alguns parâmetros

podem sofrer variações sazonais ou com a precipitação, campanhas a intervalos regulares por um período de tempo que englobasse as diferentes estações do ano seria o ideal.

As análises cedidas pela CML ainda que mais completas e com uma grande variedade de parâmetros analisados também não foram em número ou frequência suficientes para permitir um historial mais completo dos lagos, com exceção da Doca da Caldeirinha onde foi possível perceber a evolução de diferentes parâmetros ao longo de vários anos, evidenciando assim a importância de análises realizadas ao longo de um período de tempo mais amplo.

Além disso, as amostras foram pouco representativas, uma vez que foi recolhida apenas uma amostra para cada lago e, por exemplo, o lago 5 do Parque Oeste dadas as suas dimensões pode apresentar variações em diferentes locais.

Outro fator que comprometeu a extensão das conclusões que puderam ser feitas foi a falta da análise de certos parâmetros. Outros estudos sobre qualidade de água em lagos eutrofizados medem clorofila “a” como indicador de fitoplâncton (J. E. Rulley and Rusch 2004), assim como a profundidade de secchi como indicador da transparência e o nível de turbidez da água (Rosińska et al. 2017). Para efeitos de comparação a medição desses parâmetros é importante, além de que permite avaliar características importantes de lagos. Por um lado, a clorofila “a” permite fazer a distinção entre materiais inertes e algas nos SST, possibilitado perceber a que se deve a turbidez da água. Já a profundidade de secchi permitiria avaliar a evolução da transparência da água com as novas medidas de remediação.

Com a Diretiva Quadro da água lagos por toda a Europa têm recebido mais atenção e têm sido feitos esforços para se melhorar a qualidade da água dos mesmos, cada vez mais com recurso a técnicas de remediação mais naturais e com resultados a longo prazo, como a fitorremediação. No entanto, uma vez que os lagos mais pequenos não são abrangidos pela Diretiva ou outro tipo de legislação estes ainda continuam a ser na maioria dos casos negligenciados, ou quando finalmente são recuperados a sua evolução é pouco documentada, tornando difícil fazer comparações com outros lagos urbanos.

5 Conclusões e Recomendações

O presente estudo analisou as características de diferentes lagos em jardins públicos da cidade metropolitana de Lisboa, recorrendo a análises químicas cedidas pela CML, análises de SST, CQO, pH, oxigénio dissolvido e condutividade elétrica, assim como observações realizadas no decorrer das mesmas. Três dos lagos estudados (Doca da Caldeirinha, Jardim da Estrela e Estufa Fria) têm já ilhas flutuantes com vegetação instaladas como medida de remediação da qualidade da água.

Os resultados obtidos estavam de acordo com o esperado de lagos em paisagens urbanas: lagos artificiais, pequenos e pouco profundos, piso impermeável na proximidade dos mesmos, cargas de nutrientes elevadas que contribuem para a eutrofização, descarga de águas residuais, populações de aves que se concentram nestes locais onde são alimentadas por visitantes, água turva com um aspeto esteticamente pouco agradável e desprovida de macrófitas.

Com exceção do lago da Quinta das Conchas, para o qual não existiam dados suficientes, pode concluir-se que todos os lagos têm concentrações de nutrientes altas, de origem externa ao lago e podem resumir-se em:

- folhas que caem e se acumulam nos lagos,
- escorrências superficiais,
- a presença de aves e a sua alimentação pelos visitantes,
- a origem da água (em particular o Parque Oeste uma vez que é alimentado por água de furo contaminada com nitratos e a Doca da Caldeirinha que recebe água do rio Tejo),
- descarga de águas residuais (no Parque Oeste).

É fundamental reduzir a carga externa de nutrientes sempre que possível, antes de se procederem a outro tipo de medidas de remediação, uma vez que se a carga externa não for controlada outro tipo de medidas implementadas poderão não ter sucesso (Jensen, Reitzel, and Egemose 2015).

Os objetivos estabelecidos para a qualidade da água dos lagos com ilhas flutuantes têm como VMA para o fósforo 1 mg P/l. Poderá ser necessário estabelecer um novo limite para o fósforo, mais baixo, de acordo com as indicações dadas no subcapítulo 2.2.3, por exemplo.

O pH ultrapassou o valor limite dos objetivos em 3 dos lagos: lago 3 do Parque Oeste, Doca da Caldeirinha e Estufa Fria. Os dois últimos lagos têm ilhas flutuantes instaladas que podem ajudar a descer o pH através da libertação de ácidos húmicos (Dodkins, Mendzil, and O’Dea 2014; Borne, Fassman, and Tanner 2013).

O lago da Estufa fria apresentou os valores máximos e mínimos de CQO (5 e 136 mg/l), sendo mais alto nos meses quentes. Já o valor objetivo de 5 mg/l para o CBO foi

ultrapassado durante o ano de 2020 nos lagos da Doca da Caldeirinha (8 a 24 mg/l), Jardim da Estrela (6 a 22 mg/l) e Estufa Fria (20 mg/l). Mais uma vez, os lagos do Parque Oeste e Quinta das Conchas não apresentam resultados para este parâmetro.

Finalmente, todos os lagos registaram SST tendo-se obtido as concentrações mais altas para o Jardim da Estrela (110 mg/l) e lago 5 do Parque Oeste (113 mg/l). No caso do Parque Oeste é possível que esta concentração de sólidos seja devido à descarga de águas residuais.

Entre Novembro de 2019 e Março de 2020 foram instaladas ilhas flutuantes nos lagos da Doca da Caldeirinha, Jardim da Estrela e Estufa Fria. A Doca da Caldeirinha foi o lago que apresentou um maior desenvolvimento das plantas durante o período das campanhas, o que poderá estar na origem das descidas de concentração verificadas para CBO, azoto amoniacal e kjeldhal. Poderá ser necessária a remoção de sedimentos como medida complementar às ilhas flutuantes, além da remoção de material senescente para evitar a sua reentrada no corpo de água. Dodkins et al. (2014) recomendam 20% da área do lago coberta com ilhas, superior aos 9 a 12% implementados. Desta forma, se os lagos não alcançarem os objetivos de qualidade de água propostos, aumentar a percentagem de cobertura poderá ser um cenário a ter em conta.

6 Referências Bibliográficas

- Ali, Saja Al, Xavier Debadé, Ghassan Chebbo, Béatrice Béchet, and Céline Bonhomme. 2017. "Contribution of Atmospheric Dry Deposition to Stormwater Loads for PAHs and Trace Metals in a Small and Highly Trafficked Urban Road Catchment." *Environmental Science and Pollution Research* 24 (34): 26497–512. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0238-1>.
- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater*. Springfield, Washington: Byrd Prepress.
- Bachmann, Roger W., Mark V. Hoyer, and Daniel E. Canfield. 1999. "The Restoration of Lake Apopka in Relation to Alternative Stable States." *Hydrobiologia* 394: 219–32. <https://doi.org/10.1023/A:1003638329772>.
- Bennion, H., and M. A. Smith. 2000. "Variability in the Water Chemistry of Shallow Ponds in Southeast England, with Special Reference to the Seasonality of Nutrients and Implications for Modelling Trophic Status." *Hydrobiologia* 436: 145–58. <https://doi.org/10.1023/A:1026527519558>.
- Bhat, Mohd Muzamil, Taiyyaba Yazdani, Kamini Narain, Mohammad Yunus, and Ravinder Nath Shukla. 2009. "Water Quality Status of Some Urban Ponds of Lucknow, Uttar Pradesh." *Journal of Wetlands Ecology* 2: 67–73. <https://doi.org/10.3126/jowe.v2i1.1866>.
- Biggs, Jeremy, Penny Williams, Mericia Whitfield, Pascale Nicolet, and Anita Weatherby. 2005. "15 Years of Pond Assessment in Britain: Results and Lessons Learned from the Work of Pond Conservation." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15 (6): 693–714. <https://doi.org/10.1002/aqc.745>.
- Bilotta, G. S., and R. E. Brazier. 2008. "Understanding the Influence of Suspended Solids on Water Quality and Aquatic Biota." *Water Research* 42 (12): 2849–61. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>.
- Bluemater. n.d. "Cork Floating Island." Accessed April 6, 2021. <https://www.bluemater.com/equipment/cork-floating-island/>.
- Bolund, Per, and Sven Hunhammar. 1999. "Ecosystem Services in Urban Areas" 29: 293–301.
- Borne, Karine E., Elizabeth A. Fassman, and Chris C. Tanner. 2013. "Floating Treatment Wetland Retrofit to Improve Stormwater Pond Performance for Suspended Solids, Copper and Zinc." *Ecological Engineering* 54: 173–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.031>.
- Brix, Hans, and Hans-Henrik Schierup. 1990. "Soil Oxygenation in Constructed Reed Beds: The Role of Macrophyte and Soil-Atmosphere Interface Oxygen Transport." In *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, 53–66. International Association on Water Pollution Research and Control. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-040784-5.50010-3>.
- Brönmark, Christer, and Lars Anders Hansson. 2002a. "Environmental Issues in Lakes and Ponds: Current State and Perspectives." *Environmental Conservation* 29 (3): 290–306. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000218>.
- . 2002b. "Environmental Issues in Lakes and Ponds: Current State and Perspectives." *Environmental Conservation* 29 (3): 290–307. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000218>.
- Brosfokske, Kimberley D., Jiquan Chen, Robert J. Naiman, and Jerry F. Franklin. 1997.

