

DANIEL CAIXINHA PIMENTA

**GESTÃO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA E BALANÇO DE CARBONO NO
JARDIM DAS COMUNIDADES, LOULÉ**

- CONTRIBUTOS PARA UMA *WATER SENSITIVE CITY*



Instituto Superior de Engenharia

2021

DANIEL CAIXINHA PIMENTA

**GESTÃO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA E BALANÇO DE CARBONO NO
JARDIM DAS COMUNIDADES, LOULÉ**

- CONTRIBUTOS PARA UMA *WATER SENSITIVE CITY*

Mestrado em Ciclo Urbano da Água

Trabalho efetuado sobre orientação de:

Prof. Doutora Manuela Moreira da Silva

(Instituto Superior de Engenharia da Universidade do Algarve) e

Prof. Doutora Sandra Caetano

(Escola Superior de Saúde da Universidade do Algarve)



Instituto Superior de Engenharia

2021

GESTÃO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA E BALANÇO DE CARBONO NO JARDIM DAS COMUNIDADES, LOULÉ

Declaração de Autoria de trabalho

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

Daniel C. Pimenta

Copyright © Daniel Pimenta

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

Agradecimentos

Desde já quero agradecer a toda a minha família e amigos por toda a paciência e suporte que me forneceram ao longo de toda a jornada.

Quero também agradecer à equipa da Câmara Municipal de Loulé, pela oportunidade de realização deste estudo, ao Eng. Pedro Ventura e à Unidade Operacional de Adaptação às Alterações Climáticas da Direção Municipal de Ambiente e Desenvolvimento Sustentável e à Divisão de Espaços Verdes, Transportes e Oficinas, nas pessoas da Dr. Lídia Terra, Eng. Horácio Carvalho, Eng. David Silva e Eng. Mário Ferreira por toda a disponibilidade demonstrada, ajuda na recolha de toda a informação e apoio permanente. Ao Laboratório de Engenharia Sanitária do Instituto Superior de Engenharia da UAlg e ao Laboratório do CIMA, e a todos os técnicos e colegas que me ajudaram, em particular à Doutora Carla Freitas e ao Doutor Gonçalo Prates.

Por último e não menos importante, quero agradecer às orientadoras Prof. Doutora Manuela Moreira da Siva e Prof. Doutora Sandra Caetano que, sem a disponibilidade das mesmas, este trabalho não teria sido possível.

Muito Obrigado!

Resumo

A integração da Natureza nos espaços urbanos, deve ser encarada como uma importante medida de mitigação do impacte das alterações climáticas, particularmente sentidas no Mediterrâneo, onde certos fenómenos, como os da escassez de água são cada vez mais frequentes. Numa perspetiva integradora, as *Water Sensitive Cities* consideram o valor intangível da água, e melhoram a resiliência dos espaços urbanos, providenciando água para os diversos usos, incluindo para suportar os ativos ecológicos. Contudo as *Water Sensitive Cities*, carecem de estratégias que incorporem soluções ecológicas a par das soluções de engenharia tradicional, e sempre centradas nas necessidades das pessoas, no desenvolvimento e na inclusão social. O presente estudo foi realizado no Jardim das Comunidades, em Almancil - Loulé, e integrou diversas fases com o envolvimento da UAIG e da Câmara Municipal de Loulé. Este trabalho propõe-se caracterizar os ativos ecológicos do Jardim das Comunidades e inventariar os consumos iniciais de água e de energia, calculando o seu balanço de carbono. Observou-se que o espaço jardinado possui um saldo positivo de 16.58 t CO₂, concluindo-se que é possível aumentar o seu potencial de sequestro de carbono. Com base na caracterização inicial do jardim, foram definidas estratégias e implementadas medidas que possibilitaram melhorar os serviços ecossistémicos. Foram implementadas melhorias com o objetivo de otimizar a qualidade da água do lago através de uma correção da sua hidrodinâmica, como por exemplo a introdução de ilhas de macrófitas e resgate de espécies exóticas.

Abstrat

The integration of nature in urban spaces should be seen as an effective measure to mitigate the impact of climate change, particularly felt in the Mediterranean, where phenomena such as water scarcity are increasingly frequent. From an inclusive perspective, *Water Sensitive Cities* consider the intangible value of water, and improve the resilience of urban spaces by providing water for various uses, including to support ecological assets. However, *Water Sensitive Cities* need strategies that incorporate ecological solutions alongside traditional engineering solutions, and always focused on people's needs, in development and social inclusion. This study was carried out in the Jardim das Comunidades, in Almancil - Loulé, and integrated several phases with the involvement of Ualg and the Municipality of Loulé. This dissertation proposes to characterize the ecological assets of the Jardim das Comunidades and to document the initial water and energy consumption, calculating its carbon balance. It was observed that the garden space has a positive balance of 16.38 t CO₂, concluding that it is possible to increase the carbon sequestration potential. Based on the initial characterization of the garden, strategies were defined and implemented to improve the ecosystem services. Improvements were carried out to optimize the water quality of the lake through a correction of its hydrodynamics, such as the introduction of macrophyte islands and rescue of exotic species.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstrat	iii
Lista de Figuras	vi
Lista de Tabelas	vii
I. Introdução.....	1
I.1 Gestão Sustentável água	1
I.1.1 Desafios nas Zonas Urbanas Costeiras.....	2
I.1.2 Ciclo Urbano da Água.....	3
I.2 <i>Water Sensitive Cities</i>	5
I.3 Emissões e Sequestro de Carbono em Zonas Urbanas	10
I.4 Caso de estudo: Jardim das Comunidades, Almancil - Loulé	13
I.5 Objetivos Geral e Específicos.....	14
II Metodologia.....	16
II.1 Intervenção no Lago e Caracterização Ecológica.....	16
II.1.1 Caracterização da Qualidade da Água e do seu Estado Trófico.....	17
II.2 Caracterização do Espaço Jardinado e dos Recursos que Consome.....	20
II.2.1 Caracterização da Vegetação e do seu Potencial de Sequestro	21
II.2.2 Potencial de Armazenamento de Carbono nos Solos	21
II.3 Consumos de Água, Energia e Gasolina.....	22
III Análise e Discussão de Resultados	23
III.1 Lago	23
III.1.1 Qualidade da Água e Estado Trófico.....	23
III.1.2 Caracterização do Fitoplâncton	27
III.1.3 Introdução de Ilhas de Macrófitas	30

III.1.4	Resgate de Espécies Exóticas	32
III.2	Vegetação Terrestre e Potencial de Sequestro de Carbono	33
III.2.1	Caracterização da Vegetação Terrestre	33
III.2.2	Potencial de Sequestro de Carbono pela Biomassa Vegetal Terrestre	34
III.2.3	Potencial de Armazenamento de Carbono no Solo do Jardim das Comunidades	34
III.3	Recursos Utilizados no Jardim das Comunidades	36
III.3.1	Combustíveis Gastos em Operações de Manutenção	36
III.3.2	Eletricidade.....	36
III.3.3	Água para Rega e Reposição no Lago.....	37
III.4	Balanço de Carbono do Jardim das Comunidades em 2019.....	39
IV	Considerações Finais e Perspetivas Futuras	41
V	Referências Bibliográficas.....	43
Anexo I	- Caraterização da Qualidade da Água	49
Anexo II	- Caracterização do Fitoplâncton.....	51

Lista de Figuras

Figura 1 - Distribuição global das zonas com diferentes níveis de stress hídrico (ONU, 2018).....	4
Figura 2 - Distribuição do acesso ao saneamento.....	5
Figura 3 - Relação entre a biosfera, a sociedade e a economia (Adapt. WWF, 2018)....	6
Figura 4 - Benefícios e/ou serviços assegurados pela Natureza (Adapt. WWF, 2018)....	7
Figura 5 - Funcionamento de uma Water Sensitive City (Adatp. Gehrels et al., 2016)...	9
Figura 6 - Formação da celulose a partir da glucose produzida durante a fotossíntese.	12
Figura 7 - Elementos do Jardim das Comunidades – árvores (A), sebes de arbustos (B), relvado (C), lago (D) e zonas lúdicas/desportivas (E). (Câmara Municipal de Loulé, Adapt. G. Rosário).....	13
Figura 8 - Imagem aérea do lago do Jardim das Comunidades em novembro de 2019, com marcação da transparência ao disco Secchi/profundidade total nos 4 pontos amostrados.	26
Figura 9 - Espécies fitoplanctónicas presentes no lago. A - <i>Pediastrum boryanum</i> , B - <i>Pediastrum simplex</i> , C – <i>Cosmarium spp.</i> , D – <i>Nephrocytium sp.</i> , E - <i>Peridinium sp.</i> , F - <i>Tetraedrum minimum</i>	29
Figura 10 - Processos e benefícios das ilhas de macrófitas (adaptado de, Colares et al., 2020).....	30
Figura 11 - Ilhas de macrófitas instaladas no lago do Jardim das Comunidades.	31
Figura 12 - Resgate de tartarugas exóticas do lago do Jardim das Comunidades.	32
Figura 13 - Imagem aérea (Google Earth) editada pelo QGIS com a delimitação das áreas dos diversos tipos de cobertura vegetal no Jardim das Comunidades.	33
Figura 14 - Pluviosidade média (linha tracejada) e Radiação Solar média (linha contínua) durante o ano de 2019.....	38

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Metodologia analítica utilizada para monitorização da qualidade da água...	17
Tabela 2 - Caracterização da qualidade da água do lago do Jardim das Comunidades nas duas amostragens efetuadas (antes e após a intervenção) com os respetivos limites de quantificação.....	24
Tabela 3 - Conteúdo de carbono no fitoplâncton.	28
Tabela 4 - Teores de carbono por kg de solo (média \pm desvio padrão) na rizosfera das principais espécies vegetais no Jardim das Comunidades, com valores máximos realçados a negrito.	35
Tabela 5 - Emissões de carbono relacionadas com os consumos de eletricidade no Jardim de Almancil (EDP, 2020).	37
Tabela 6 - Consumos médios estimados de água para rega do jardim das Comunidades.	37

I. Introdução

I.1 Gestão Sustentável água

O aumento da densidade populacional urbana nas últimas décadas e a consequente pressão exercida sobre os recursos naturais, têm vindo a ameaçar capacidade de carga do nosso planeta (Galii *et al.*, 2020). À medida que as pessoas migram para as cidades e a urbanização se expande, os ciclos naturais vão sofrendo cada vez mais alterações. Suprir as necessidades de água, alimento e energia das sociedades atuais, desenvolvendo as economias e mantendo a qualidade dos ecossistemas, é um dos maiores desafios da humanidade (WWF, 2018). Atualmente as cidades são a principal fonte de CO₂, os cidadãos carecem de se mover numa lógica global, e o tráfego gera emissões gasosas que comprometem seriamente a qualidade do ar atmosférico pondo em causa a saúde pública (Shan *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2019). Numa abordagem ecotecnológica, os serviços ecossistémicos assegurados pelos espaços verdes urbanos, são cada vez mais relevantes para a qualidade de vida das populações (Konijnendijk, *et al.*, 2005; Soares *et al.*, 2011).

A integração da Natureza nas cidades traz numerosos benefícios sociais, ecológicos e económicos (Greene *et al.*, 2018). Os ativos ecológicos nos espaços urbanos, suportados por sistemas inteligentes de recolha e gestão de dados, permitem otimizar o uso eficiente de recursos cada vez mais escassos, nomeadamente da água. As plantas integradas nas cidades, para além de mitigarem as consequências das alterações climáticas, podem contribuir significativamente para a descarbonização. De acordo com as metas definidas pelo Estado Português, até 2050 o balanço entre as emissões e as remoções de carbono da atmosfera deve ser nulo. O uso de *smart phytotechnologies* deve ser ajustado aos espaços urbanos, para potenciar o sequestro de carbono e promover a transição para *Water Sensitive Cities*.

I.1.1 Desafios nas Zonas Urbanas Costeiras

As áreas urbanas, onde se concentra 55 % da população mundial (McGrane, 2016; UNDP, 2018; Gali *et al.*, 2020), correspondem a locais onde estão centralizados recursos (alimento, água e energia) e serviços, associados à educação, saúde, justiça, emprego, etc. Prevê-se que esta tendência de migração da população para as cidades seja acentuada nos próximos anos, e que em 2050, 65 % das 9 mil milhões de pessoas existentes na Terra, estejam a viver nas cidades (FAOSTAT, 2007; Galli *et al.*, 2020). A rápida urbanização das zonas costeiras tem transformado estas zonas urbanas em locais particularmente vulneráveis a diversos riscos, nomeadamente relacionados com degradação ambiental e poluição, mas também com a exclusão social (Barbier *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2019). Por outro lado, as áreas urbanas estão associadas ao aumento de riqueza, gerando cerca de 80 % do Produto Interno Bruto dos países (Seto *et al.*, 2014).

As cidades contribuem direta e indiretamente para diversos impactos relacionados com a exploração dos recursos naturais, nomeadamente, com os consumos de água e de energia, com a alteração dos usos do solo e do clima, como por ex. a formação de ilhas de calor (Galli *et al.*, 2020). A sustentabilidade dos espaços urbanos, vai depender da gestão da sua capacidade de carga, isto é, da quantidade de recursos disponíveis na cidade para as pessoas que lá vivem, garantindo suprimento das suas necessidades sem se ultrapassar a capacidade de renovação dos recursos. Outro aspeto fundamental é a quantidade de resíduos produzidos pelos residentes, e que o ecossistema urbano consegue suportar (Pearson, 2013). Apesar dos grandes avanços sentidos nas últimas décadas, graças à implementação de políticas de gestão dos resíduos sólidos urbanos no espaço comunitário, estes continuam a ser um enorme desafio para as sociedades atuais. A preocupação com resíduos, como os oriundos de materiais plásticos, e a deteção de microplásticos nas diversas esferas ambientais com consequências ambientais e de saúde pública, têm gerado grandes esforços e investimentos (PlasticsEurope, 2018).

Trabalhos recentes (Galli *et al.*, 2020) introduzem o conceito de *biocapacidade* de um espaço urbano, como a quantidade de recursos e de serviços ecossistémicos assegurados anualmente.