- “Harvesting Effects on Microclimatic Gradients from Small Streams to Uplands in Western Washington.” *Ecological Applications* 7 (4): 1188–1200.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1188:HEOMGF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1188:HEOMGF]2.0.CO;2).
- Cappiella, Karen, and Tom Schueler. 2001. “Crafting a Lake Protection Ordinance.” *Urban Lake Protection Ordinance* 4 (3): 752–54.
- Chen, Zhaoqiong, Dan Zhao, Mingliang Li, Weiguo Tu, Xiaoming Luo, and Xin Liu. 2020. “A Field Study on the Effects of Combined Biomanipulation on the Water Quality of a Eutrophic Lake.” *Environmental Pollution* 265.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115091>.
- Chorus, Ingrid, and Jamie Bartram. 1999. “Chapter 9. Remedial Measures.” In *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon.
- Christoffersen, Kirsten, Bo Riemann, Annette Klynsner, and Morten Søndergaard. 1993. “Potential Role of Fish Predation and Natural Populations of Zooplankton in Structuring a Plankton Community in Eutrophic Lake Water.” *Limnology and Oceanography* 38 (3): 561–73. <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.3.0561>.
- Clark, Shirley E., Steven Burian, Robert Pitt, and Richard Field. 2007. “Urban Wet-Weather Flows.” *Water Environment Research* 79 (10): 1166–1227.
<https://doi.org/10.2175/106143007x218386>.
- Colares, Gustavo S., Naira Dell’Osbel, Patrik G. Wiesel, Gislayne A. Oliveira, Pedro Henrique Z. Lemos, Fagner P. da Silva, Carlos A. Lutterbeck, Lourdes T. Kist, and Ênio L. Machado. 2020. “Floating Treatment Wetlands: A Review and Bibliometric Analysis.” *Science of the Total Environment* 714: 136776.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136776>.
- Condie, S. A., and I. T. Webster. 2001. “Estimating Stratification in Shallow Water Bodies from Mean Meteorological Conditions.” *Journal of Hydraulic Engineering* 127: 286–92.
- Cooke, GD, EB Welch, SA Peterson, and SA Nichols. 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 3rd ed. Boca Raton (FL): Taylor & Francis.
- Cordeiro, Sofia. 2016. “Relatório de Visita Parque Vale Grande (Parque Oeste).” 2016.
<https://www.am-lisboa.pt/documentos/147462109615eFH2zr2Lp41JJ6.pdf>.
- Dai, Yanran, Chenrong Jia, Wei Liang, Shenghua Hu, and Zhenbin Wu. 2012. “Effects of the Submerged Macrophyte *Ceratophyllum Demersum* L. on Restoration of a Eutrophic Waterbody and Its Optimal Coverage.” *Ecological Engineering* 40: 113–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.023>.
- Daniel, T. C., R. C. Wendt, P. E. McGuire, and D. Stoffel. 1980. “Nonpoint Source Loading Rates From Selected Land Uses.” *Paper - American Society of Agricultural Engineers* 18 (1).
- Davis, Allen P., Mohammad Shokouhian, and Shubei Ni. 2001. “Loading Estimates of Lead, Copper, Cadmium, and Zinc in Urban Runoff from Specific Sources.” *Chemosphere* 44 (5): 997–1009. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0).
- Dhote, Sangeeta, and Savita Dixit. 2009. “Water Quality Improvement through Macrophytes - A Review.” *Environmental Monitoring and Assessment* 152: 149–53. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0303-9>.
- “Directiva Quadro Da Água.” n.d. Accessed July 8, 2020. <http://apambiente.pt/dqa/>.
- Dodkins, Ian, Anouska F. Mendzil, and Leela O’Dea. 2014. “Enterprise Assist: Floating Treatment Wetlands (FTWs) in Water Treatment: Treatment Efficiency and

- Potential Benefits of Activated Carbon." *SEACAMS Swansea University*.
- Dokulil, M. T., and K. Teubner. 2000. "Cyanobacterial Dominance in Lakes." *Hydrobiologia* 438: 1–12. <https://doi.org/10.1023/A:1004155810302>.
- "Dredging Cost | Dredge America." n.d. Accessed January 19, 2021. <https://dredgeamerica.com/helpful-information/dredging-cost/>.
- "Dredging Lakes & Sediment Removal Services: Pond Management." n.d. Accessed January 5, 2021. <https://www.solitudelakemanagement.com/dredging-lakes-and-ponds-pondcompanies-sediment-removal-services>.
- Farjalla, Vinicius F., Francisco A. Esteves, Reinaldo L. Bozelli, and Fábio Roland. 2002. "Nutrient Limitation of Bacterial Production in Clear Water Amazonian Ecosystems." *Hydrobiologia* 489 (1990): 197–205. <https://doi.org/10.1023/A:1023288922394>.
- Ferreira, J G, T Simas, A Nobre, M C Silva, K Shifferegger, and J. Lencart-Silva. 2003. *Identification of Sensitive Areas and Vulnerable Zones in Transitional and Coastal Portuguese Systems*. ResearchGate.
- Flores, LN. 2008. "Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care." *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*, 1333–37. http://www.researchgate.net/publication/228465620_Urban_Lakes_Ecosystems_at_Risk_Worthy_of_the_Best_Care/file/d912f50d33ceee2fb5.pdf.
- Gagnon, V., F. Chazarenc, Y. Comeau, and J. Brisson. 2007. "Influence of Macrophyte Species on Microbial Density and Activity in Constructed Wetlands." *Water Science and Technology* 56 (3): 249–54. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.510>.
- George, Glen, Margaret Hurley, and Diane Hewitt. 2007. "The Impact of Climate Change on the Physical Characteristics of the Larger Lakes in the English Lake District." *Freshwater Biology* 52: 1647–66. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01773.x>.
- Gianuca, Andros T., Jessie Engelen, Kristien I. Brans, Fabio Toshiro T. Hanashiro, Matthias Vanhamel, Edwin M. van den Berg, Caroline Souffreau, and Luc De Meester. 2018. "Taxonomic, Functional and Phylogenetic Metacommunity Ecology of Cladoceran Zooplankton along Urbanization Gradients." *Ecography* 41 (1): 183–94. <https://doi.org/10.1111/ecog.02926>.
- Gledhill, David G., and Philip James. 2012. "Socio-Economic Variables as Indicators of Pond Conservation Value in an Urban Landscape." *Urban Ecosystems* 15 (4): 849–61. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0242-7>.
- Goodman, Keli J., Michelle A. Baker, and Wayne A. Wurtsbaugh. 2011. "Lakes as Buffers of Stream Dissolved Organic Matter (DOM) Variability: Temporal Patterns of DOM Characteristics in Mountain Stream-Lake Systems." *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 116: 1–15. <https://doi.org/10.1029/2011JG001709>.
- Goulder, R. 1969. "Interactions between the Rates of Production of a Freshwater Macrophyte and Phytoplankton in a Pond." *Oikos* 20 (2): 300–309. <https://doi.org/10.2307/3543197>.
- Granéli, Edna, and Jefferson T. Turner. 2006. *Ecology of Harmful Algae (Ecological Studies)*. Vol. 189. Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1029/2007eo300006>.
- Guerreiro, Ana, António Monteiro, Filipa Ferreira, Frank Braunschweig, Joana Simões, João Guimarães, José Saldanha Matos, et al. 2017. "Plano Geral de Drenagem de Lisboa 2016-2030." *Revista Recursos Hídricos*. Lisboa.