As Alterações climáticas, ou a situação de emergência climática que enfrentamos, são consideradas, por vários setores de opinião pública, incluindo alguns cientistas e

políticos, como o grande desafio deste século. O aumento das emissões de carbono, o aumento da temperatura anual média, e a diminuição da precipitação anual média, já são inquestionáveis. Para além disso no Mediterrâneo, prevê-se um aumento da frequência de fenómenos extremos de precipitação alternados com períodos de seca, e com incêndios florestais cada vez mais graves. No caso das cidades costeiras, acrescenta-se o aumento dos riscos de inundação, associados à subida do nível médio das águas do mar e à crescente frequência de tempestades marítimas (IPCC, 2014).

Portugal é considerado um dos países mais vulneráveis às alterações climáticas, em termos do aumento da temperatura média anual, da diminuição da pluviosidade média anual e do aumento do nível médio do mar. Associados a esta realidade, surgem grandes impactes em termos ecológicos, sociais e económicos, com perdas ligadas à agricultura, energia, saúde pública, segurança de pessoas e bens, etc. Sendo que os prejuízos económicos associados aos fenómenos climáticos extremos ocorridos entre 1980 e 2013, representaram 6873 milhões de euros, dos quais apenas 4 % foram cobertos por seguros (PIAAC-AMAL, 2019).

I.1.2 Ciclo Urbano da Água

O ciclo da água ou ciclo hidrológico incorpora o armazenamento e circulação da água pela atmosfera, biosfera, litosfera e hidrosfera. Este é o ciclo que vigora em ambientes naturais, sem influência humana. A urbanização e outras ações de origem antrópica, com recurso a ferramentas tecnológicas cada vez mais poderosas, desenvolvidas ao longo das últimas décadas, levaram a alterações significativas no ciclo hidrológico das zonas urbanas, e ao aparecimento da sua classificação como ciclo urbano da água.

A expansão dos centros urbanos suportada pela construção massiva de edifícios e de infraestruturas, tem levado a um aumento da impermeabilização dos solos, gerando acentuadas mudanças nos fluxos da energia e da matéria (Oberndorfer *et al.*, 2007). Nos ecossistemas urbanos o ciclo hidrológico sofreu grandes alterações, geradas pelas escorrências superficiais, devidas à presença dos edifícios e de zonas pavimentadas, bem como pela diminuição da evapotranspiração e da infiltração (McGrane, 2016).

A grande procura de água nas cidades, para suprir os mais diversos usos, no atual cenário de densidade populacional urbana e de alterações climáticas, tem levado a uma grande pressão sobre os recursos hídricos naturais (incluindo os superficiais e os subterrâneos). Existem muitas zonas no planeta já em situações graves de stress hídrico, isto é, em que a captação de água para os diversos usos, se aproxima ou mesmo excede a capacidade de renovação dos recursos hídricos (Figura 1).

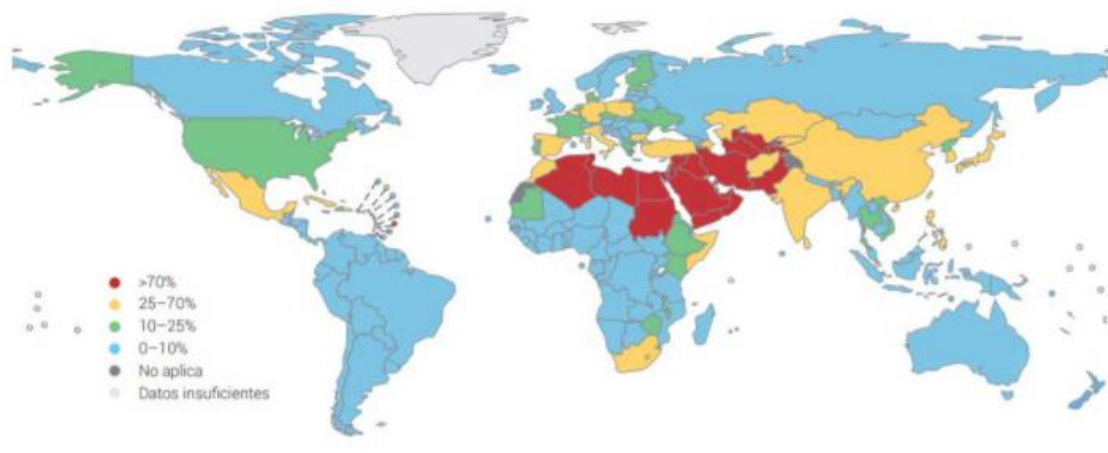


Figura 1 - Distribuição global das zonas com diferentes níveis de stress hídrico (ONU, 2018).

Para além da existência de água tratada e segura para o consumo humano, as cidades geram quantidades elevadas de efluentes, que carecem de ser drenados e tratados. Os efluentes urbanos, têm que ser sujeitos a tratamentos adequados, para remoção de substâncias biodegradáveis, nutrientes e agentes patogénicos, de forma que a sua descarga nos ecossistemas naturais não acarrete fenómenos de poluição, degradação ambiental com perda de habitats e de biodiversidade, e danos na saúde pública (Levine & Asano, 2004), o que ainda não acontece em muitas situações (Figura 2). Embora esta seja a abordagem tradicional do tratamento das águas residuais urbanas, nos últimos anos, com a situação de escassez de água, a reutilização dos efluentes tratados, deve constituir uma possibilidade alternativa como origem de água para alguns usos urbanos.

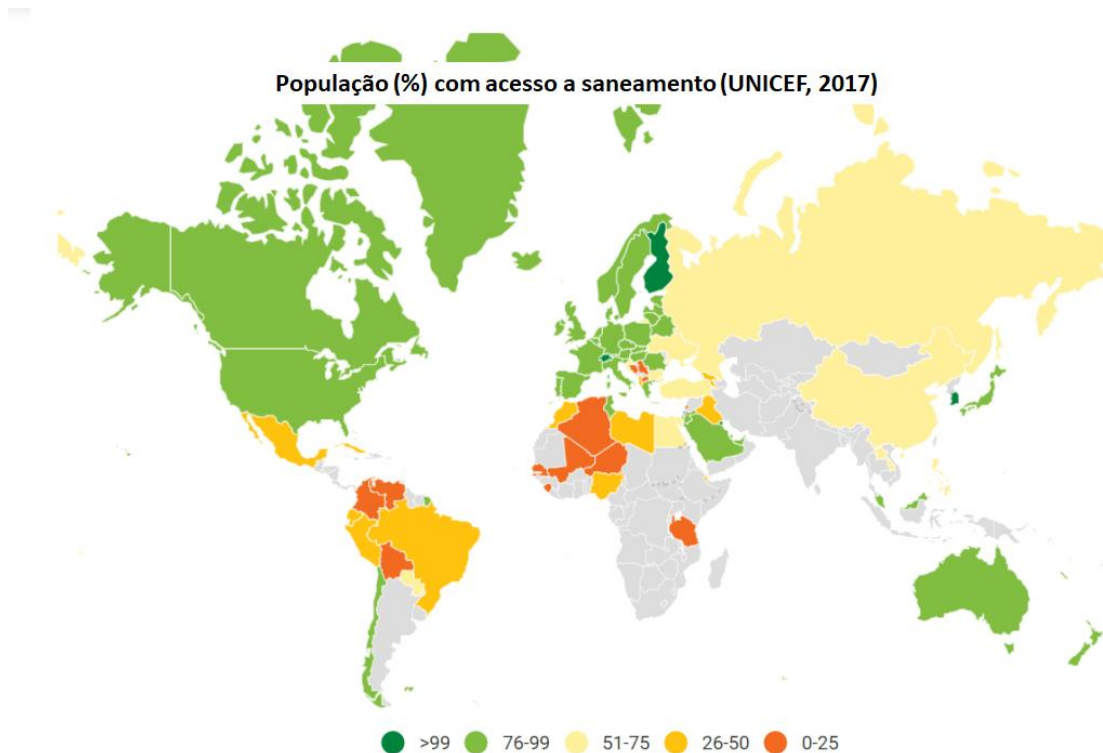


Figura 2 - Distribuição do acesso ao saneamento.

(Fonte: <https://www.sixdegreesnews.org/archives/26912/sanitation-shock-half-of-global-population-lack-access-to-safe-sanitation>)

A reutilização de água, tem um grande potencial em cidades de regiões como a do Mediterrâneo, mas exige medidas que assegurem a proteção da saúde pública, tecnologias de tratamento adequadas e aceitação social (Meneses *et al.*, 2010).

1.2 Water Sensitive Cities

A resiliência das cidades está dependente da sua capacidade para se ajustarem às diferentes mudanças (Bush & Doyon, 2019). Nestas mudanças, são principalmente importantes, a evolução da densidade populacional urbana e as alterações climáticas, que têm levado à criação de novas abordagens com políticas urbanas, onde a legislação nacional e internacional tem que ser posta em prática (Wamsler *et al.*, 2020). As Nações Unidas, à escala global, definiram um conjunto de Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável que devem orientar as sociedades de hoje, em particular nas zonas urbanas onde se concentra a maioria das pessoas (Figura 3). Assume-se que as sociedades se desenvolvem sobre os ecossistemas naturais e aí criam as suas economias, numa relação estreita de interdependência.

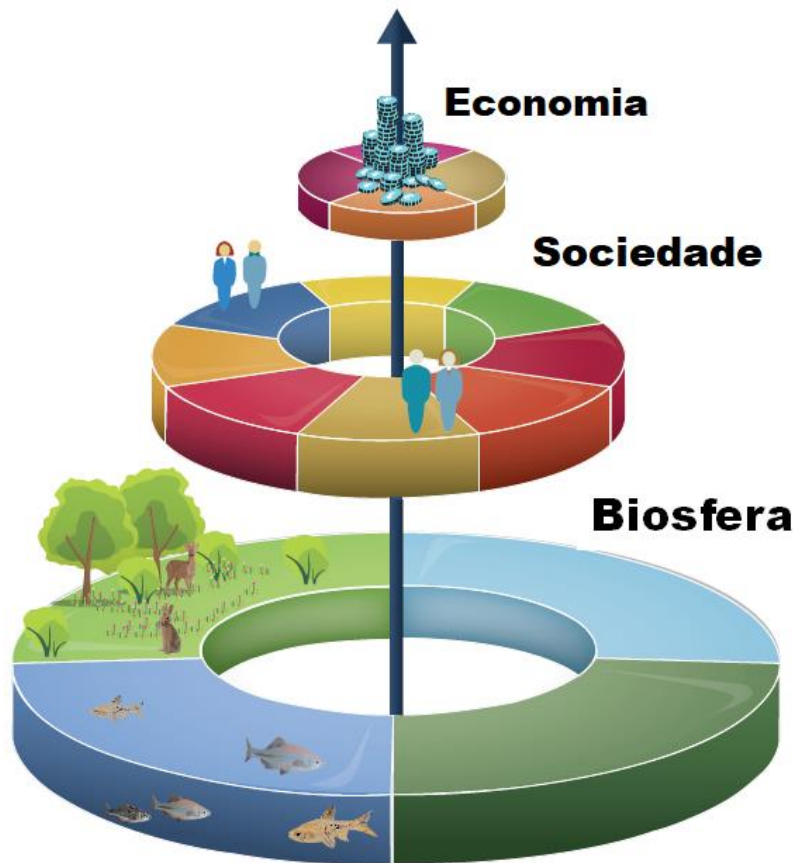


Figura 3 - Relação entre a biosfera, a sociedade e a economia (Adapt. WWF, 2018).

Neste enquadramento surgiu nos últimos anos, o conceito da integração de ações baseadas na natureza para melhoria da resiliência urbana, partindo do princípio que protegendo os processos naturais, chegaríamos a múltiplos benefícios para a sustentabilidade da sociedade, nomeadamente através dos serviços ecossistémicos (Martin *et al.*, 2020).

As Soluções Baseadas na Natureza (SBN), são integradas na paisagem urbana e podem contribuir de diversas formas para a qualidade de vida nas cidades. Os benefícios assegurados pela Natureza, e que podem ser integrados no funcionamento dos espaços urbanos, são muito abrangentes (Figura 4).



Figura 4 - Benefícios e/ou serviços assegurados pela Natureza (Adapt. WWF, 2018).

Numa abordagem mais global, os espaços naturalizados dentro das cidades, podem contribuir para diversos propósitos: como barreiras aos desastres naturais; como sumidouros para sequestro de carbono e melhoria da qualidade do ar; como locais para restauro da qualidade da água e/ou solos (ex. para fitoremediação de poluentes); como centros de educação ambiental; como habitats para a biodiversidade autóctone; como locais de retenção da água para uso posterior; para proteção de cheias; para minimizar os efeitos de fenómenos extremos climáticos (ilhas de calor, picos de precipitação, secas, etc); e como zonas de lazer (Frantzeskaki, 2019; Martin *et al.*, 2020).

O conceito de SBN pode ser aplicado através de imitação ou de manipulação de elementos naturais, isto é dos ativos ecológicos (habitats e elementos vivos). É frequente a utilização de água e elementos vegetais, utilizando-se a designação de *Blue-green Infrastructures*. A utilização deste tipo de infraestruturas, pode contribuir

significativamente para a melhoria do ciclo urbano da água, especialmente dos processos de infiltração, de retenção, intercepção e evapotranspiração (Krauze & Wagner, 2019).

Para a implementação de SBN é necessário um conhecimento científico aprofundado, dos diversos elementos utilizados (físicos e biológicos), incluindo toda a complexidade do espaço onde são implementadas, nomeadamente sobre os solos, clima e hidrologia. O desconhecimento, pode levar a efeitos muito negativos, como perda de biodiversidade, mudanças indesejáveis nos fluxos dos elementos, e escassez de água (Martin *et al.*, 2020). Para além destes aspetos, a implementação de SBN deve centrar-se nas necessidades e na vontade da população de cada cidade.

As SBN incorporam elementos naturais dentro das zonas urbanas, contribuindo para a sua gestão sustentável, nomeadamente em termos de resiliência e adaptação às mudanças climáticas (Krauze and Wagner, 2019).

A introdução de SBN dentro dos aglomerados urbanos está muito dependente da intervenção humana, combinando-se elementos de engenharia clássica (por ex. com recurso ao betão armado) com elementos naturais, em soluções híbridas e que frequentemente resultam em “ecossistemas humanizados” (Martin *et al.*, 2020).