- <https://doi.org/10.5894/rh38n1-d3>.
- Guo, Yiming, Yunguo Liu, Guangming Zeng, Xinjiang Hu, Xin Li, Dawei Huang, Yunqin Liu, and Yicheng Yin. 2014. "A Restoration-Promoting Integrated Floating Bed and Its Experimental Performance in Eutrophication Remediation." *Journal of Environmental Sciences (China)* 26 (5): 1090–98. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60500-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60500-8).
- Hallegraeff, Gustaaf, Donald M Anderson, Allan Cembella, and H. O. Enevoldsen. 2003. *Manual on Harmful Marine Microalgae*. 2nd ed. Paris: Unesco Publishing.
- Hammond, D., and A.R. Pryce. 2007. "Climate Change Impacts and Water Temperature." *Environment Agency*.
- Hanson, Paul C., Stephen R. Carpenter, Jeffrey A. Cardille, Michael T. Coe, and Luke A. Winslow. 2007. "Small Lakes Dominate a Random Sample of Regional Lake Characteristics." *Freshwater Biology* 52: 814–22. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01730.x>.
- Hassan, H., T. Aramaki, K. Hanaki, T. Matsuo, and R. Wilby. 1998. "Lake Stratification and Temperature Profiles Simulated Using Downscaled GCM Output." *Water Science and Technology* 38 (11 pt 9): 217–26. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00658-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00658-1).
- Headley, R.T, Tanner, C.C. 2006. "Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. Client Technical Report Prepared for Auckland Council."
- Holm, L. G., D. L. Plucknett, V. Pancho, and J. P. Herberger. 1977. *The World's Worst Weeds: Distribution and Biology*.
- Horton, Robert E. 1933. "The Role of Infiltration in the Hydrology Cycle." *Transactions, American Geophysical Union* 14 (1): 446–60.
- Huisman, Jef, Jonathan Sharples, Jasper M. Stroom, Petra M. Visser, W. Edwin A. Kardinaal, Jolanda M. H. Verspagen, and Ben Sommeijer. 2004. "Changes in Turbulent Mixing Shift Competition for Light Between Phytoplankton Species." *Ecology* 85 (11): 2960–70.
- Hwang, Hyun Min, Matthew J. Fiala, Dongjoo Park, and Terry L. Wade. 2016. "Review of Pollutants in Urban Road Dust and Stormwater Runoff: Part 1. Heavy Metals Released from Vehicles." *International Journal of Urban Sciences* 20 (3): 334–60. <https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041>.
- "IPMA - Monitorização Diária." n.d. Accessed April 7, 2021. <https://www.ipma.pt/pt/oclima/monitoriza.dia/>.
- Jain, S. K., P. Vasudevan, and N. K. Jha. 1989. "Removal of Some Heavy Metals from Polluted Water by Aquatic Plants: Studies on Duckweed and Water Velvet." *Biological Wastes* 28 (2): 115–26. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(89\)90075-X](https://doi.org/10.1016/0269-7483(89)90075-X).
- James, William F., John W. Barko, Harry L. Eakin, and Patrick W. Sorge. 2002. "Phosphorus Budget and Management Strategies for an Urban Wisconsin Lake." *Lake and Reservoir Management* 18 (2): 149–63. <https://doi.org/10.1080/07438140209354145>.
- Jensen, Henning S., Kasper Reitzel, and Sara Egemose. 2015. "Evaluation of Aluminum Treatment Efficiency on Water Quality and Internal Phosphorus Cycling in Six Danish Lakes." *Hydrobiologia* 751 (1): 189–99. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2186-4>.

- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Sondergaard, T. Lauridsen, and F. Landkildehus. 2000. "Trophic Structure, Species Richness and Biodiversity in Danish Lakes: Changes along a Phosphorus Gradient." *Freshwater Biology* 45 (2): 201–18. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x>.
- Jeppesen, Erik, Martin Søndergaard, Jens Peder Jensen, Erik Mortensen, Anne Mette Hansen, and Torben Jørgensen. 1998. "Cascading Trophic Interactions from Fish to Bacteria and Nutrients after Reduced Sewage Loading: An 18-Year Study of a Shallow Hypertrophic Lake." *Ecosystems* 1: 250–67. <https://doi.org/10.1007/s100219900020>.
- Jeppesen, Erik, Martin Søndergaard, Torben L. Lauridsen, Thomas A. Davidson, Zhengwen Liu, Nestor Mazzeo, Carolina Trochine, et al. 2012. "Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication. Recent Advances and Future Challenges." *Advances in Ecological Research* 47: 411–88. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5>.
- Jian-wei, Zhao, Shan Bao-qing, and Yin Cheng-qing. 2007. "Pollutant Loads of Surface Runoff in Wuhan City Zoo, an Urban Tourist Area." *Journal of Environmental Sciences* 19 (4): 464–68. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60077-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60077-1).
- Jing, Liandong, Song Bai, Yihua Li, Yue Peng, Chenxi Wu, Jiantong Liu, Guoxiang Liu, Zhicai Xie, and Gongliang Yu. 2019. "Dredging Project Caused Short-Term Positive Effects on Lake Ecosystem Health: A Five-Year Follow-up Study at the Integrated Lake Ecosystem Level." *Science of the Total Environment* 686: 753–63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.133>.
- Jöhnk, Klaus D., Jef Huisman, Jonathan Sharples, Ben Sommeijer, Petra M. Visser, and Jasper M. Stroom. 2008. "Summer Heatwaves Promote Blooms of Harmful Cyanobacteria." *Global Change Biology* 14 (3): 495–512. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x>.
- Kadlec, Robert H., and Scott Wallace. 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>.
- Kayaalp, Necati, Mustafa Evren Ersahin, Hale Ozgun, Ismail Koyuncu, and Cumali Kinaci. 2010. "A New Approach for Chemical Oxygen Demand (COD) Measurement at High Salinity and Low Organic Matter Samples." *Environmental Science and Pollution Research* 17 (9): 1547–52. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0341-z>.
- Kelly, Carol A., Everett Fee, Patricia S. Ramlal, John W.M. Rudd, Raymond H. Hesslein, Cory Anema, and Eva U. Schindler. 2001. "Natural Variability of Carbon Dioxide and Net Epilimnetic Production in the Surface Waters of Boreal Lakes of Different Sizes." *Limnology and Oceanography* 46 (5): 1054–64. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.5.1054>.
- Kennedy, Robert H., and G. Dennis Cooke. 1982. "Control of Lake Phosphorus with Aluminum Sulfate: Dose Determination and Application Techniques." *Journal of the American Water Resources Bulletin* 18 (3): 389–95.
- Kosten, Sarian, Vera L.M. Huszar, Eloy Bécares, Luciana S. Costa, Ellen van Donk, Lars Anders Hansson, Erik Jeppesen, et al. 2012. "Warmer Climates Boost Cyanobacterial Dominance in Shallow Lakes." *Global Change Biology* 18 (1): 118–26. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x>.
- Kunimatsu, Takao, Miki Sudo, and Takeshi Kawachi. 1999. "Loading Rates of Nutrients Discharging from a Golf Course and a Neighboring Forested Basin." *Water Science*