Até muito recentemente, a abordagem clássica de engenharia, baseada apenas numa visão infraestrutural para captura, tratamento e distribuição de água, foi atendendo às necessidades urbanas. Atualmente, face à pressão exercida pelas cidades no atual cenário de alterações climáticas, a degradação ecológica, a escassez de recursos e a prioridade dada à qualidade de vida, a capacidade desses sistemas não é suficientemente eficaz (Ferguson *et al.*, 2013). O conceito *Water Sensitive City* (WSC) é uma alternativa atual e uma abordagem diferente do ciclo urbano da água (Figura 5). Tem por base o planeamento sustentável, com integração da cidade no contexto específico de cada bacia hidrográfica, e práticas de gestão que valorizem a habitabilidade, a sustentabilidade e a resiliência dos aglomerados urbanos (Ferguson *et al.*, 2013). Envolve de forma conjunta, medidas comportamentais e tecnológicas que vão alterar a *performance* dos sistemas urbanos (Radhakrishnan *et al.*, 2018).

O funcionamento das *Water Sensitive Cities* caracteriza-se por três pilares chave, que devem ser integrados no planeamento urbano (Wong & Brown, 2009):

- Integração de diversas origens de água para os variados usos urbanos, recorrendo a sistemas descentralizados, e ao conceito de “qualidade da água ajustada ao uso”;
- Cidades prestadoras de serviços ecossistêmicos, com espaços naturalizados que contribuem para a qualidade de vida e bem-estar dos residentes;
- Cidades com comunidades sensíveis ao valor intangível da água, informadas e com comportamentos de uso eficiente da água, envolvidas na preservação dos recursos hídricos e da Natureza em geral.

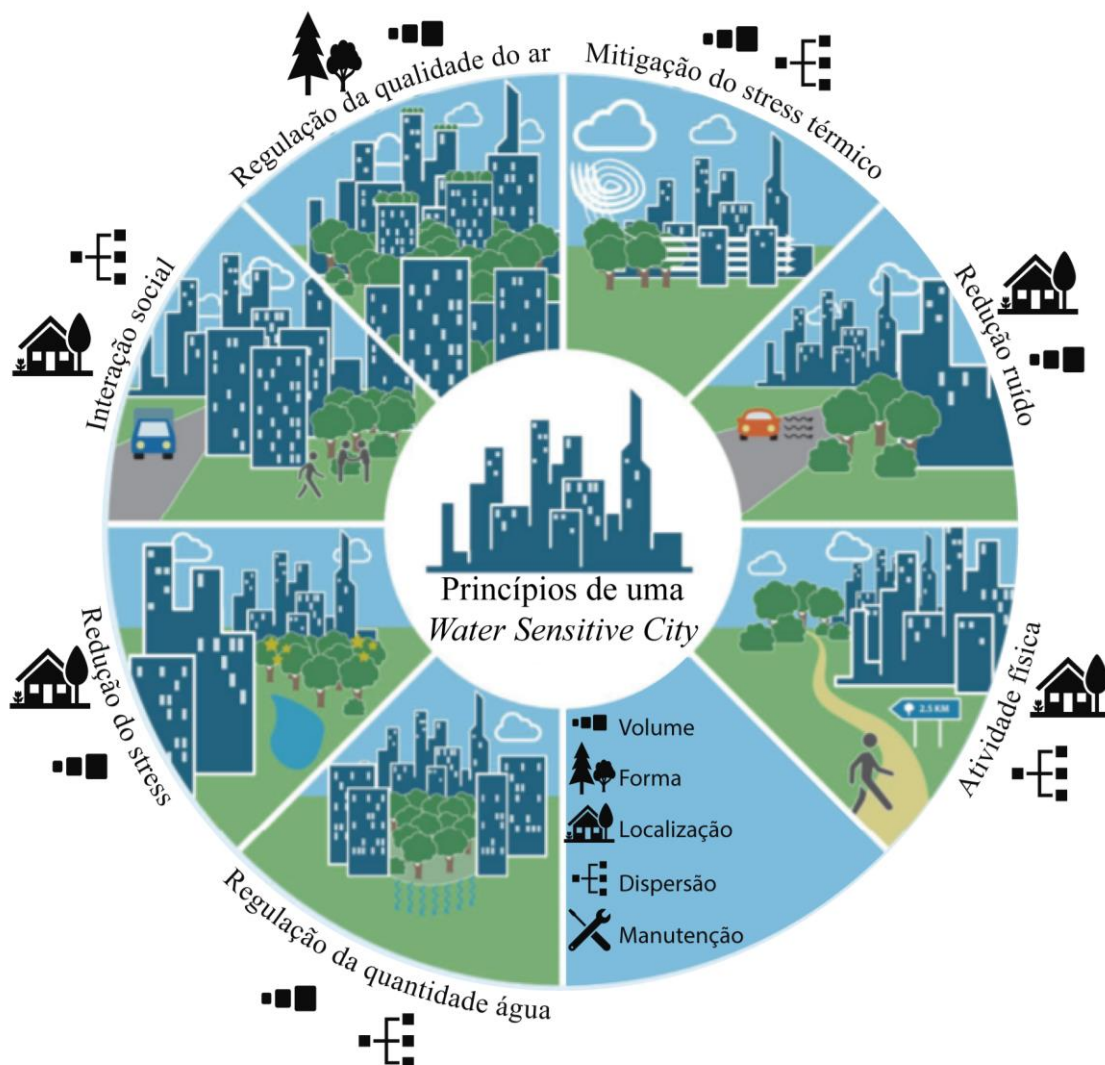


Figura 5 - Funcionamento de uma *Water Sensitive City* (Adapt. Gehrels et al., 2016).

O primeiro pilar estabelece a introdução de novas origens de água, como a reutilização de águas cinzentas e de águas residuais tratadas, o aproveitamento da água da chuva, e a dessalinização numa lógica de proximidade. A circularidade do *recurso água* é uma alternativa sustentável para a preservação da origem tradicional de água diminuindo a pressão sobre os recursos hídricos, protegendo habitats e biodiversidade (Radhakrishnan *et al.*, 2018; Voulvoulis, 2018).

O segundo pilar assenta no funcionamento ecológico das paisagens urbanas. É necessário conhecer profundamente a funcionalidade ecológica dos espaços naturalizados, e a forma como poderão contribuir para a gestão sustentável da água, para o microclima, para o sequestro de carbono e para produção de oxigénio e alimento, etc.

A introdução da ecotecnologia na sociedade, para a gestão sustentável da água só por si não tem qualquer efeito. É necessário que a comunidade urbana esteja informada, sensibilizada e educada para que, nas suas opções diárias, possa compreender e considerar o valor da água. A população tem de ser considerada na tomada de decisões e têm que lhe ser demonstrados os comportamentos promotores da conservação de água e da proteção dos ecossistemas naturais, uma vez que as populações são uma mais valia para o futuro das suas próprias cidades.

I.3 Emissões e Sequestro de Carbono em Zonas Urbanas

A atmosfera terrestre é constituída por várias camadas de gases formada pela ação da gravidade, e permite a retenção de algum calor libertado pela superfície terrestre, possibilitando temperaturas relativamente amenas e estáveis ao longo do tempo, compatíveis com a existência de vida, tal como a conhecemos. No entanto, o aumento de temperatura atmosférica, causado pela concentração crescente de gases com efeito de estufa, provenientes das diversas atividades humanas, tem sido uma realidade nas últimas décadas (Yue & Gao, 2018). Este aumento temperatura atmosférica média, tem consequências sérias nos ecossistemas terrestres, com eventos cada vez mais frequentes, que geram perda de biodiversidade e colocam a vida humana em perigo, nomeadamente eventos de secas prolongadas, fenómenos meteorológicos extremos (tempestades, tufões, inundações, etc.) degelo com consequente subida do nível médio do mar, etc.

As cidades, onde atualmente vive mais de metade da população mundial são responsáveis por 70 % das emissões de CO₂ em todo o planeta. Na atual lógica de economia global e de elevados padrões de consumo, verifica-se uma crescente emissão de gases com efeitos de estufa, nomeadamente de CO₂, associada ao trânsito rodoviário urbano e a outras atividades antrópicas, que recorrem a combustíveis fósseis, está intimamente relacionada com o aquecimento global, mas também com o aumento de doenças respiratórias (Kong *et al.*, 2014; Shan *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2019).

No dia 4 de novembro de 2016 entrou em vigor o acordo de Paris, no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas, que definiu um plano de ação para limitar o aquecimento global a um valor inferior a 2 °C tentando não exceder os 1,5 °C. Este estabelece a redução da emissão dos gases com efeito de estufa a partir de 2020, através de medidas e ações para reforçar a resiliência manter um desenvolvimento sustentável (Resolução do Conselho de Ministros nº 107/2019).

A neutralidade carbónica é definida como o ponto em que o balanço das emissões e sequestro de gases com efeito de estufa seja neutro. Com o objetivo da neutralidade carbónica e em linha com o Acordo de Paris, Portugal desenvolveu o Roteiro para a Neutralidade Carbónica (RNC2050). O roteiro estabelece trajetórias alternativas, economicamente viáveis e socialmente aceites, que permitem alcançar o objetivo traçado. Os setores da energia, transportes, resíduos e agricultura são os principais responsáveis pelas emissões de GEE devendo assim aumentarem a sua eficiência e inovação (Resolução do Conselho de Ministros nº 107/2019).

Para se chegar à neutralidade carbónica, para além de se apostar na redução das emissões, é necessário a criação de estratégias para aumentar o sequestro de carbono, sobretudo nas cidades, por serem locais particularmente vulneráveis. Assim, a estratégia para a redução de GEE, deve ser suportada por três tipos de ações (Fu *et al.*, 2019), a redução da utilização de combustíveis fósseis, o desenvolvimento de novas fontes energéticas com baixas (ou mesmo nulas) emissões, e a aposta em mecanismos de sequestro e fixação diretamente da fonte ou da atmosfera.

No que diz respeito ao balanço de carbono nas cidades, a vegetação urbana, nomeadamente árvores e arbustos, podem ser um importante contributo para a qualidade de vida das populações, sequestrando o carbono da atmosfera através da fotossíntese e armazenando-o na biomassa vegetal e na rizosfera (Gratani & Varone, 2007).

Na biomassa vegetal, o carbono é sobretudo armazenado na forma de celulose (Figura 6), formada a partir da glucose, que é sintetizada na fotossíntese a partir do CO₂ atmosférico. Considera-se que a celulose é responsável pelo armazenamento de mais de 50 % do carbono da biosfera (Alvarenga & Carmo, 2006).

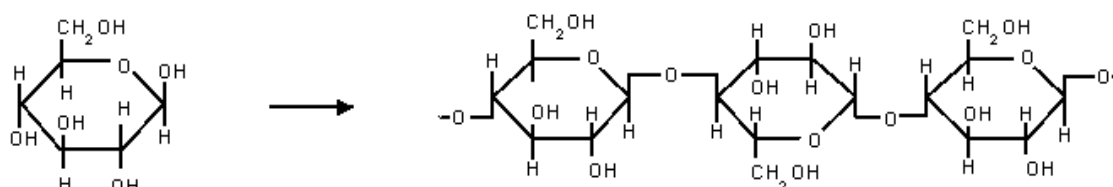


Figura 6 - Formação da celulose a partir da glucose produzida durante a fotossíntese.

A vegetação pode ser incluída nas cidades de diferentes formas em parques públicos: árvores nos arruamentos, jardins, coberturas/paredes verdes, florestas urbanas, etc. A introdução de espaços verdes na cidade pode ter diversos objetivos (alguns já referidos anteriormente), reforçando-se a redução do escoamento superficial, a prevenção de cheias, a recarga de aquíferos, a redução do ruído, a melhoria da qualidade do ar atmosférico e da paisagem da cidade, e portanto, do bem-estar da população. Por outro lado, os espaços verdes, proporcionam um aumento da biodiversidade urbana, fomentando a proximidade entre as pessoas e a natureza (Emmanuel & Loconsole, 2015).

Uma gestão adequada dos espaços verdes urbanos, com seleção do tipo de plantas, poderá melhorar significativamente a capacidade desses espaços funcionarem como sumidouros de carbono (Fu *et al.*, 2019).

Além dos espaços verdes melhorarem a qualidade do ar, pela redução de GEE, também providenciam a mitigação do efeito de ilha de calor. Os espaços verdes intersectam a radiação solar, não a deixando ser absorvida por outras superfícies, processo conhecido como “efeito sombra” (Marando *et al.*, 2019). Assim, os espaços verdes, conseguem apresentar temperaturas ambiente 1 a 7 °C mais baixas do que outros tipos de áreas urbanas envolventes. Conseguem mesmo diminuir os extremos térmicos nas outras áreas circundantes (Zhang *et al.*, 2017).

I.4 Caso de estudo: Jardim das Comunidades, Almancil - Loulé

O Jardim das Comunidades (Figura 7) foi construído em 2003, localiza-se em Almancil – Loulé e corresponde a uma área total de arruamentos e zonas plantadas de 12 180 m² mais um lago de 1 200 m².

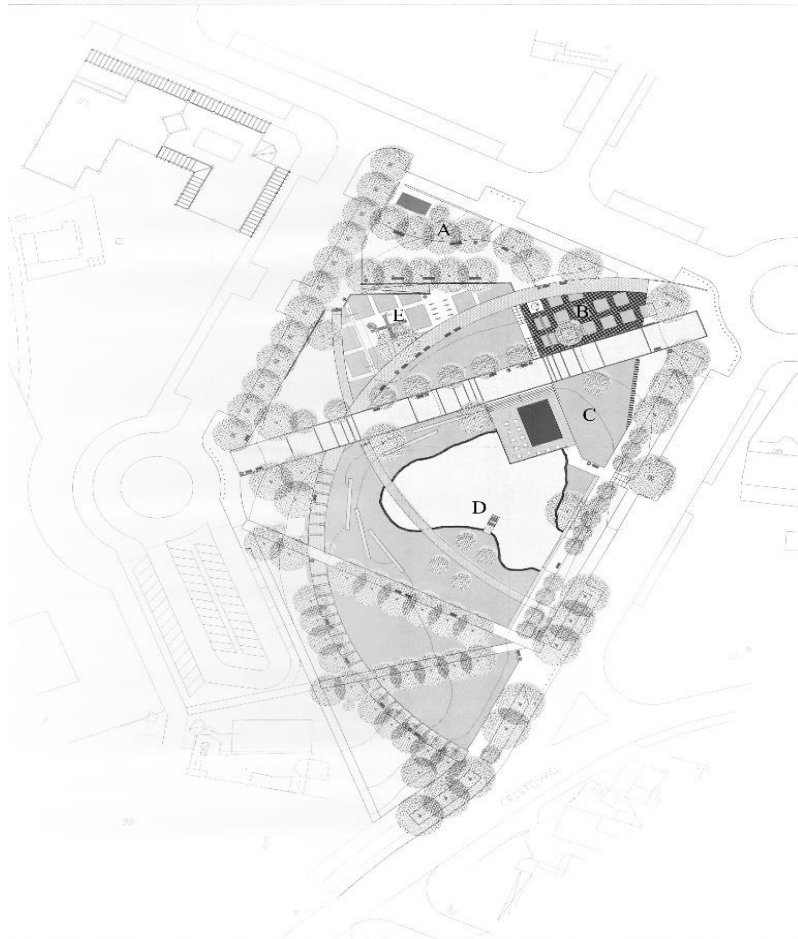


Figura 7 - Elementos do Jardim das Comunidades – árvores (A), sebes de arbustos (B), relvado (C), lago (D) e zonas lúdicas/desportivas (E). (Câmara Municipal de Loulé, Adapt. G. Rosário).

Está ladeado por uma Escola Básica 2, 3, por um Centro de Dia e por blocos de apartamentos residenciais. Inclui vários ativos ecológicos nomeadamente, árvores (A), arbustos (B), 4300 m² de relvado (C) o lago central (D), bem como zonas lúdicas/desportivas para crianças e idosos (E).

Ao longo do tempo têm existido algumas dificuldades no funcionamento deste espaço verde, nomeadamente relacionadas com o lago, onde é frequente verificarem-se fenómenos de eutrofização, que provocam situações inconvenientes, como episódios de

mortalidade de peixes e grandes densidades de mosquitos. Outro aspeto a melhorar, é a ocorrência de alguns atos de vandalismo, nomeadamente o abandono no espaço de animais domésticos (sobretudo peixes e répteis), a deposição indevida de resíduos, e a destruição de algumas áreas jardinadas e/ou de pequenos equipamentos, demonstrando a necessidade de se melhorar o envolvimento da população, aproximando-a e envolvendo-a na gestão deste espaço.

I.5 Objetivos Geral e Específicos

O **objetivo geral** deste trabalho é contribuir para a implantação da lógica de funcionamento das *Water Sensitive Cities*, melhorando a gestão da água e o balanço de carbono num espaço verde público, o Jardim das Comunidades de Almancil, Loulé.

Os **objetivos específicos** que se pretende atingir são:

1. Caracterizar o espaço verde inicialmente implementado, e a sua performance em termos de balanço de carbono, com base em:
 - 1.1. Espaço jardinado - definição das áreas cultivadas e identificação das espécies vegetais, arbóreas, arbustivas e herbáceas;
 - 1.2. Lago – descrição da morfologia, hidrodinâmica e qualidade da água do lago (amónia, nitratos, fosfatos, clorofila *a* e feopigmentos, oxigénio dissolvido *in situ*, pH, *in situ* temperatura *in situ* e disco Secchi), principais espécies fitoplanctónicas e piscícolas;
 - 1.3. Consumos - água para o lago e para a rega; fertilizantes de síntese e pesticidas; energia elétrica e combustíveis gastos em operações mecânicas de manutenção (bombagens, rega, corte de relvados, aplicação de fitofármacos, etc.);
 - 1.4. Cálculo da emissão/sequestro kg CO₂ e do espaço verde nas condições iniciais.
2. Analisar a implementação de medidas para melhorar a gestão da água e o balanço de carbono:
 - 2.1. Medidas para melhorar a hidrodinâmica do lago de forma a evitar fenómenos de eutrofização, monitorizando a qualidade da água e as principais espécies fitoplanctónicas.

- 2.2. Implementar algumas espécies de macrófitas para remoção de nutrientes da água do lago, sequestro de carbono e criação de habitats para a fauna aquática;
- 2.3. Medidas para promover a capacidade de retenção de água durante episódios de precipitação para posterior utilização no lago e/ou na rega da área jardina, através da otimização da recolha e do armazenamento;
- 2.4. Promover a biodiversidade, substituindo eventuais espécies exóticas por outras autóctones, mais resistentes às pragas e melhor adaptadas às condições edafo-climáticas locais;
- 2.5. Contribuir para o estudo da viabilidade da otimização dos sistemas de bombagem de água e para a implementação no local de painéis fotovoltaicos para redução das emissões de carbono;
- 2.6. Colaborar com conteúdos para um documentário educacional sobre a importância dos espaços verdes urbanos, envolvendo a população, e em particular os mais jovens;
- 2.7. Desenvolver esforços para a escrita de um artigo científico, a par da elaboração da Dissertação de Mestrado.

II Metodologia

Para a realização deste estudo, recorreu-se a trabalho de campo, para caracterizar o local detalhadamente, em termos de massa de água e da componente terrestre envolvente. Foram realizadas 2 colheitas da água do lago, em momentos distintos, para se avaliar a sua evolução após uma intervenção no funcionamento do lago. As amostras de água recolhidas foram analisadas no Laboratório de Engenharia Sanitária do Instituto Superior de Engenharia da UAlg e o fitoplâncton caracterizado nas instalações laboratoriais do CIMA com a colaboração da empresa AquaExam.

A pesquisa bibliográfica realizada ao longo do trabalho, fez-se recorrendo a motores de pesquisa automáticos, tais como *b-on* e *Sciencedirect* e tendo por base publicações científicas, preferencialmente internacionais devidamente validadas por pares.

Os dados recolhidos foram analisados de acordo com os referenciais para cada situação e sempre que se considerou pertinente, representados graficamente ou com outros tipos de imagens.

A dissertação foi escrita em conformidade com o regulamento da UAlg em vigor.

II.1 Intervenção no Lago e Caracterização Ecológica

Atendendo à existência de algumas zonas de água estagnada neste lago, particularmente críticas para a existência de fenómenos de eutrofização, detetou-se a necessidade de algumas ações para se melhorar a sua hidrodinâmica. Assim, foram realizadas duas colheitas para caracterização do estado trófico do lago, a 1ª imediatamente antes do seu vazamento no dia 26 de novembro de 2019, e a 2ª no dia 18 de fevereiro de 2020.

Aquando do vazamento do lago, a ictiofauna foi identificada tendo sido feito registo fotográfico e posterior identificação.

II.1.1 Caracterização da Qualidade da Água e do seu Estado Trófico

Para se caracterizar o estado trófico deste lago, procedeu-se ao estudo da qualidade da água, através da quantificação de amónia, nitratos, fosfatos, clorofila *a* e feopigmentos, oxigénio dissolvido *in situ*, pH, *in situ* temperatura *in situ* e disco Secchi) de acordo com os métodos descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Metodologia analítica utilizada para monitorização da qualidade da água.

Parâmetro	Unidade	Método Analítico
Temperatura <i>in situ</i>	°C	Termometria. PEQ.005/01 equivalente ao SMEWW 2550 B. 21ªEdição
pH <i>in situ</i>	Escala Sorenson	Potenciometria. PEF.001/04 equivalente ao SMEWW 4500-H+ B. 21ªEdição
Oxigénio dissolvido <i>in situ</i>	% O ₂	Eletrometria. ASTM D 888-05
Profundidade Secchi	m	Visibilidade do disco de Secchi
Ortofosfatos	mg/L PO ₄	Espectrometria de Absorção Molecular. PEQ.003/06 equivalente ao SMEWW 4500-P E. 21ªEdição
Amónia	mg/L NH ₄	Espectrometria de Absorção Molecular. SMEWW 4500-NH3 G. 23ªEdição
Nitratos	mg/L NO ₃	Espectrometria de Absorção Molecular. NP 4338-1:1996
Clorofila <i>a</i>	mg/m ³	Espectrometria de Absorção Molecular. SMEWW 10200 H
Feopigmentos	mg/m ³	Espectrometria de Absorção Molecular. SMEWW 10200 H

Para a caracterização e quantificação da densidade fitoplanctónica do lago, recorreu-se à colheita de amostras de água. As colheitas foram realizadas no mesmo dia e local da colheita para análise química da água. As amostras foram depois preservadas em lugol até se proceder à sua análise, tal como descrito de seguida.

Equipamento para amostragem e análise:

- Os recipientes de amostragem utilizados foram garrafas plásticas (PET - Polietileno tereftalato), com um volume aproximado de 330 ml, para tipo de amostra discreta (EN 15204:2006);
- As amostras foram sedimentadas em câmaras de sedimentação com 10 ml de volume e 2 cm de altura, com um tempo mínimo de sedimentação de 8 horas (EN 15204:2006);
- As amostras foram preservadas com uma solução ácida de iodo (lugol) e armazenadas de acordo com o protocolo de Utermöhl (1958), ainda em uso e no qual se baseia a norma europeia em vigor (CEN-EN 15204:2006);
- A observação das amostras foi realizada em microscopia de inversão de acordo com a norma já referida e seguindo as diretrizes do Manual do Instituto Nacional da Água (INAG). O microscópio utilizado foi Zeiss - Observer A1 – AXIO. Com as objetivas Zeiss LDA - Plan: 40x, 0,50 ph2, 441251 – 9915 e Achroplan 100x, 1,25 ph3, infinito/0,17.

Método de contagem:

Para a avaliação da qualidade ecológica de águas superficiais, utilizando abundância e composição do fitoplâncton foi seguida a Diretiva Europeia Quadro da Água que remete para a EN 15204:2006, utilizando a técnica de Utermöhl, a qual descreve o cálculo da abundância e composição taxonómica de fitoplâncton, utilizando o microscópio invertido e câmaras de sedimentação, incluindo todos os passos de preservação e armazenamento.

Após a preservação e armazenamento, a amostra deve ser homogeneizada e parte desta deve preencher uma câmara de sedimentação. Quando o fitoplâncton assentar no fundo da câmara este será identificado e contabilizado utilizando o microscópio invertido.

Para a contagem foi realizada uma análise qualitativa com base na identificação preliminar da composição fitoplanctónica. Desta forma, foi determinado o método de

contagem para cada espécie. A estratégia de contagem para a análise quantitativa foi a contagem em campos aleatórios e a contagem de toda a câmara, dependendo da densidade da amostra, conforme as orientações da norma europeia já referida e do Instituto Nacional da água (INAG, 2009).

Cálculo concentração de fitoplâncton:

Para o cálculo de fitoplâncton foi utilizada a seguinte fórmula:

$$N = X \frac{AD}{aV}$$

Em que:

- *N* é número por unidade de volume;
- *X* é número médio por campo (ou total na câmara toda);
- *A* é a área efetiva total da câmara;
- *V* é volume da subamostra na câmara;
- *a* é a área campo visão;
- *D* é o fator de diluição.

Método para biovolume dos táxon e total:

Para a estimação do biovolume do fitoplâncton utilizando microscópio invertido (técnica de Utermöhl de acordo com EN 15204:2006) foi seguida a EN 16695:2015, que estabelece métodos para a medição células e cálculo de célula ou unidade de volume.

O cálculo do biovolume total ou táxon específico é baseado na medição de um número representativo de indivíduos. Ao multiplicar a média, mediana ou unidade de volume com abundância, é determinado o biovolume total de cada táxon.

Para a medição das células recorreu-se à lista das formas geométricas apresentadas no anexo A da presente norma europeia (EN 16695:2015). Para atribuir a forma geométrica à célula foi utilizada a lista presente no anexo D, a qual indica também o fator de correção e a estimação da dimensão escondida.

Ainda de acordo com a norma europeia referida, após o resultado da medição da média do biovolume de cada táxon, recorreu-se à seguinte equação para o cálculo do biovolume total:

$$V_{bio,i} = \frac{n_i \times V_i}{10^9}$$

Onde:

- $V_{bio,i}$ é biovolume do táxon em milímetros cúbicos por litro (mm^3/L);
- n_i é número de células de cada táxon por litro (L^{-1});
- V_i é o número médio de células em micrómetros cúbicos (μm^3).

Cálculo do conteúdo de carbono:

O carbono orgânico é o constituinte principal dos organismos. O conteúdo de carbono fitoplanctónico não pode ser calculado diretamente, porque os métodos químicos não diferenciam o carbono de origem fitoplanctónicas do carbono de outras origens. (zooplâncton, bactéria, detritos, etc.). Assim sendo, utilizou-se um método que a partir do biovolume celular e dos respetivos fatores de conversão, permite estimar o conteúdo de carbono: (EN 16695:2015, Menden-Deuer and Lessard, 2000)

$$c(C)_i = a \cdot (V_{cell,i})^b$$

Em que:

- $c(C)_i$ é conteúdo carbono do táxon em picogramas por célula (pg/cell);
- a e b são fatores constantes 0,216 e 0,939 respetivamente (ver tabela C1, EN 16695:2015);
- $V_{cell,i}$ é volume médio da célula do respetivo táxon i em micrómetros cúbicos por célula ($\mu m^3/cell$).

II.2 Caracterização do Espaço Jardinado e dos Recursos que Consome

No que diz respeito à componente terrestre deste espaço público, foram caracterizados a vegetação e o potencial de sequestro de carbono na biomassa vegetal, e fez-se uma estimativa da capacidade de armazenamento de carbono no solo, na rizosfera das principais espécies existentes neste jardim. Foram avaliados os recursos necessários para o seu funcionamento/manutenção, nomeadamente água, energia e combustível (gasolina), que serão responsáveis por emissões de carbono.

II.2.1 Caracterização da Vegetação e do seu Potencial de Sequestro

Recorreu-se à informação existente nos serviços municipalizados da Câmara Municipal de Loulé, relativa ao projeto deste espaço verde, sobre as espécies vegetais terrestres lá colocadas, confirmando-se em seguida *in situ* a sua existência e as respetivas áreas de cobertura. A área de cobertura, correspondente aos diversos tipos de vegetação foi estimada a partir de imagens de satélite (fotografia aérea do Google Earth) e posterior edição utilizando-se o QGIS.

Estimou-se aproximadamente o potencial de sequestro utilizando-se fatores de sequestro aplicáveis às espécies locais, e anteriormente quantificados a partir de dados reais em trabalhos anteriormente publicados (Correia, 2005; Pereira *et al.*, 2007; Soares *et al.*, 2011; Palma *et al.*, 2014; Velasco *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2018; Song *et al.*, 2018; Fu *et al.*, 2019;).