- and Technology* 39 (12): 99–107. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00324-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00324-8).
- Lamers, Leon P.M., Falla Sarah-J., Edyta M. Samborska, Ivo A.R. Van Dulken, Gijs Van Hengstum, and Jan G.M. Roelofs. 2002. "Factors Controlling the Extent of Eutrophication and Toxicity in Sulfate-Polluted Freshwater Wetlands." *Limnology and Oceanography* 47 (2): 585–93. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.2.0585>.
- Lauridsen, Torben L., Jens Peder Jensen, Erik Jeppesen, and Martin Søndergaard. 2003. "Response of Submerged Macrophytes in Danish Lakes to Nutrient Loading Reductions and Biomanipulation." *Hydrobiologia* 506–509: 641–49. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008633.17385.70>.
- Le, C., Y. Zha, Y. Li, D. Sun, H. Lu, and B. Yin. 2010. "Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control." *Environmental Management* 45 (4): 662–68. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9440-3>.
- Li, Xian Ning, Hai Liang Song, Wei Li, Xi Wu Lu, and Osamu Nishimura. 2010. "An Integrated Ecological Floating-Bed Employing Plant, Freshwater Clam and Biofilm Carrier for Purification of Eutrophic Water." *Ecological Engineering* 36 (4): 382–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.004>.
- Lijklema, Lambertus. 1994. "Nutrient Dynamics in Shallow Lakes: Effects of Changes in Loading and Role of Sediment-Water Interactions." *Hydrobiologia* 275–276: 335–48. <https://doi.org/10.1007/BF00026724>.
- Line, D. E., G. D. Jennings, M. B. Shaffer, J. Calabria, and W. F. Hunt. 2008. "Evaluating the Effectiveness of Two Stormwater Wetlands in North Carolina." *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 51 (2): 521–28.
- Long, G. R., M. A. Ayers, E. Callender, and P. C. Van Metre. 2003. "Trends in Chemical Concentration in Sediment Cores from Three Lakes in New Jersey and One Lake on Long Island, New York."
- Łopata, Michal, Helena Gawrońska, Bożena Jaworska, and Grzegorz Wiśniewski. 2013. "Restoration of Two Shallow, Urban Lakes Using the Phosphorus Inactivation Method - Preliminary Results." *Water Science and Technology* 68 (10): 2127–35. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.461>.
- Łopata, Michal, Grzegorz Wisniewski, Katarzyna Parszuto, and Julita Dunalska. 2016. "From Restoration to Revitalization: How to Recover Recreational Values of Urban Lakes. A Case Study of Lake Domowe Duze in Szczytno." *Polish Journal of Natural Sciences* 31 (3): 471–83.
- Mahler, Barbara J., Peter C. Van Metre, and Edward Callender. 2006. "Trends in Metals in Urban and Reference Lake Sediments across the United States, 1970 to 2001." *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 (7): 1698–1709. <https://doi.org/10.1897/05-459R.1>.
- Mallin, Michael A., Virginia L. Johnson, Scott H. Ensign, and Tara A. MacPherson. 2006. "Factors Contributing to Hypoxia in Rivers, Lakes, and Streams." *Limnology and Oceanography* 51: 690–701. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0690.
- Marsden, Martin W. 1989. "Lake Restoration by Reducing External Phosphorus Loading: The Influence of Sediment Phosphorus Release." *Freshwater Biology* 21 (2): 139–62. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01355.x>.
- Martínez-Arroyo, Amparo, and Ernesto Jáuregui. 2000. "On the Environmental Role of Urban Lakes in Mexico City." *Urban Ecosystems* 4 (2): 145–66. <https://doi.org/10.1023/A:1011355110475>.

- Masters, Bernie. 2012. "The Ability of Vegetated Floating Islands to Improve Water Quality in Natural and Constructed Wetlands: A Review." *Water Practice and Technology* 7 (1). <https://doi.org/10.2166/wpt.2012.022>.
- Matsunaga, H., K. I. Harada, M. Senma, Y. Ito, N. Yasuda, S. Ushida, and Y. Kimura. 1999. "Possible Cause of Unnatural Mass Death of Wild Birds in a Pond in Nishinomiya, Japan: Sudden Appearance of Toxic Cyanobacteria." *Natural Toxins* 7 (2): 81–84. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1522-7189\(199903/04\)7:2<81::AID-NT44>3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-7189(199903/04)7:2<81::AID-NT44>3.0.CO;2-O).
- Memon, Rizwan Ahmed, Dennis Y.C. Leung, and Liu Chunho. 2008. "A Review on the Generation, Determination and Mitigation of Urban Heat Island." *Journal of Environmental Sciences* 20 (1): 120–28. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)60019-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)60019-4).
- Mitsch, W. J., and J. G. Gosselink. 1993. *Wetlands*. 2nd ed. New York.
- Moortel, Annelies M.K. Van De, Erik Meers, Niels De Pauw, and Filip M.G. Tack. 2010. "Effects of Vegetation, Season and Temperature on the Removal of Pollutants in Experimental Floating Treatment Wetlands." *Water, Air, and Soil Pollution* 212 (1–4): 281–97. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0342-z>.
- Moss, B., J. Madgwick, and G. Phillips. 1996. *A Guide to the Restoration of Nutrient-Enriched Shallow Lakes*. Broads Authority.
- Moss, B., D. Stephen, D. M. Balayla, E. Bécares, S. E. Collings, C. Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez, et al. 2004. "Continental-Scale Patterns of Nutrient and Fish Effects on Shallow Lakes: Synthesis of a Pan-European Mesocosm Experiment." *Freshwater Biology* 49: 1633–49. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01304.x>.
- Moss, Brian, Deborah Stephen, Cristina Alvarez, Eloy Becares, Wouter Van De Bund, S. E. Collings, Ellen Van Donk, et al. 2003. "The Determination of Ecological Status in Shallow Lakes - A Tested System (ECOFAME) for Implementation of the European Water Framework Directive." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13 (6): 507–49. <https://doi.org/10.1002/aqc.592>.
- Naselli-Flores, L. 2008. "Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care." *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*, no. January 2008: 1333–37. http://www.researchgate.net/publication/228465620_Urban_Lakes_Ecosystems_at_Risk_Worthy_of_the_Best_Care/file/d912f50d33ceee2fb5.pdf.
- Naselli-Flores, Luigi, Rossela Barone, Ingrid Chorus, and Rainer Kurmayer. 2007. "Toxic Cyanobacterial Blooms in Reservoirs Under a Semiarid Mediterranean Climate: The Magnification of a Problem." *Environmental Toxicology* 22 (4): 399–404. <https://doi.org/10.1002/tox>.
- "Natural Technique for Dredging a Pond or Lake – Clean-Flo." n.d. Accessed January 5, 2021. https://www.clean-flo.com/maintenance/alternative-dredging-techniques-muck-removal/?__cf_chlaptcha_tk__=fbe9d881ede38c3b51fd9bd60dd3d525709250c5-1609850100-0-AUruk78k42GD32Q40aK03L5QEkj7GcTpAOACmosxJWtaycL1kbstvnfNyH5an_Q2IvatqEm3ZQAVXqK2Ro6IGwxvEokHHVi1llhEBEZHDMdk7mfti7a0UqoUODr2TfQJ3JfFEb8Kv-YVZ5As4_1iqHaENdYFuKvGG3AijUmI3tJQXI6nID82qBybfjYApMWZvbYvl1CFy-

BVa7-i9dZhK027xrjnlz4_aUoA6_EIAefPYqK-_cljdrd58K4RhPHvMY52Q-xUiVLu67_GQZPWr3LknjNXvpccXNe7yiBM-2mRRqdX5KLbN3KpExKpPQsstHDn1ZHnWYBG9fhwBqBDRWQnN-FFDB4hixNBC0ANJHxeVJWZKskuESD0o8HErhYWKpjTINjnXTfDNLZM1O7F_WClyPbYypNzUbdGgQGIHAaexLNDsJEUX2sXNj8reuKrE0aGdtUPf_Cap9-rChiAQ3QLsG1CKoltuuqy-XtgVmUJUgDQr0tYKtlCtd4eRVveVTuPX11oWonATUX5SGNg_1M5-o-1SF0eL9USgslQeeeaIWGf9jvh9e_DpclxsWvNpHI5R-i_NEiv4_wLbQ9vj-9X9mxjAH_1L2h917zL.