II.2.2 Potencial de Armazenamento de Carbono nos Solos

Para se estimar o potencial de armazenamento de carbono no solo superficial (até 15 cm de profundidade) do Jardim de Almancil, procedeu-se à recolha de 3 amostras junto à rizosfera das espécies mais frequentes nomeadamente, Pinheiro Manso, Alfarrobeira, Oliveira, Tília e Loendro, e no relvado. As amostras foram transportadas até ao laboratório, onde se fizeram amostras compósitas representativas de cada rizosfera. Procedeu-se à secagem das amostras a 105 °C durante 24 horas. Após a secagem passaram-se por um peneiro de 2 mm e fizeram-se 3 tomas de cada amostra, que foram posteriormente colocadas em cadinhos e incineradas durante 4 h a 450 °C. Pesaram-se em seguida para determinação da Matéria Orgânica. Após a pesagem voltaram a ser colocadas na mufla por 4 h, mas desta vez a 950 °C e novamente pesadas.

Calculou-se de seguida Carbono Orgânico, Carbono Inorgânico e Carbono Total (Houba *et al.*, 1995), em que:

- $Carbono\ Orgânico = Matéria\ Orgânica \times 0,58$
- $Carbono\ Inorgânico = Massa\ da\ Amostra\ Após\ 450\ °C - Massa\ da\ Amostra\ Após\ 950\ °C \times 0,273$
- $Carbono\ Total = Carbono\ Orgânico + Carbono\ Inorgânico$

II.3 Consumos de Água, Energia e Gasolina

Foram solicitados e posteriormente avaliados os consumos de água (na rega e para reposição da evaporação no lago) e de energia, consumida principalmente para o transporte dessa água, bem como de gasolina gasta nas operações de manutenção deste espaço.

Fez-se uma análise às possíveis origens de água para este local, de forma a se potenciar o seu uso eficiente e a reduzir-se o consumo de água tratada para consumo humano.

Estimaram-se os consumos energéticos e de combustível fóssil (gasolina) e de acordo com os respetivos fatores de emissão de carbono, calcularam-se as emissões associadas relativas ao ano de 2019.

III Análise e Discussão de Resultados

III.1 Lago

III.1.1 Qualidade da Água e Estado Trófico

Um dos problemas conhecidos da qualidade das águas, costeiras e interiores, é a eutrofização. A eutrofização é conhecida por uma florescência de algas que causa a morte da biodiversidade local. Devido à ação humana, existe um aumento da concentração de fosforo e azoto, pela presença de esgotos, excrementos de animais e fertilizantes aplicados na agricultura. Sabe-se que em alguns casos a redução de um destes nutrientes pode ser suficiente para não haver florescimento, no entanto é recomendado que se controlem estes dois nutrientes. Em alguns lagos, quando o fitoplâncton é dominante, com a transparência da água a tornar-se turva, característica visível, normalmente poderá ocorrer uma florescência de cianobactérias (Waajen *et al.*, 2016). Algumas cianobactérias são responsáveis por libertação de cianotoxinas que são um produto metabólito secundário, colocando em risco a biodiversidade e a saúde pública.

Para a melhoria da qualidade da água do lago, foi feita uma intervenção no final de 2019, entre os dois momentos de amostragem, para alteração da hidrodinâmica no lago, de forma que a água passasse a ser injetada nas zonas mais estagnadas e a maior profundidade. Assim, passou a existir uma circulação mais homogénea da água, evitando-se a estratificação.

Os resultados analíticos obtidos nas duas amostragens realizadas à água do lago, estão sintetizados na Tabela 2, onde se podem comparar com os Valores Máximos Admissíveis, referidos na legislação em vigor em Portugal.

Analisando os parâmetros de qualidade da água quantificados, no geral e de acordo com os referenciais legais, parecem cumprir os requisitos ecológicos para as águas naturais, exceto para Oxigénio Dissolvido, e em ambas as amostragens. De novembro para fevereiro, verificou-se uma diminuição dos valores de Cl *a*, um aumento da transparência ao Disco Secchi e uma diminuição do pH. Esta evolução estará associada a uma melhoria da hidrodinâmica do lago, que terá contribuído para diminuir a estratificação. Verificou-se uma diminuição da densidade fitoplanctónica em fevereiro e portanto da redução da remoção de CO₂ pela fotossíntese, promovendo-se um aumento

da sua concentração na água do lago e a consequente acidificação, compatível com a diminuição do pH verificada.

Tabela 2 - Caracterização da qualidade da água do lago do Jardim das Comunidades nas duas amostragens efetuadas (antes e após a intervenção) com os respetivos limites de quantificação.

Parâmetro	Unidade	Resultado 26 nov 2019 ($\bar{x} + \sigma$)	Resultado 18 fev 2020 ($\bar{x} + \sigma$)	* Valor Máximo Admissível
Temperatura <i>in situ</i>	°C	16.2 ± 0.1	18.0 ± 0.4	30
pH <i>in situ</i>	Escala Sorenson	7.2 ± 0.4	5.5 ± 0.3	5.0 – 9.0
Oxigénio dissolvido <i>in situ</i>	% O ₂	94 ± 4	138 ± 1	50
Transparência - Profundidade Secchi	cm	0.48 ± 0.11	0.63 ± 0.21	--
Ortofosfatos LQ = 0.383	mg/L PO ₄	<0.383(LQ)**	<0.383(LQ)**	--
Amónia LQ = 0.12	mg/L NH ₄ ⁺	<0.12(LQ)**	<0.12(LQ)**	1.29
Nitratos LQ = 4.4	mg/L NO ₃	<4.4(LQ)**	<4.4(LQ)**	--
Clorofila <i>a</i>	mg/m ³	15 ± 10	12 ± 4	--
Feopigmentos LQ = 1	mg/m ³	<1(LQ)**	<1(LQ)**	--

*DL 236/98 Anexo XXI

**Valor abaixo limite quantificação.

É sabido, desde há muito, que densas populações de fitoplâncton tendem a consumir muito do dióxido de carbono presente em águas naturais, com um consequente aumento do pH, o mesmo acontece em sistemas artificiais como reservatórios ou lagos (Talling, 1976; Engel, 2020). Conforme já referido os dados do presente estudo revelam uma redução do pH, consistente com o decréscimo da densidade fitoplanctónica o que consequentemente se vai traduzir numa menor taxa de remoção de CO₂ por parte desta componente.

Para uma melhor caracterização ecológica desta massa de água urbana, cruzaram-se os resultados obtidos com a classificação da produtividade de lagos (Thomann & Mueller 1987):

- Lagos **oligotróficos** - se $Cl\ a < 4\ \text{mg/m}^3$, baixos teores de fósforo ($< 10\ \mu\text{g/L}$), boa oxigenação ($> 80\ \% O_2$) e águas translúcidas ($> 4\ \text{m}$ de visibilidade ao disco Secchi).
- Lagos **mesotróficos** - se $4 < Cl\ a < 10\ \text{mg/m}^3$, teores de fósforo entre 10 a 20 $\mu\text{g/L}$, oxigenação entre 10 a 80 $\% O_2$ e 2 a 4 m de visibilidade ao disco Secchi.
- Lagos **eutrófico**s - se $Cl\ a > 10\ \text{mg/m}^3$, com elevados teores de fósforo ($> 20\ \mu\text{g/L}$), mal oxigenadas ($< 10\ \% O_2$) e águas que deixam passar a luz até pouca profundidade ($< 2\ \text{m}$ de visibilidade ao disco Secchi).

De referir que por limitação da metodologia analítica utilizada neste trabalho, o LQ para os ortofosfatos foi demasiado elevado (LQ = 0.383 mg/L), não permitindo ser conclusivo nos resultados obtidos para uma água como a do lago em estudo. Mesmo assim, de acordo com os resultados obtidos, para os parâmetros $Cl\ a$ e Oxigénio dissolvido pode considerar-se que este lago apresenta uma grande densidade fitoplanctónica (Figura 8), e que apesar de no momento da amostragem (período da manhã) apresentar elevados níveis de oxigenação, os períodos noturnos podem constituir um grande risco em termos de depleção de oxigénio para a comunidade biótica do lago.



Figura 8 - Imagem aérea do lago do Jardim das Comunidades em novembro de 2019, com marcação da transparência ao disco Secchi/profundidade total nos 4 pontos amostrados.

Em estudos posteriores deste lago, recomenda-se um ajuste metodológico que permita a quantificação de concentrações inferiores de nutrientes (azoto e fósforo). Também é de referir que para se poder estimar o Índice do Estado Trófico do lago (Jin *et al.*, 1995 in Hu *et al.* (2014)), devem ser determinados os parâmetros Fósforo Total e Azoto Total, de forma a chegarmos a uma interpretação inequívoca através de uma escala numérica, entre 0 e 100, que nos permita estabelecer a seguinte classificação:

- $0 < \text{IET} \leq 30$ oligotrófico
- $30 < \text{IET} \leq 40$ oligo-mesotrófico
- $40 < \text{IET} \leq 50$ mesotrófico
- $50 < \text{IET} \leq 60$ ligeiramente eutrófico
- $60 < \text{IET} \leq 70$ eutrófico
- $\text{IET} \leq 100$ hipereutrófico

III.1.2 Caracterização do Fitoplâncton

Tendo em conta que, algumas espécies de fitoplâncton, apresentam alterações fisiológicas em resposta a alterações nas condições ambientais, as características dos grupos de fitoplâncton devem ser bem estudadas (Fakioglu, 2013). Embora neste trabalho, as comunidades fitoplanctónicas não tenham sido o principal objeto de estudo, a sua importância é inequívoca. Por exemplo, a biomassa fitoplanctónica é importante para determinar o estado ecológico dos ecossistemas aquáticos e ela está intimamente relacionada com muitos parâmetros físico-químicos (Fakioglu, 2013).

Não obstante o acima referido, acerca da importância da componente fitoplanctónica na avaliação do estado das massas de água e da sua relevância para o consumo de CO₂, temos que considerar que a dimensão do lago em análise não deve comportar, uma massa de fitoplâncton muito elevada. Isto porque o normal funcionamento das comunidades de fitoplâncton pressupõe uma alternância entre os estados de florescência e senescência. Durante o período de senescência a massa fitoplanctónica entra em decomposição e ocorrem elevados consumos de oxigénio o que pode ser bastante prejudicial à qualidade da água. Porém, segundo Engel *et al.*, (2020) em regiões temperadas o consumo de CO₂ por parte do fitoplâncton pode ser importante para a dinâmica do CO₂ em cerca de 20 % a 40 % dos lagos.

Assim em lagos de pequena dimensão, como é o caso, é difícil encontrar um equilíbrio entre a biomassa fitoplanctónica adequada à manutenção da boa qualidade da água e a massa necessária para que o fitoplâncton contribua para a remoção do CO₂ sem contribuir para a depleção de oxigénio.

Na primeira amostragem foram identificados 15 taxa e na segunda 14, ou seja, aparentemente houve uma redução da diversidade em cerca de 7 %. Dos taxa identificados na segunda amostragem 10 eram coincidentes com taxa encontrados na primeira amostragem e quatro eram novos, ou seja 33 % dos taxa observados na segunda amostragem não estavam presentes na primeira, ver Tabela 3 e Figura 9.

Tabela 3 - Conteúdo de carbono no fitoplâncton.

Espécie	C (C) µg/L	
	26 nov 2019	18 fev 2020
<i>Achnantheidium sp.</i>	20.83	20.83
<i>Ceratium sp.</i>	4.53	--
<i>Nitzschia sp.</i>	--	126.53
<i>Peridinium sp.</i>	2.22	64.17
<i>Cosmarium spp.</i>	628.05	247.26
<i>Staurastrum sp.</i>	30.96	139.00
<i>Elakatothrix sp. spp.</i>	3.64	--
<i>Synedra sp.</i>	--	465.05
<i>Pediastrum boryanum</i>	30.96	59.74
<i>Pediastrum simplex</i>	161.42	22.06
<i>Tetraedron minimum</i>	26.95	9.13
<i>Coelastrum reticulatum</i>	29.21	14.33
<i>Scenedesmus spp.</i>	3.94	1.47
<i>Chodatella spp.</i>	4.31	--
<i>Cryptomonas sp.</i>	--	14.00
<i>Nephrocytium sp.</i>	35.08	1.30
<i>Oocystis spp.</i>	29.13	--
<i>Sphaerellopsis sp.</i>	--	8.53
<i>Aphanizomenon sp.</i>	61.24	--
Total	1072.49	1193.41

Contudo foi possível verificar que dos taxa coincidentes, apenas 30 % apresentavam conteúdos de carbono superiores na segunda amostragem, em consequência do seu biovolume ser superior ao encontrado na primeira amostragem para os mesmos taxa, enquanto 66% sofreram uma redução do seu biovolume e apenas 1% mantiveram o mesmo biovolume.

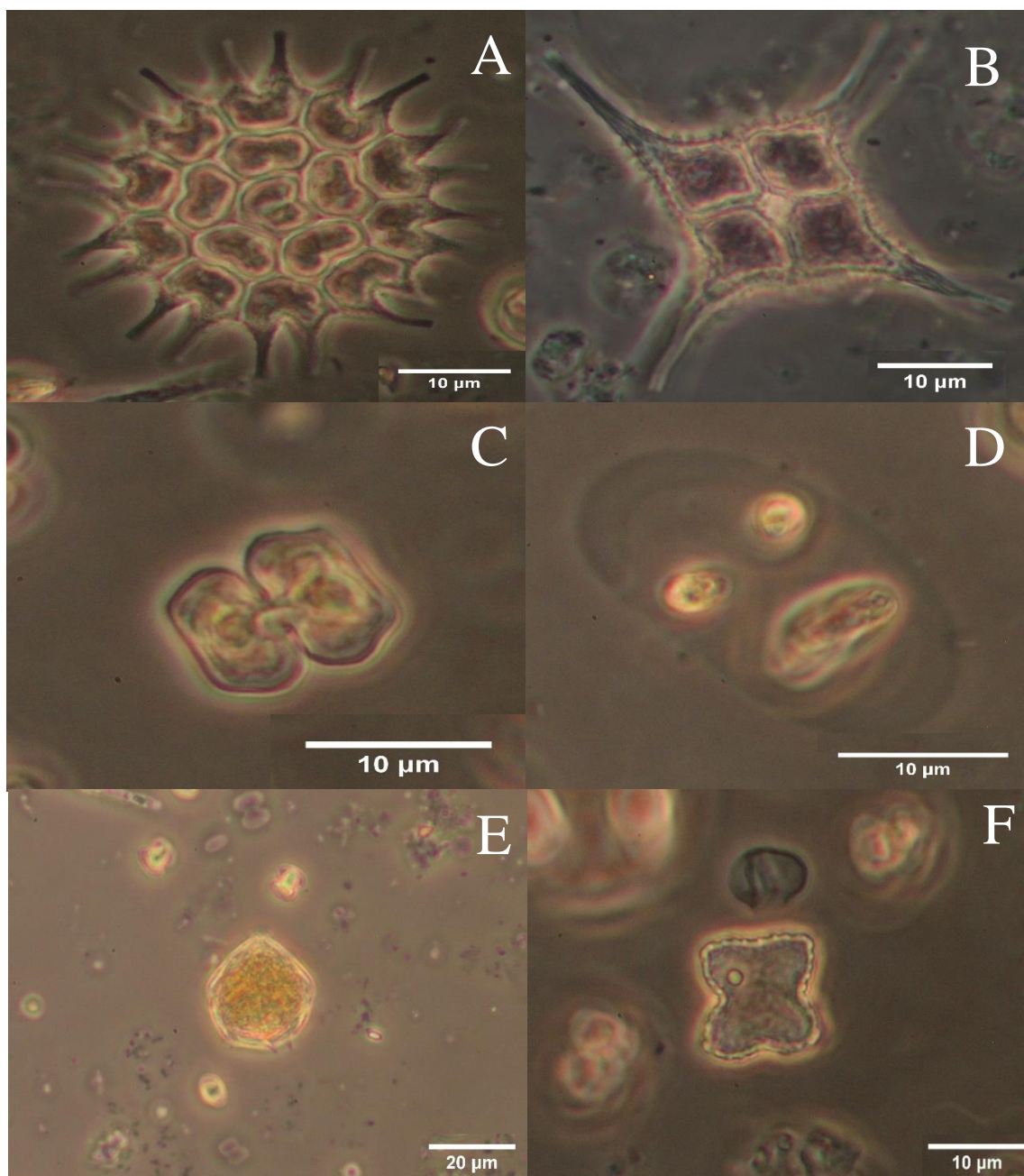


Figura 9 - Espécies fitoplanctónicas presentes no lago. A - *Pediatrum boryanum*, B - *Pediatrum simplex*, C - *Cosmarium* spp., D - *Nephrocytium* sp., E - *Peridinium* sp., F - *Tetraedrum minimum*.

III.1.3 Introdução de Ilhas de Macrófitas

As macrófitas são plantas aquáticas superiores, que apresentam rizomas, e às quais se reconhece capacidade para remoção de azoto e de fósforo nas águas onde estão implementadas (Wu *et al.*, 2015). Quando acopladas a uma ilha flutuante, as raízes destas plantas estão diretamente e permanentemente em contacto com a água, absorvendo nutrientes, ver Figura 10. Ao existir superfície livre em contacto com a água (ilha e raízes das macrófitas), vai existir a criação de um biofilme que é responsável por processos bioquímicos tais como a filtração, e a aderência de matéria suspensa (Colares *et al.*, 2020).

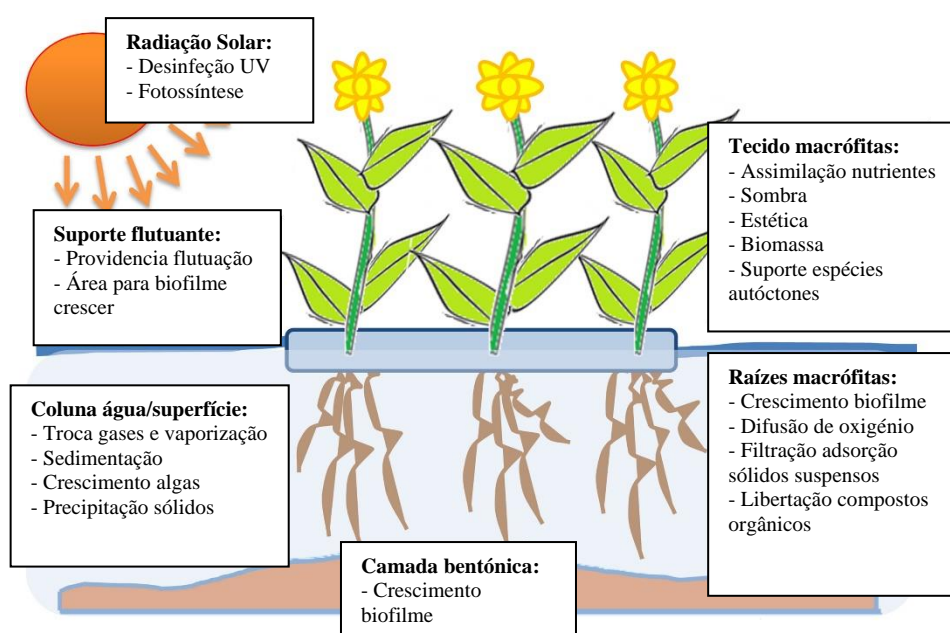


Figura 10 - Processos e benefícios das ilhas de macrófitas (adaptado de, Colares *et al.*, 2020)

A introdução de plantas macrófitas autóctones num lago, permite que estas entrem em competição com o fitoplâncton pelos nutrientes (azoto e fósforo) na água e que desta forma contribuam para a diminuição da frequência de fenómenos de eutrofização (Hu *et al.*, 2014). Nos últimos anos, têm surgido novas soluções na tentativa de se melhorar o controlo da qualidade de massas de água urbanas, nomeadamente de lagos, algumas das quais utilizando plantas macrófitas, como as dos géneros *Typha*, *Phragmites* e *Juncus*, suspensas em materiais de baixa densidade. As macrófitas devem tolerar mudanças na composição da água, para não morrerem e deve dar-se privilégio às espécies autóctones para evitar colonização de espécies exóticas, uma vez que as sementes podem ser transportadas até cursos de água/lagos próximos. Sendo consideradas um tipo de Solução

Baseada na Natureza, as ilhas de macrófitas para além de retirarem substâncias dissolvidas na água, contribuem para a sua oxigenação e assim para a diminuição da carga orgânica no lago. Por outro lado, é de esperar que estas ilhas constituam habitats para a avifauna autóctone, melhorando a biodiversidade e que os órgãos aéreos destas macrófitas contribuam para o sequestro de carbono atmosférico.

O desenvolvimento das raízes das macrófitas permite a aderência de biofilme, que é o habitat de comunidades de bactérias que são fundamentais para a assimilação de nutrientes, através da nitrificação e desnitrificação do azoto e adsorção de fosforo. Em contraste as raízes das macrófitas libertam oxigénio pelas suas raízes, principalmente durante o dia, devido ao processo de fotossíntese, mantendo a coluna de água oxigenada, evitando a estratificação. As raízes servem ainda de habitat para zooplâncton e toda a estrutura é responsável pelo sombreamento da zona, e conseqüente diminuição da temperatura da água.

O objetivo das ilhas é providenciar um suporte flutuante para a fixação das macrófitas, de forma que as raízes das mesmas fiquem livres na coluna de água. Para tal a escolha do material da ilha é um aspeto importante e pode ser de vários materiais flutuantes tais como cortiça, bamboo ou plástico (Colares *et al.*, 2020). Para este lago foi escolhida uma ilha construída em cortiça por se tratar de um produto natural característico de Portugal. Estas ilhas possuem uma durabilidade de aproximadamente 10 anos, e podem ser conectadas em módulos. As principais vantagens destas ilhas de cortiça são a sua sustentabilidade, a sua baixa densidade e boa flutuabilidade, e baixo custo de manutenção.

Com esta fundamentação, em dezembro de 2020 foram instaladas duas ilhas de macrófitas (Figura 11) com uma área aproximada de 50 m² cada uma e incluindo espécies dos géneros *Typha*, *Phragmites* e *Juncus*.

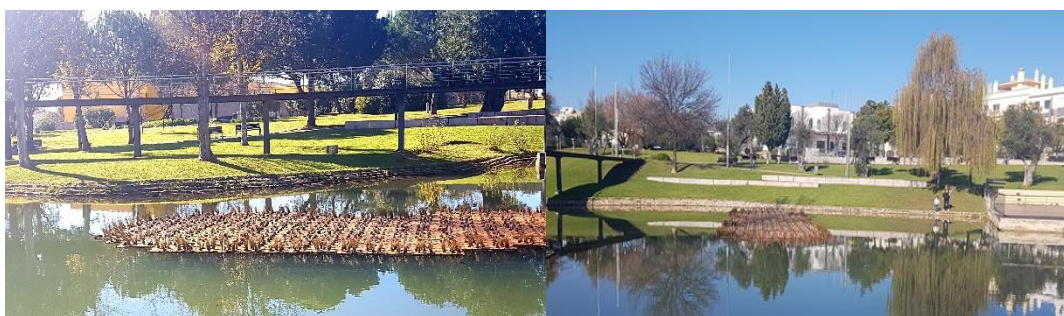


Figura 11 - Ilhas de macrófitas instaladas no lago do Jardim das Comunidades.

III.1.4 Resgate de Espécies Exóticas

A dinâmica de um lago é controlada por fatores abióticos e bióticos (Brönmark *et al.*, 2002). As condições abióticas, são definidas como os fatores físico químicos e variam de local para local, sendo os fatores bióticos definidos como as interações ecológicas (rede alimentar) e dependem das características físicas e químicas do local. Apenas algumas espécies estão aptas a sobreviver e reproduzir-se em determinado local.

A introdução de espécies exóticas resulta muitas vezes em perda de biodiversidade. Estas espécies competem diretamente com as espécies autóctones por alimento e espaço. Por exemplo, no caso das carpas estas estão associadas a impactos negativos na qualidade da água, pela sua atividade predatória, resultando num aumento da clorofila *a*, dos nutrientes na coluna de água e na transparência da mesma (Chumchal *et al.*, 2005).

Foram encontradas algumas espécies exóticas de tartarugas e de peixes, que careciam de ser removidas deste ecossistema aquático, e de ser recolocadas com auxílio da intervenção do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) num espaço licenciado para o efeito, no sentido de se evitarem mais prejuízos ecológicos, nomeadamente uma sobrecarga de matéria orgânica na água e a eliminação de espécies autóctones.

Já na fase final deste trabalho, recorrendo-se a uma ação concertada com o Grupo de Voluntariado da UALg, CIMA, CCMAR, APA e ICNF, foram retirados 48 exemplares de tartarugas e cágados exóticos (Figura 12), bem como carpas e achigãs. Esta ação foi amplamente divulgada na região pela imprensa local, podendo ser consultada em: <https://www.cm-loule.pt/pt/noticias/21235/lago-do-jardim-das-comunidades-em-almancil-foi-palco-de-acao-de-salvaguada-ambiental.aspx>



Figura 12 - Resgate de tartarugas exóticas do lago do Jardim das Comunidades.

III.2 Vegetação Terrestre e Potencial de Sequestro de Carbono

III.2.1 Caracterização da Vegetação Terrestre

As principais espécies arbustivas presentes no Jardim das Comunidades ocupam cerca de 415 m² e correspondem a medronheiro (*Arbutus unedo*), murta (*Myrtus communis*), romanzeira (*Punica granatum*), alecrim (*Rosmarinus officinalis*) e folhado (*Viburnum tinus*). No que diz respeito à área coberta por árvores (área total das copas), é cerca de 2790 m², estando presentes o abrunheiro (*Prunus cerasifera*), o freixo (*Fraxinus angustifolia*), o pinheiro manso (*Pinus pinea*), a alfarrobeira (*Ceratonia siliqua*), a oliveira (*Olea europea*), correspondendo portanto a espécies autóctones, embora também exista a tília (*Tilia americana*), considerada alóctone. A área relvada corresponde a 4300 m² da cultivar *Cynodon dactylon*. A Figura 13 representa a imagem a partir da qual se estimou as áreas de cobertura dos diferentes tipos de vegetação no Jardim das Comunidades.

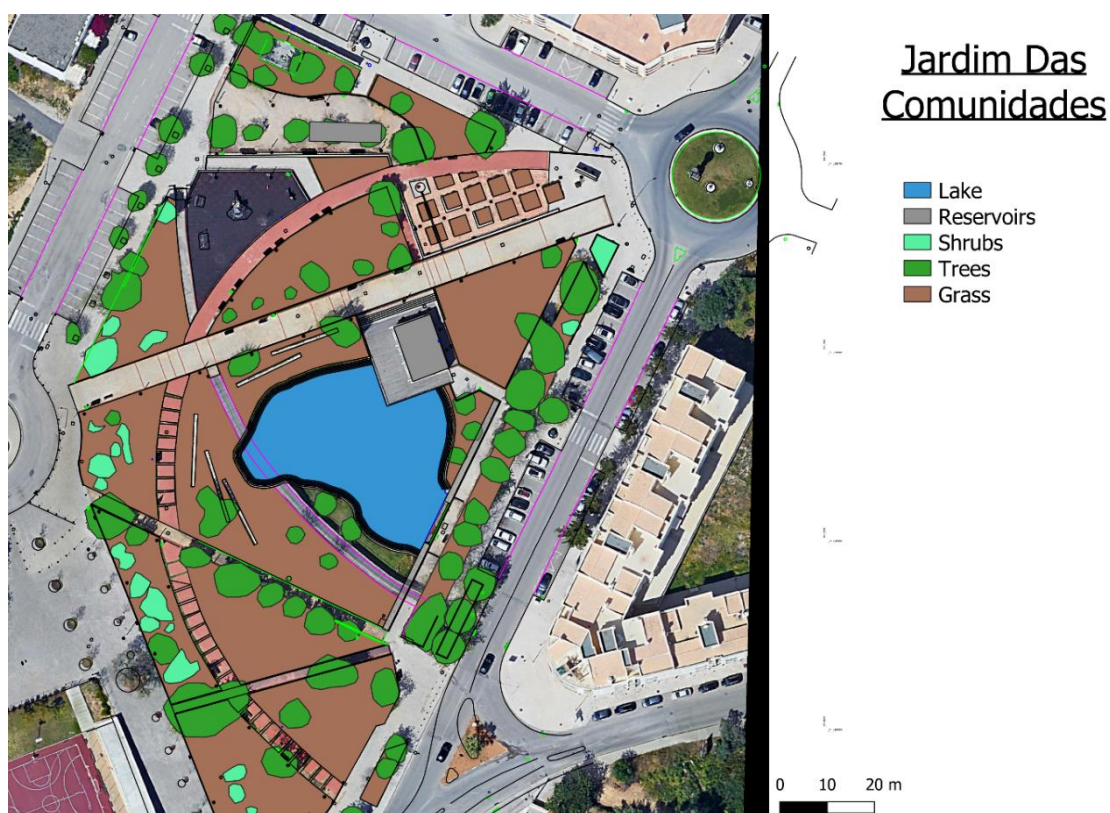


Figura 13 - Imagem aérea (Google Earth) editada pelo QGIS com a delimitação das áreas dos diversos tipos de cobertura vegetal no Jardim das Comunidades.