- O'Dell, Kim M., Joel VanArman, Barbara H. Welch, and Steven D. Hill. 1995. "Changes in Water Chemistry in a Macrophyte-Dominated Lake before and after Herbicide Treatment." *Lake and Reservoir Management* 11 (4): 311–16. <https://doi.org/10.1080/07438149509354212>.
- Oberholster, P. J., A. M. Botha, and T. E. Cloete. 2006. "Toxic Cyanobacterial Blooms in a Shallow, Artificially Mixed Urban Lake in Colorado, USA." *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 11: 111–23. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2006.00297.x>.
- Oertli, Beat. 2018. "Editorial: Freshwater Biodiversity Conservation: The Role of Artificial Ponds in the 21st Century." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28 (2): 264–69. <https://doi.org/10.1002/aqc.2902>.
- Oertli, Beat, and Kirsten M. Parris. 2019. "Review: Toward Management of Urban Ponds for Freshwater Biodiversity." *Ecosphere* 10 (7): 1–33. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2810>.
- Olguín, Eugenia J., Gloria Sánchez-Galván, Francisco J. Melo, Víctor J. Hernández, and Ricardo E. González-Portela. 2017. "Long-Term Assessment at Field Scale of Floating Treatment Wetlands for Improvement of Water Quality and Provision of Ecosystem Services in a Eutrophic Urban Pond." *Science of the Total Environment* 584–585: 561–71. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.072>.
- "Operação de Limpeza Da Doca Da Caldeirinha, Ribeira Das Naus - MUNICÍPIO de LISBOA." n.d. Accessed January 22, 2021. <https://www.lisboa.pt/atualidade/noticias/detalhe/operacao-de-limpeza-da-doca-da-caldeirinha-ribeira-das-naus>.
- Ozimek, Teresa, Ramesh D. Gulati, and Ellen van Donk. 1990. "Can Macrophytes Be Useful in Biomanipulation of Lakes? The Lake Zwemlust Example." *Hydrobiologia* 200–201 (1): 399–407. <https://doi.org/10.1007/BF02530357>.
- Paerl, Hans W., and Jef Huisman. 2008. "Climate: Blooms like It Hot." *Science* 320 (57): 57–58. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>.
- Paerl, Hans W., Lexia M. Valdes, Alan R. Joyner, Michael F. Piehler, and Martin E. Lebo. 2004. "Solving Problems Resulting from Solutions: Evolution of a Dual Nutrient Management Strategy for the Eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina." *Environmental Science and Technology* 38 (11): 3068–73. <https://doi.org/10.1021/es0352350>.
- Paerl, Hans W., Hai Xu, Nathan S. Hall, Guangwei Zhu, Boqiang Qin, Yali Wu, Karen L. Rossignol, Linghan Dong, Mark J. McCarthy, and Alan R. Joyner. 2014. "Controlling Cyanobacterial Blooms in Hypertrophic Lake Taihu, China: Will Nitrogen Reductions Cause Replacement of Non-N₂ Fixing by N₂ Fixing Taxa?" *PLoS ONE* 9 (11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113123>.

- Palik, Brian, Darold P. Batzer, Richard Buech, Dale Nichols, Kory Cease, Leanne Egeland, and Dwight E. Streblov. 2001. "Seasonal Pond Characteristics across a Chronosequence of Adjacent Forest Ages in Northern Minnesota, USA." *Wetlands* 21 (4): 532–42. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0532:SPCAAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0532:SPCAAC]2.0.CO;2).
- Paul, Michael J, and Judy L Meyer. 2001. "Streams in the Urban Landscape." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 32: 333–65.
- Pereira, L.A.M, and M.A.R Rodrigues. 2005. "Avaliação Do Estado Trófico Das Águas Nas Albufeiras Da Região de Lisboa e Vale Do Tejo." Lisboa. <http://www.ccdr-lvt.pt/files/ef5c4d423a55886bb121702ce42ba864.pdf>.
- Peretyatko, Anatoly, Samuel Teissier, Sylvia De Backer, and Triest. Ludwig. 2009. "Restoration Potential of Biomanipulation for Eutrophic Peri-Urban Ponds: The Role of Zooplankton Size and Submerged Macrophyte Cover." *Hydrobiologia* 634: 125–135.
- Persson, Jesper. 2012. "Urban Lakes and Ponds." *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*, 836–39. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4410-6_15.
- Petaloti, Christina, Dimitra Voutsas, Constantini Samara, Mihalis Sofoniou, Ioannis Stratis, and Themistocles Kouimtzis. 2004. "Nutrient Dynamics in Shallow Lakes of Northern Greece." *Environmental Science and Pollution Research* 11 (1): 11–17. <https://doi.org/10.1065/espr2003.06.156>.
- Picard, Christian R., Lauchlan H. Fraser, and David Steer. 2005. "The Interacting Effects of Temperature and Plant Community Type on Nutrient Removal in Wetland Microcosms." *Bioresource Technology* 96 (9): 1039–47. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.09.007>.
- Pilon-Smits, Elizabeth. 2005. "Phytoremediation." *Annual Review of Plant Biology* 56: 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>.
- "Pond Skimmers | Aquascape Pond Filtration System." n.d. Accessed January 19, 2021. <https://www.aquascapeinc.com/pond-skimmers>.
- Ramm, Kerstin, and Volker Scheps. 1997. "Phosphorus Balance of a Polytrophic Shallow Lake with the Consideration of Phosphorus Release." *Hydrobiologia* 342–343: 43–53. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5648-6_5.
- Rast, Walter, G. Fred Lee, and M. ASCE. 1983. "Nutrient Loading Estimates for Lakes." *Journal of Environmental Engineering* 109: 502–17. <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000390>.
- Reddy, K. R., and T. A. DeBusk. 1987. "State-of-the-Art Utilization of Aquatic Plants in Water Pollution Control." *Water Science and Technology* 19 (10): 61–79. <https://doi.org/10.2166/wst.1987.0098>.
- Reddy, K. R., M. M. Fisher, and D. Ivanoff. 1996. "Resuspension and Diffusive Flux of Nitrogen and Phosphorus in a Hypereutrophic Lake." *Journal of Environmental Quality* 25 (2): 363–71. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500020022x>.
- Reddy, K. R., M. M. Fisher, Y. Wang, J. R. White, and R. Thomas James. 2007. "Potential Effects of Sediment Dredging on Internal Phosphorus Loading in a Shallow, Subtropical Lake." *Lake and Reservoir Management* 23 (1): 27–38. <https://doi.org/10.1080/07438140709353907>.
- "Ribeira Das Naus Conquista Lisboaetas e Turistas - DN." n.d. Accessed January 21, 2021. <https://www.dn.pt/portugal/sul/ribeira-das-naus-conquista-lisboetas-e>

- turistas-4024761.html.
- Robitu, Mirela, Marjorie Musy, Christian Inard, and Dominique Groleau. 2006. "Modeling the Influence of Vegetation and Water Pond on Urban Microclimate." *Solar Energy* 80 (4): 435–47. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2005.06.015>.
- Rosińska, Joanna, Anna Kozak, Renata Dondajewska, and Ryszard Gołdyn. 2017. "Cyanobacteria Blooms before and during the Restoration Process of a Shallow Urban Lake." *Journal of Environmental Management* 198: 340–47. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.091>.
- Ruley, J. E., and K. A. Rusch. 2004. "Development of a Simplified Phosphorus Management Model for a Shallow, Subtropical, Urban Hypereutrophic Lake." *Ecological Engineering* 22: 77–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.02.005>.
- Ruley, Jennifer E., and Kelly A. Rusch. 2002. "An Assessment of Long-Term Post-Restoration Water Quality Trends in a Shallow, Subtropical, Urban Hypereutrophic Lake." *Ecological Engineering* 19: 265–80. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00096-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00096-4).
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M-L. Meijer, B. Moss, and E. Jeppesen. 1993. "Alternative Equilibria in Shallow Lakes." *Trends in Ecology and Evolution* 8 (8): 275–79.
- Scherer, Nancy M., Harry L. Gibbons, Kevin B. Stoops, and Martin Muller. 1995. "Phosphorus Loading of an Urban Lake by Bird Droppings." *Lake and Reservoir Management* 11 (4): 317–27. <https://doi.org/10.1080/07438149509354213>.
- Schueler, T., and Jon Simpson. 2001. "Why Urban Lakes Are Different." *Watershed Protection Techniques* 3 (4): 747–50.
- Shan, Mingjun, Yanqiu Wang, and SHEN Xue. 2009. "Study on Bioremediation of Eutrophic Lake." *Journal of Environmental Sciences* 21 (SUPPL. 1): 16–18. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60027-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60027-9).
- Sharip, Zati, and Mohd Fauzi Mohamad. 2019. "Microbial Contamination in Urban Tropical Lentic Waterbodies and Ponds along an Urbanization Gradient." *Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science* 42 (1): 165–84.
- Shuster, W. D., J. Bonta, H. Thurston, E. Warnemuende, and D. R. Smith. 2005. "Impacts of Impervious Surface on Watershed Hydrology: A Review." *Urban Water Journal* 2 (4): 263–75. <https://doi.org/10.1080/15730620500386529>.
- Skiba, U. 2008. "Ecological Processes: Denitrification." *Elsevier*, 866–71.
- Smith, Val H., and David W. Schindler. 2009. "Eutrophication Science: Where Do We Go from Here?" *Trends in Ecology and Evolution* 24 (4): 201–7. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>.
- Søndergaard, Martin, Jens Peder Jensen, and Erik Jeppesen. 1999. "Internal Phosphorus Loading in Shallow Danish Lakes." *Hydrobiologia* 408–409: 145–52. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2986-4_15.
- . 2003. "Role of Sediment and Internal Loading of Phosphorus in Shallow Lakes." *Kidney International* 506: 135–45.
- Søndergaard, Martin, Erik Jeppesen, Jens Peder Jensen, and Susanne Lildal Amsinck. 2005. "Water Framework Directive: Ecological Classification of Danish Lakes." *Journal of Applied Ecology* 42 (4): 616–29. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01040.x>.
- Søndergaard, Martin, and Brian Moss. 1998. "Impact of Submerged Macrophytes on Phytoplankton in Shallow Freshwater Lakes." In *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, 115–32. New York: Springer.

- Spieles, Douglas J., and William J. Mitsch. 1999. "The Effects of Season and Hydrologic and Chemical Loading on Nitrate Retention in Constructed Wetlands: A Comparison of Low- and High-Nutrient Riverine Systems." *Ecological Engineering* 14 (1–2): 77–91. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00021-X](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00021-X).
- Steele, M. K., and J. B. Heffernan. 2014. "Morphological Characteristics of Urban Water Bodies: Mechanisms of Change and Implications for Ecosystem Function." *Ecological Applications* 24 (5): 1070–84. <https://doi.org/10.1890/13-0983.1>.
- Stewart, Frank M., Tim Mulholland, Alfred B. Cunningham, Bruce G. Kania, and Mark T. Osterlund. 2008. "Floating Islands as an Alternative to Constructed Wetlands for Treatment of Excess Nutrients from Agricultural and Municipal Wastes - Results of Laboratory-Scale Tests." *Land Contamination and Reclamation* 16 (1): 25–33. <https://doi.org/10.2462/09670513.874>.
- Stoianov, I., S. Chapra, and C. Maksimovic. 2000. "A Framework Linking Urban Park Land Use with Pond Water Quality." *Urban Water* 2 (1): 47–62. [https://doi.org/10.1016/s1462-0758\(00\)00039-x](https://doi.org/10.1016/s1462-0758(00)00039-x).
- Sullivan, Samuel Thomas O. 2017. "Options for Addressing P-Enriched Sediments in Lakes : A Literature Review."
- Sun, Rongguo, and Li Fan. 2019. "Purification of Eutrophic Water by Five Aqua-Cultured Plants in Lake Hongfeng, Guiyang, China." *Wuhan University Journal of Natural Sciences* 24 (1): 37–44. <https://doi.org/10.1007/s11859-019-1366-x>.
- Tanner, Chris C., and Tom R. Headley. 2011. "Components of Floating Emergent Macrophyte Treatment Wetlands Influencing Removal of Stormwater Pollutants." *Ecological Engineering* 37 (3): 474–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.12.012>.
- Tessier, Alan J., and Pamela Woodruff. 2002. "Cryptic Trophic Cascade along a Gradient of Lake Size." *Ecology* 83 (5): 1263–70.
- Teurlincx, Sven, Jan J. Kuiper, Ellen CM Hoevenaer, Miquel Lurling, Robert J. Brederveld, Annelies J. Veraart, Annette BG Janssen, Wolf M. Mooij, and Lisette N. de Senerpont Domis. 2019. "Towards Restoring Urban Waters: Understanding the Main Pressures." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 36: 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.011>.
- Toor, Gurpal S., Marti L. Occhipinti, Yun Ya Yang, Tammy Majcherek, Darren Haver, and Lorence Oki. 2017. "Managing Urban Runoff in Residential Neighborhoods: Nitrogen and Phosphorus in Lawn Irrigation Driven Runoff." *PLoS ONE* 12 (6): 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179151>.
- Traister, Elena, and Shimon C. Anisfeld. 2006. "Variability of Indicator Bacteria at Different Time Scales in the Upper Hoosic River Watershed." *Environmental Science and Technology* 40 (16): 4990–95. <https://doi.org/10.1021/es0601437>.
- Turner, Andrew M., and Nathan Ruhl. 2007. "Phosphorus Loadings Associated with a Park Tourist Attraction: Limnological Consequences of Feeding the Fish." *Environmental Management* 39 (4): 526–33. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0155-9>.
- United Nations. 2018. "World Urbanization Prospects: The 2018 Revision."
- Utah State University. 2013. "PH | Utah Water Quality." 2013. <https://extension.usu.edu/waterquality/learnaboutsurfacewater/propertiesofwater/pH>.
- Vaillant, Nathalie, Fabien Monnet, Huguette Sallanon, Alain Coudret, and Adnane