III.2.2 Potencial de Sequestro de Carbono pela Biomassa Vegetal Terrestre

Esta estimativa deve ser considerada como uma primeira aproximação do potencial de sequestro de carbono pela biomassa vegetal no Jardim das Comunidades. A capacidade que a vegetação urbana (sobretudo a arbórea e arbustiva) tem para sequestrar o CO₂, depende da espécie, da idade e das condições edafoclimáticas (Xu *et al.*, 2018). Neste estudo não se dispõe de informação detalhada sobre o número exato de indivíduos de cada espécie nem sobre a idade das árvores.

Assim, considerou-se a proporção da ocupação das diferentes espécies, utilizando-se fatores de sequestro anuais previamente validados em estudos científicos já publicados (Correia, 2005; Pereira *et al.*, 2007; Soares *et al.*, 2011; Palma *et al.*, 2014; Velasco *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2018; Fu *et al.*, 2019). Atendendo à informação existente para o Jardim das Comunidades, considerou-se que sequestra uma média de 58 t CO₂ /ha, assumindo-se a área conjunta de árvores e arbustos (correspondente no total a 3205 m²). No caso do relvado considerou-se o fator de sequestro de Song *et al.*, (2018) que corresponde a 5.13 t CO₂ /ha.

Assim sendo, considerou-se que o sequestro de carbono pela biomassa vegetal no Jardim das Comunidades é de:

- Árvores e arbustos = 18.6 t CO₂
- Relva = 2.2 t CO₂
 - **Total em 2019 = 20.8 t CO₂**

III.2.3 Potencial de Armazenamento de Carbono no Solo do Jardim das Comunidades

Cerca de 20 % do carbono sequestrado pela vegetação arbórea urbana é armazenado nas raízes e nos sedimentos que as envolvem (rizosfera), sendo que na região do Mediterrâneo esse sequestro pela biomassa e posterior armazenamento pode atingir valores mais elevados do que noutras regiões (McPherson *et al.*, 2013).

Nesta primeira caracterização do potencial de armazenamento de carbono no solo do Jardim das Comunidades, quantificou-se a massa de carbono nas suas diversas formas (orgânica, inorgânica e total) por kg de solo, considerando-se a rizosfera das principais

espécies vegetais, tal como se apresenta na Tabela 4. Por falta de disponibilidade de um densitômetro, não foi possível converter estes resultados em valores absolutos de carbono armazenado no Jardim das Comunidades, o que deverá ser feito em estudos posteriores.

Tabela 4 - Teores de carbono por kg de solo (média \pm desvio padrão) na rizosfera das principais espécies vegetais no Jardim das Comunidades, com valores máximos realçados a negrito.

Cobertura do solo	Carbono Orgânico (g C/ kg solo)	Carbono Inorgânico (g C/ kg solo)	Carbono Total (g C/ kg solo)
Alfarrobeira	39.48 \pm 3.70	6.41 \pm 0.18	45.89 \pm 3.69
Oliveira	13.46 \pm 1.00	15.75 \pm 0.38	29.21 \pm 0.95
Pinheiro manso	34.72 \pm 2.00	6.30 \pm 0.18	41.01 \pm 2.18
Tília e Loendro	22.86 \pm 2.99	7.67 \pm 0.35	30.53 \pm 3.34
Loendro	24.52 \pm 0.49	66.19 \pm 1.45	90.71 \pm 1.09
Relva	32.63 \pm 1.50	9.79 \pm 0.53	42.43 \pm 1.99

De acordo com os resultados obtidos, constatou-se que o solo na rizosfera da alfarrobeira é o mais rico em carbono orgânico (39.48 ± 3.70 g C/ kg solo), seguindo-se o do pinheiro manso (34.72 ± 2.00 g C/ kg solo) e o recolhido na zona da relva (32.63 ± 1.50 g C/ kg solo). Já no que se refere à componente na forma de minerais carbonatados (a componente inorgânica) o solo que apresentou a maior percentagem foi o da rizosfera do Loendro, onde também foi mais elevada a componente total. A forma como o carbono está presente nos solos, depende de vários fatores, nomeadamente da capacidade que as diversas espécies vegetais têm para, sequestrar o carbono e através da fotossíntese produzirem exsudatos com hidratos de carbono (carbono orgânico) e oxigénio, e posteriormente os difundirem pelas suas raízes. A difusão destas substâncias pelas raízes, vai contribuir para o desenvolvimento de microrganismos (como fungos micorrizais e bactérias) no solo, e condicionar a mineralização do próprio carbono orgânico (Fisher, 2018). Por outro lado, a respiração das células vegetais da biomassa subterrânea e dos microrganismos também contribui para as emissões de carbono (Chaparro & Terradas, 2009). O carbono armazenado no solo sob a forma de minerais carbonatados permanece aí de forma inerte e durante períodos muito longos (Gratani & Varone, 2007).

III.3 Recursos Utilizados no Jardim das Comunidades

III.3.1 Combustíveis Gastos em Operações de Manutenção

Cortes de relva:

São realizados em média 16 operações de corte por ano, com uso de um trator para *mulching* que consome 7.5 litros de gasolina 95 por corte, uma roçadora que consome 3.5 L de gasolina 95 por corte, e ainda um soprador que gasta 1.2 L de gasolina 95 por corte.

Tendo em conta o número de operações e consumos do equipamento, podemos admitir que:

- **Consumo anual de gasolina 95:** $16 \times 12.2 = 195.2$ L
- Fator de emissão (APA/IPCC Guidelines): 2 901 kg CO_{2e}/ tep
- Teor energético gasolina: 0.7840 tep/m³

Assim:

- Teor energético gasolina anual: $0.7840 \times 0.1952 = 0.1530$ tep
- **Emissões de carbono associadas:** $0.1530 \times 2\,901 = 443.9$ kg CO_{2e} / ano

III.3.2 Eletricidade

Os consumos totais de eletricidade relacionadas com o funcionamento do Jardim de Almancil em 2018 e 2019, foram fornecidos pela Câmara Municipal de Loulé e as emissões de carbono associadas, foram calculadas assumindo os fatores de emissão (g CO_{2e}/ kWh) incluindo CO₂, CH₄ e N₂O de acordo com a entidade fornecedora de energia elétrica (EDP, 2020). A Tabela 5 resume os resultados obtidos para essas emissões.

Tabela 5 - Emissões de carbono relacionadas com os consumos de eletricidade no Jardim de Almancil (EDP, 2020).

Ano	Consumo de Eletricidade (KWh) e Origem da Energia	Fator de Emissão de Carbono (g CO₂e/ kWh)	Emissões de Carbono (t CO₂e/ kWh)
2018	28076 55.34 % Renovável 44.36 % Não Renovável	205.16	5.760
2019	15187 51 % Renovável 42 % Não Renovável 7% importada	248.65	3.776

III.3.3 Água para Rega e Reposição no Lago

Não existe informação disponível sobre os consumos reais de água na rega deste espaço, sendo que dos consumos totais, grande parte se refere à reposição de água no lago. Assim, com base no histórico das necessidades hídricas que se conhecem para esta cultivar de relva (*Cynodon dactylon*), e para as quatro estações do ano, fizeram-se 4 estimativas possíveis para os consumos médios (diário e mensal), que se apresentam na Tabela 6.

Tabela 6 - Consumos médios estimados de água para rega do jardim das Comunidades.

Necessidade hídrica / m²	Verão 8 L/dia	Primavera 5 L/dia	Outono 3 L/dia	Inverno 1 L/dia
Média mensal (m³)	974.9	609.3	365.6	121.9
Média diária (m³)	32.5	20.3	12.2	4.1

A Figura 14 representa a variação real da Pluviosidade e da Radiação Solar durante 2019, de acordo com dados recolhidos numa estação meteorológica próxima do local, na Quinta do Lago. Como se pode verificar, durante 2019 os níveis de Radiação Solar foram muito elevados o ano inteiro e a Precipitação sempre inferior a 5 mm, exceto de outubro a dezembro. Isto mostra claramente, a necessidade de grandes quantidades de água para rega deste espaço verde, e a importância de se encontrarem origens alternativas de água para consumo humano.

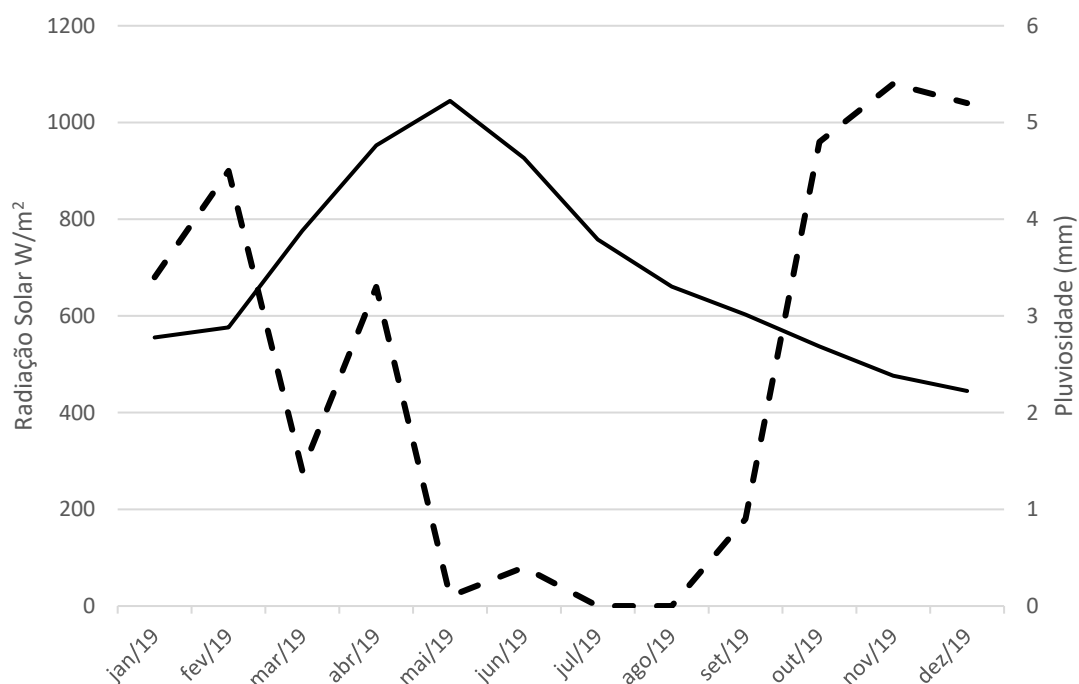


Figura 14 - Pluviosidade média (linha tracejada) e Radiação Solar média (linha contínua) durante o ano de 2019.

O jardim das comunidades apresenta um reservatório de água de 60 m³ que serve como tanque de compensação ao lago. Uma das principais funções do mesmo é colocar a água em circulação. A solução para promover o armazenamento de água passa por aproveitar episódios de precipitação, de forma a captar a água. Essa água ajudaria a aumentar a coluna de água do lago e seria aproveitada para rega durante períodos sem precipitação. Para isso, são descritas as seguintes soluções. O lago possui 1200 m³ de água (1200 m² de área x 1 m profundidade), ao manter 70 cm de coluna de água de boa qualidade, assegurada pelas soluções já anteriormente mencionadas, conseguimos manter

livres 360 m³ que podem ser cheios com água da chuva, durante eventos de precipitação (sobretudo quando são de grande intensidade). Esta solução, não tem custos de investimento associados, basta a alteração da altura da coluna de água e o controlo da quantidade de água que abastece o lago. Por outro lado, é recomendável a colocação estratégica de um reservatório de água, ou de vários mais pequenos em sítios definidos pela topografia do terreno, totalizando um armazenamento de cerca de 180 m³, permitiria captar água resultante das escorrências em momentos de precipitação. A instalação deste(s) reservatório(s) tal como a sua aquisição têm um custo associado, mas permitem armazenar água para momentos de necessidade e evitar perdas por evaporação.

A colocação destas duas medidas em prática, traria um aumento da capacidade de retenção de água de 600 m³, o que daria para regar o jardim durante um mês, com uma dotação de 20 m³/dia, correspondendo às necessidades hídricas desta cultivar num mês com as necessidades da Primavera de 2019.

III.4 Balanço de Carbono do Jardim das Comunidades em 2019

Para se efetuar um balanço de carbono suficientemente robusto, será necessário a continuidade deste estudo, nomeadamente a recolha de informação real, mais detalhada e durante um período mais longo, sobre as variáveis que contribuem para as emissões e para o sequestro. Mesmo assim, de acordo com os resultados apresentados anteriormente, considera-se importante uma primeira aproximação para se avançarem com ações de melhoria, que gradualmente contribuam para a sustentabilidade deste espaço e para a qualidade ambiental desta zona urbana.

Para a estimativa do balanço de carbono, relativo ao ano 2019:

- **Emissões** associadas consumos energéticos e de combustíveis fósseis = 4.22 t CO₂
- **Sequestro** pela biomassa vegetal = 20.8 t CO₂
- **Balanço** = 16.58 t CO₂

Se atendermos a que em 2018 cada português, nas suas diversas atividades, terá emitido cerca de 6.6 t CO₂e (PORDATA, 2020), fica muito clara a necessidade de se definirem e adotarem ações que melhorem o desempenho ambiental do jardim das Comunidades em particular, e de todos os espaços verdes urbanos em geral, de forma que contribuam para reduzir emissões de carbono e a aumentar o seu potencial de sequestro e armazenamento.