- Hitmi. 2003. "Treatment of Domestic Wastewater by an Hydroponic NFT System." *Chemosphere* 50 (1): 121–29. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00371-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00371-5).
- Velthuis, Mandy, Lisette N. De Senerpont Domis, Thijs Frenken, Susanne Stephan, Garabet Kazanjian, Ralf Aben, Sabine Hilt, Sarian Kosten, Ellen Van Donk, and Dedmer B. Van De Waal. 2017. "Warming Advances Top-down Control and Reduces Producer Biomass in a Freshwater Plankton Community." *Ecosphere* 8 (1). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1651>.
- Veraart, Annelies J., Jeroen J.M. de Klein, and Marten Scheffer. 2011. "Warming Can Boost Denitrification Disproportionately Due to Altered Oxygen Dynamics." *PLoS ONE* 6 (3): 2–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018508>.
- Vincent, Jennifer, and Andrea E. Kirkwood. 2014. "Variability of Water Quality, Metals and Phytoplankton Community Structure in Urban Stormwater Ponds along a Vegetation Gradient." *Urban Ecosystems* 17 (3): 839–53. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0356-1>.
- Vymazal, Jan. 2011. "Plants Used in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow: A Review." *Hydrobiologia* 674 (1): 133–56. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738-9>.
- Waajen, Guido, Frank van Oosterhout, Grant Douglas, and Miquel Lürling. 2016. "Geo-Engineering Experiments in Two Urban Ponds to Control Eutrophication." *Water Research* 97: 69–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.070>.
- Waajen, Guido W.A.M., Elisabeth J. Faassen, and Miquel Lürling. 2014. "Eutrophic Urban Ponds Suffer from Cyanobacterial Blooms: Dutch Examples." *Environmental Science and Pollution Research* 21 (16): 9983–94. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2948-y>.
- Wade, A. J., P. G. Whitehead, G. M. Hornberger, and D. L. Snook. 2002. "On Modelling the Flow Controls on Macrophyte and Epiphyte Dynamics in a Lowland Permeable Catchment: The River Kennet, Southern England." *Science of the Total Environment* 282–283: 375–93. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00925-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00925-1).
- Wagner, Kelly I., J. Hauxwell, P. W. Rasmussen, F. Koshere, P. Toshner, K. Aron, D. R. Helsel, et al. 2007. "Whole-Lake Herbicide Treatments for Eurasian Watermilfoil in Four Wisconsin Lakes: Effects on Vegetation and Water Clarity." *Lake and Reservoir Management* 23 (1): 83–94. <https://doi.org/10.1080/07438140709353912>.
- Wagner, Kenneth J. 2017a. "Phosphorus Inactivation of Incoming Storm Water to Reduce Algal Blooms and Improve Water Clarity in an Urban Lake." *Lake and Reservoir Management* 33: 187–97. <https://doi.org/10.1080/10402381.2017.1288669>.
- . 2017b. "Preface: Advances in Phosphorus Inactivation." *Lake and Reservoir Management* 33 (2): 103–7. <https://doi.org/10.1080/10402381.2017.1316064>.
- Wang, Chih Yu, David J. Sample, Susan D. Day, and Thomas J. Grizzard. 2015. "Floating Treatment Wetland Nutrient Removal through Vegetation Harvest and Observations from a Field Study." *Ecological Engineering* 78: 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.018>.
- Wang, G. X., L. M. Zhang, H. Chua, X. D. Li, M. F. Xia, and P. M. Pu. 2009. "A Mosaic Community of Macrophytes for the Ecological Remediation of Eutrophic Shallow Lakes." *Ecological Engineering* 35: 582–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.06.006>.

- Ward, Nicholas D., Thomas S. Bianchi, Patricia M. Medeiros, Michael Seidel, Jeffrey E. Richey, Richard G. Keil, and Henrique O. Sawakuchi. 2017. "Where Carbon Goes When Water Flows: Carbon Cycling across the Aquatic Continuum." *Frontiers in Marine Science* 4 (7): 1–27. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00007>.
- Water and Rivers Commission of Western Australia. 1997. "River and Estuary Pollution." *Water Facts*. <http://www.unwater.org/water-facts/>.
- Wauer, Gerlinde, Hans Jürgen Heckemann, and Rainer Koschel. 2004. "Analysis of Toxic Aluminium Species in Natural Waters." *Microchimica Acta* 146: 149–54. <https://doi.org/10.1007/s00604-004-0198-2>.
- Welch, E. B., H. L. Gibbons, S. K. Brattebo, and H. A. Corson-Rikert. 2017. "Progressive Conversion of Sediment Mobile Phosphorus to Aluminum Phosphorus." *Lake and Reservoir Management* 33 (2): 205–10. <https://doi.org/10.1080/10402381.2017.1292333>.
- Welch, Eugene B., and G. Dennis Cooke. 2005. "Internal Phosphorus Loading in Shallow Lakes: Importance and Control." *Lake and Reservoir Management* 21 (2): 209–17. <https://doi.org/10.1080/07438140509354430>.
- Werner, Peter. 2011. "The Ecology of Urban Areas and Their Functions for Species Diversity." *Landscape and Ecological Engineering* 7 (2): 231–40. <https://doi.org/10.1007/s11355-011-0153-4>.
- Wetzel, Robert G. 2001. "Planktonic Communities: Zooplankton and Their Interactions with Fish." In *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd ed., 465. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-057439-4.50020-4>.
- White, Sarah A., and Matthew M. Cousins. 2013. "Floating Treatment Wetland Aided Remediation of Nitrogen and Phosphorus from Simulated Stormwater Runoff." *Ecological Engineering* 61: 207–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.020>.
- Whitehead, P. G., R. L. Wilby, R. W. Battarbee, M. Kernan, and A. J. Wade. 2009. "A Review of the Potential Impacts of Climate Change on Surface Water Quality." *Hydrological Sciences Journal* 54 (1): 101–23. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>.
- Winston, Ryan J., William F. Hunt, Shawn G. Kennedy, Laura S. Merriman, Jacob Chandler, and David Brown. 2013. "Evaluation of Floating Treatment Wetlands as Retrofits to Existing Stormwater Retention Ponds." *Ecological Engineering* 54: 254–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.023>.
- World Health Organization. 2003. "Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Volume 1: Coastal and Fresh Waters." Vol. 1. http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe1/en/.
- Wu, Qing, Yue Hu, Shuqun Li, Sen Peng, and Huabing Zhao. 2016. "Microbial Mechanisms of Using Enhanced Ecological Floating Beds for Eutrophic Water Improvement." *Bioresour. Technol.* 211: 451–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.113>.
- Yenilmez, Firdes, and Aysegul Aksoy. 2013. "Comparison of Phosphorus Reduction Alternatives in Control of Nutrient Concentrations in Lake Uluabat (Bursa, Turkey): Partial versus Full Sediment Dredging." *Limnologica* 43 (1): 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.05.003>.
- Zhang, Enlou, Enfeng Liu, Richard Jones, Peter Langdon, Xiangdong Yang, and Ji Shen. 2010. "A 150-Year Record of Recent Changes in Human Activity and

- Eutrophication of Lake Wushan from the Middle Reach of the Yangze River, China." *Journal of Limnology* 69 (2): 235–41. <https://doi.org/10.3274/JL10-69-2-06>.
- Zhang, Songhe, Si Pang, Pei Fang Wang, Chao Wang, Nini Han, Bin Liu, Bing Han, Yi Li, and Kwaku Anim-Larbi. 2016. "Antibiotic Concentration and Antibiotic-Resistant Bacteria in Two Shallow Urban Lakes after Stormwater Event." *Environmental Science and Pollution Research* 23 (10): 9984–92. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6237-9>.
- Zhang, Xiufeng, Yali Tang, Erik Jeppesen, and Zhengwen Liu. 2017. "Biomanipulation-Induced Reduction of Sediment Phosphorus Release in a Tropical Shallow Lake." *Hydrobiologia* 794 (1): 49–57. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3079-x>.

7 Anexos

Tabela A 1 - Objetivos Ambientais de qualidade mínima para águas superficiais segundo o Decreto-Lei no 236/98 de 1 de Agosto, Anexo XXI.

Parâmetros	Expressão dos resultados	VMA
pH	Escala de Sorensen	5.0-9.0
Temperatura	°C	30
Variação da temperatura	°C	3
Oxigénio Dissolvido	% de saturação	50
CBO5	O ₂ mg/l	5
Azoto amoniacal	N mg/l	1
Fósforo total	P mg/l	1
Cloretos	Cl mg/l	250
Sulfatos	SO ₄ mg/l	250
Clorofenóis	mg/ l, por composto	100
Hidrocarbonteos aromáticos polinucleares	mg/l	100
Substâncias tensoativas aniónicas	mg/l	0,5
Pesticidas total	mg/l	2,5
Pesticidas por substância individualizada	mg/l	0,5
Bifenilospoliclorados (PCB)	mg/l	20
Azoto kjeldhal	N mg/l	2
Cianetos totais	CN mg/l	0,05
Arsénio total	As mg/l	0,1
Cádmio total	Cd mg/l	0,01
Chumbo total	Pb mg/l	0,05
Crómio total	Cr mg/l	0,05
Cobre total	Cu mg/l	0,1
Mercúrio total	Hg mg/l	0,001
Níquel total	Ni mg/l	0,05
Zinco total	Zn mg/l	0,5

Tabela A 2 – Análises cedidas pela CML para o lago da Quinta das Conchas.

QUINTA DAS CONCHAS		
Data		15/01/18
Hora		15:20
Parâmetro	Unidade	Resultado
Temperatura colheita	° C	11,8
Bactérias coliformes fecais	NMP/100 ml	25
pH	-	8,2
pH a 25°C	-	8,7
Sólidos suspensos totais	mg/l	22
Ferro total	mg Fe/l	<0,1
Sulfatos	mg SO ₄ ²⁻ /l	119
Cloretos	mg Cl/L	82
Nitratos	mg NO ₃ /L	1,2

Tabela A 3 - Análises cedidas pela CML para o lago do Jardim da Estrela.

JARDIM DA ESTRELA			
Data		06/02/20	18/09/20
Hora		11:20	11:25
Parâmetro	Unidade	Resultado	Resultado
pH a 25°C	-	8,4	7,9
Sulfatos	mg SO ₄ ²⁻ /l	<5	35
Cloretos	mg Cl/L	21	26
Azoto Nitrato	mg N/L	0,33	1,24
Azoto amoniacal	mg N/L	<0,1	<0,1
Azoto Kjeldahl	mg N/L	2,82	0,98
Carência Bioquímica de Oxigênio	mg O ₂ /L	14	6
Fósforo total	mg P/L	0,34	<0,125
Óleos e gorduras	mg/L	<10	<10
Hidrocarbonetos	mg/L	<10	<10

Tabela A 4 - Análises cedidas pela CML para os lagos do Parque Oeste.

PARQUE OESTE (lagos 3 e 5)						
Identificação do lago		Lago 5			Lago 3	Lago 5
Data		19/05/17	19/05/17	19/12/17	05/02/18	16/07/18
Hora		10:45	10:35	12:40	15:32	11:00
Parâmetro	Unidade	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado
Temperatura colheita	° C	19,7	18,3	-	-	23,6
Bactérias coliformes fecais	NMP/100 ml	>2,42E+03	101	365	1	1,20E+03
pH	-	6,8	6,8	-	8,4	-
pH a 25°C	-	8,1	8,3	8,9	8,4	8,4
Sólidos suspensos totais	mg/l	13	6	10	5	83
Ferro total	mg Fe/l	0,19	0,2	<0,1	<0,1	<0,8
Sulfatos	mg SO ₄ ²⁻ /l	96	96	79	154	125
Cloretos	mg Cl/L	54	57	86	126	117
Nitratos	mg NO ₃ /L	<0,89	<0,89	0,53	12,87	<0,22

Tabela A 5 - Análises cedidas pela CML para a Doca da Caldeirinha (parte 1).

DOCA DA CALDEIRINHA												
Data		07/01/16	10/05/16	08/07/16	03/10/16	06/01/17	27/04/17	26/06/17	08/09/17	27/12/17	19/03/18	14/06/18
Hora		-	-	-	-	11:30	12:15	10:15	11:00	12:15	12:10	10:30
Parâmetro	Unidade	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado
pH a 25°C	-	8	7,8	8	7,9	7,9	8,2	9,9	9,8	8,0	8,4	8
Sulfatos	mg SO ₄ ² /l	2805	2320	2672	3104	2858	2170	1979	367	142	76	78
Cloretos	mg Cl/L	15515	17432	17715	20413	17821	13952	9045	3078	1065	563	515
Nitratos	mg N/L	-	-	-	-	0,15	0,3	0,3	0,36	-	0,65	0,15
Azoto Nitrato	mg N/L	0,44	0,37	0,44	0,29	-	-	-	-	0,22	-	-
Azoto amoniacal	mg N/L	0,19	0,66	0,55	0,43	0,61	4,24	0,25	0,43	13,99	10,19	5,68
Azoto Kjeldahl	mg N/L	0,44	-	0,93	0,67	1,13	6,88	1,02	4,68	17,16	13,19	5,76
CBO	mg O ₂ /L	3	10	6	<2	<2	4	114	24	3	5	4
Fósforo total	mg P/L	0,35	0,05	0,29	0,07	<0,01	0,3	0,33	-	0,82	1,39	3,53
Fenóis	mg C ₆ H ₆ OH/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,18	<0,1	<0,1
Óleos e gorduras	mg/L	<10	<10	<10	13	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Hidrocarbonetos	mg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Tabela A 6 - Análises cedidas pela CML para a Doca da Caldeirinha (parte 2).

DOCA DA CALDEIRINHA												
Data		13/09/18	14/02/19	21/05/19	13/08/19	21/08/19	30/10/19	27/12/19	26/02/20	26/06/20	28/08/20	12/11/20
Hora		11:30	11:30	11:10	11:00	12:50	11:40	10:15	12:15	11:25	11:40	10:50
Parâmetro	Unidade	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado
pH a 25°C	-	9,7	8,0	10,4	8,8	9,4	8,1	7,9	9,2	8,8	9	8,3
Sulfatos	mg SO ₄ ² /l	59	156	96	96	88	104	-	53	52	57	68
Cloretos	mg Cl/L	643	1562	959	921	894	710	447	287	246	285	278
Nitratos	mg N/L	0,15	0,22	0,05	0,1	0,08	0,06	<0,05	-	-	-	-
Azoto Nitrato	mg N/L	-	-	-	-	-	-	-	4,2	3,99	1,56	1,67
Azoto amoniacal	mg N/L	<0,1	16,1	<0,1	5,21	5,21	11,14	11,65	0,91	<0,1	<0,1	0,12
Azoto Kjeldahl	mg N/L	13,78	16,64	6,08	12,13	11,56	18,32	15,83	6,71	2,8	1,78	2,28
CBO	mg O ₂ /L	-	4	23	20	21	5	7	24	8	10	4
Fósforo total	mg P/L	2,39	0,3	<0,13	0,86	<0,13	1,27	2,12	1,5	0,7	1,05	0,62
Fenóis	mg C ₆ H ₆ OH/L	<0,1	0,15	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	-
Óleos e gorduras	mg/L	<10	<10	<10	<10	19	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Hidrocarbonetos	mg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Tabela A 7 - Análises cedidas pela CML para a Estufa Fria.

ESTUFA FRIA												
Data			28/04/16	16/09/16	18/12/17	19/07/18	30/11/18	17/01/19	17/01/19	17/01/19	06/02/20	18/09/20
Parâmetro	Unidade	VMR	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado
pH	-	6,5 a 8,4	8,4	7,4	8	7,5	7,6	-	-	-	-	-
pH a 25°C	-	-	8,4	7,4	8	7,5	7,6	9,4	8,9	8,7	9,3	9,2
Sólidos suspensos totais	mg/l	60	<2	<2	<2	<2	<2	118	40	30	-	-
Ferro total	mg Fe/l	5,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,8	<0,8	-	-	-	-	-
Sulfatos	mg SO4/l	575	54	46	37	51	28	-	-	-	26	36
Cloretos	mg Cl/L	70	19	22	16	41	21	39	37	41	23	33
Nitratos	mg NO3/L	50	4,85	1,91	2,57	10,18	4,38	-	-	-	-	-
Azoto Nitrito	micro g N/L	-	-	-	-	-	-	<5	<5	<5	-	-
Azoto Nitrato	mg N/L	-	-	-	-	-	-	<0,05	<0,05	<0,05	0,33	1,35
Azoto amoniacal	mg N/L	-	-	-	-	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Azoto Kjeldahl	mg N/L	-	-	-	-	-	-	5,27	4,35	4,18	2,47	3,49
Azoto total	mg N/L	-	-	-	-	-	-	5,27	4,35	4,18	-	-
Carência Bioquímica de Oxigénio	mg O2/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	5
Fósforo total	mg P/L	-	-	-	-	-	-	<0,125	<0,125	<0,125	0,17	<0,125
Óleos e gorduras	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<10	<10
Hidrocarbonetos	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<10	<10
Condutividade	dS/m a 25°C	-	-	-	-	-	-	0,3	0,3	0,3	-	-
Condutividade	microS/cm a 20°C	-	-	-	-	-	-	293	289	296	-	-
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	-	-	-	-	-	-	173	213	20	-	-