IV Considerações Finais e Perspetivas Futuras

O Jardim das Comunidades é um importante espaço urbano que tem sido alvo de uma intervenção continuada no sentido de se caracterizar os seus serviços ecossistémicos e se tentar otimizá-los, de acordo com os princípios de uma *Water Sensitive City*, centrados na melhoria da qualidade de vida das pessoas nas zonas urbanas.

Neste primeiro estudo, ficou claro que após se ter melhorado a hidrodinâmica no lago, se mantivermos a qualidade ecológica da água do lago, podemos diminuir a altura da coluna de água, o que em conjunto com a inclusão de alguns reservatórios subterrâneos posicionados em locais topograficamente estratégicos, constituirá uma medida muito relevante para a retenção de água em momentos de precipitação forte. Esta medida poderá aumentar em 600 m³ a capacidade de armazenamento no Jardim de Almancil, que é o volume de água correspondente a um mês de rega (ex. de Primavera) ou à água tratada para consumo de 3175 pessoas por dia em Loulé (ERSAR, 2019). De salvasuardar que, os dados que nos serviram de base foram trabalhados a partir de estimativas, pelo que uma das medidas recomendadas é a instalação imediata de um contador de água por telemetria, que permita uma monitorização em tempo real dos consumos.

A gestão sustentável da energia, também se revelou um aspeto crítico, nomeadamente associada ao transporte da água para o lago e para a rega. Atualmente, está em curso um novo estudo para a instalação de painéis solares e verificação dos sistemas de bombagem instalados. Assim pretende-se evitar emissões de carbono e minimizar desperdícios energéticos pela eventual utilização de bombas com potências desajustadas aos usos.

Relativamente à melhoria da biodiversidade, no lago foram retiradas algumas espécies exóticas (ex. de tartarugas) e instaladas ilhas de macrófitas autóctones (dos géneros *Typha*, *Phragmites* e *Juncus*), de forma a evitar-se episódios de eutrofização, e a melhorar-se o equilíbrio ecológicos deste ecossistema aquático. A caracterização do fitoplâncton mostrou que a diversidade apenas variou em 7 %, aquando do vazamento e mudança na hidrodinâmica do mesmo. Mais de metade das espécies 66 % sofreram uma redução do seu biovolume, o que poderá indicar que existiu uma mudança na quantidade de nutrientes disponíveis. É importante manter-se uma boa diversidade fitoplanctónica, evitando-se que exista uma espécie dominante que poderá originar uma florescência. Na segunda amostragem realizada não existiu presença de cianobactérias, o que é benéfico

para a segurança pública, uma vez que algumas espécies têm o potencial para produzir toxinas, o que poderá constituir um risco para a saúde pública, em especial para os animais de companhia da população que frequenta o espaço ou eventualmente, para alguma pessoa que entre em contacto com a água.

A quantidade de carbono fixado pelo fitoplâncton é muito inferior ao fixado pela vegetação terrestre. A comunidade fitoplanctónica tem um tempo de vida bastante curto e uma alteração no meio poderá provocar alterações não desejadas à qualidade da água. Desta forma, é necessário manter uma boa qualidade da água, para que a biodiversidade predomine. Num jardim urbano cuidado, com boa qualidade, traz benefícios sociais importantes, como por exemplo a segurança de frequentar aquele espaço. Deste modo, é importante que o lago possua uma amostragem regular que verifique a qualidade para garantir a segurança de todos os utentes do jardim, assim como uma boa biodiversidade.

De notar que, para além dos outros aspetos, para a população local este lago é visto como o ex-libris do Jardim das Comunidades, pelo que o seu bom funcionamento é crucial. Na vegetação terrestre, atendendo a que maioritariamente já era autóctone, está em curso uma atividade com os jovens da Escola Secundária de Almancil (DESAFIO ALFArroba) para se aumentar o número de alfarrobeiras, que eles próprios irão plantar e acompanhar o crescimento ao longo da sua vida, de forma a criarem laços com a Natureza e a preservarem-na para assegurarem a qualidade de vida das gerações futuras. Também está em curso, a definição de uma zona de infiltração para recarga do sistema aquífero Campina Faro onde será semeado um prado biodiverso, que não necessita de ser regado e que apresenta uma capacidade de sequestro de carbono mais elevada do que a relva.

Atualmente, estão a ser realizados os estudos necessários à viabilização da implantação dos reservatórios de água e da instalação dos painéis fotovoltaicos.

V Referências Bibliográficas

- Adrian Ayres Fisher, (2018). Gardening, Healthy Soil, and Carbon Sequestration - Ecological Landscape Alliance. <https://www.ecolandscaping.org/01/developing-healthy-landscapes/climate-change/gardening-healthy-soil-carbon-sequestration/> (Accessed June 2021).
- Alvarenga, A., Carmo. C., (2006). Seqüestro de Carbono Quantificação em Seringais de Cultivo e na Vegetação Natural. ISBN 85-85864-23-0. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br>.
- Barbier, E. B., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., Reed, D. J. (2008). Coastal Ecosystem-Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. *Science*, 319(5861), 321–323.
- Brönmark, C., & Hansson, L. A. (2002). Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental conservation*, 29(3), 290-307.
- Bush, J., & Doyon, A. (2019). Building urban resilience with nature-based solutions: How can urban planning contribute? *Cities*, 95, 102483.
- Colares, G. S., Dell'Osbel, N., Wiesel, P. G., Oliveira, G. A., Lemos, P. H. Z., da Silva, F. P., ... & Machado, Ê. L. (2020). Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. *Science of the Total Environment*, 714, 136776.
- Correia, A., Evangelista, M., Ochoa P., Pereira, J.P., (2005). O sequestro de carbono em ecossistemas de pinhal manso no Sul de Portugal. Disponível em: <https://www.fsantos.utad.pt/bibliografia/Doc141.pdf>.
- Chaparro, L., & Terradas, J. (2009). Ecological services of urban forest in Barcelona. Institut Municipal de Parcs i Jardins Ajuntament de Barcelona, Àrea de Medi Ambient.
- Chumchal, M. M., Nowlin, W. H., & Drenner, R. W. (2005). Biomass-dependent effects of common carp on water quality in shallow ponds. *Hydrobiologia*, 545(1), 271-277.
- Engel, F., Attermeyer, K. and Weyhenmeyer, G.A. (2020) A simplified approach to detect a significant carbon dioxide reduction by phytoplankton in lakes and rivers on a regional and global scale. *The Science of Nature*, 107:29.

- FAOSTAT (2017). Food and agriculture organization of the United Nations Statistics Division. <http://faostat.fao.org/site/291/default.aspx>.
- Ferguson, B. C., Frantzeskaki, N., & Brown, R. R. (2013). A strategic program for transitioning to a Water Sensitive City. *Landscape and Urban Planning*, 117, 32–45.
- Frantzeskaki, N. (2019). Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. *Environmental Science & Policy*, 93, 101–111.
- Fu, D., Bu, B., Wu, J. Singh, R.P., (2019). Investigation on the carbon sequestration capacity of vegetation along a heavy traffic load expressway. *Journal of Environmental Management*. 241, 549–557.
- Galli, A., Iha, K., Pires, S. M., Mancini, M. S., Alves, A., Zokai, G., ... Wackernagel, M. (2020). Assessing the Ecological Footprint and biocapacity of Portuguese cities: Critical results for environmental awareness and local management. *Cities*, 96, 102442.
- Greene C.S., Robinson P.J., Millward A.A. (2018) Canopy of advantage: Who benefits most from city trees? *Journal of Environmental Management*. 208, 24-35.
- Hillbrand, H., C.D. Durselen, D. Kirschtel, U. Pollinger and T. Zohary. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35: 403-424.
- INAG, Instituto Nacional da Água. (2009). Manual para a Avaliação Biológica da Qualidade Biológica da Água. Protocolo de Amostragem e Análise para o Fitoplâncton. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P..
- IPCC (2014). Summary for Policymakers in Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Edenhofer, O. *et al.*) (Cambridge Univ. Press, 2014).
- Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperin, J. (Eds.) (2005). *Urban Forests and Trees: A Reference Book*. Springer-Verlag, Berlin.
- Krauze, K., & Wagner, I. (2019). From classical water-ecosystem theories to nature-based solutions — Contextualizing nature-based solutions for sustainable city. *Science of The Total Environment*, 655, 697–706.

- Levine, A. D., & Asano, T. (2004). Peer Reviewed: Recovering Sustainable Water from Wastewater. *Environmental Science & Technology*, 38(11).
- Li, Y., Zheng, J., Dong, S., Wen, X., Jin, X., Zhang, L., & Peng, X. (2019). Temporal variations of local traffic CO₂ emissions and its relationship with CO₂ flux in Beijing, China. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 67, 1–15.
- Martín, E. G., Costa, M. M., & Máñez, K. S. (2020). An operationalized classification of Nature Based Solutions for water-related hazards: From theory to practice. *Ecological Economics*, 167, 106460.
- McGrane, S. (2016) Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review, *Hydrological Sciences Journal*, 61:13, 2295-2311.
- McPherson, E. G., Xiao, Q., & Aguaron, E. (2013). A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests. *Landscape and Urban Planning*, 120, 70-84.
- Menden-Deuer, Susanne, Lessard, Evelyn J., (2000), Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton, *Limnology and Oceanography*, 3, <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.3.0569>.
- Meneses, M., Pasqualino, J. C., & Castells, F. (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. *Chemosphere*, 81(2), 266–272.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N. & Rowe, B. (2007). Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience*, 57(10), 823–833.
- Ozden Fakioglu (2013). *Phytoplankton Biomass Impact on the Lake Water Quality, Biomass Now - Cultivation and Utilization*, Miodrag Darko Matovic, IntechOpen, DOI: 10.5772/55361.
- Palma, J. H. N., Paulo, J. A., Tome, M., (2014). Carbon sequestration of modern *Quercus suber* L. silvoarable agroforestry systems in Portugal: a YieldSAFE based estimation. *Agroforest Syst.* 88, 791–801.

- Pearson, L. J. (2013). In search of resilient and sustainable cities: Prefatory remarks. *Ecological Economics*, 86, 222–223.
- Pereira, J. S., Mateus, J. A., Aires, L. M., Pita, G., Pio, C., (2007). Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems? the effect of drought. *Biogeosciences*, European Geosciences Union. 4 (5), 791-802.
- Plano Intermunicipal para as Alterações Climáticas no Algarve-AMAL (2019). Plano Intermunicipal de Adaptação às alterações Climáticas do Algarve. <https://amal.pt/comunicacao/publicacoes/234-plano-intermunicipal-de-adaptacao-as-alteracoes-climaticas-piaac-amal>.
- PlasticsEurope. (2018). Plastic — The Facts 2018. Brussels: Plastics Europe. https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf (Accessed on 23 January 2020).
- Portal de Dados Portugal Contemporâneo - PORDATA, (2020). Retrato de Portugal na Europa. Disponível em: <https://www.pordata.pt/Retratos/2020/Retrato+de+Portugal+na+Europa-87>.
- Radhakrishnan, M., Pathirana, A., Ashley, R. M., Gersonius, B., & Zevenbergen, C. (2018). Flexible adaptation planning for water sensitive cities. *Cities*, 78, 87–95.
- Seto K. C., S. Dhakal, A. Bigio, H. Blanco, G. C. Delgado, D. Dewar, L. Huang, A. Inaba, A. Kansal, S. Lwasa, J. E. McMahon, D. B. Müller, J. Murakami, H. Nagendra, & A. Ramaswami, (2014). Human Settlements, Infrastructure and Spatial Planning. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the IPCC* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Shan, Y., Guan, D., Liu, J., Mi, Z., Liu, Z., Liu, J., Schroeder, H., Cai, B., Chen, Y., Shao, S. & Zhang, Q. (2017) Methodology and applications of city level CO2 emission accounts in China. *J. Cleaner Prod.* 161, 1215–1225.

- Soares A.L., Rego F.C., McPherson E.G., Simpson J.R., Peper P.J. & Xiao Q. (2011) Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening* 10, 69–78.
- Song, J., Wan, S., Peng, S., Piao, S., Ciais, P., Han, X., Zeng, D.-H., Cao, G., Wang, Q., Bai, W., and Liu, L.. (2018). The carbon sequestration potential of China's grasslands. *Ecosphere* 9 (10). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2452>
- Talling, J. F. (1976) The Depletion of Carbon Dioxide from Lake Water by Phytoplankton, *Journal of Ecology*, Published By: British Ecological Society Vol. 64, No. 1, pp. 79-121, <https://doi.org/10.2307/2258685>
- Thomann R.V. & Mueller J.A., (1987). Principles of surface water quality modeling and control. Harper & Row. 644 pp.
- United Nations Population Division (UNPD) (2018). World urbanization prospects: 2018 revision. <http://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL.IN.ZS> (Accessed 23 January 2020).
- Utermöhl, H.. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt int Ver theor angew Limnol* 9: 1- 38.
- Velasco, E., Roth, M., Norford, L., Molina, L.T., (2016). Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and Urban Planning*. 148, 99-107.
- Voulvoulis, N. (2018). Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2, 32–45.
- Waajen, G., van Oosterhout, F., Douglas, G., & Lürling, M. (2016). Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. *Water research*, 97, 69-82.
- Wamsler, C., Wickenberg, B., Hanson, H., Olsson, J. A., Stålhammar, S., Björn, H., ... Zelmerlow, F. (2020). Environmental and climate policy integration: Targeted strategies for overcoming barriers to nature-based solutions and climate change adaptation. *Journal of Cleaner Production*, 247, 119154.
- Wong, T. H. F., & Brown, R. R. (2009). The water sensitive city: principles for practice. *Water Science and Technology*, 60(3), 673–682.

- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., ... & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresource technology*, 175, 594-601.
- Xu, L., Shi, Y., Fang, H., Zhou, G., Xu, X., Zhou, Y., Tao, J., Ji, B., Xu, J., Li., C., Chen, L., (2018). Vegetation carbon stocks driven by canopy density and forest age in subtropical forest ecosystems. *Science of the Total Environment*. 631-632, 619-626.
- Xu, L., Wang, X., Liu, J., He, Y., Tang, J., Nguyen, M., & Cui, S. (2019). Identifying the trade-offs between climate change mitigation and adaptation in urban land use planning: An empirical study in a coastal city. *Environment International*, 133, 105162.
- WWF (2018). Living Planet Report – 2018: Aiming Higher. In M. Grooten, & R. E. A Almond (Eds.). Gand, Switzerland: WWF.

Anexo I - Caracterização da Qualidade da Água
Caraterização da Qualidade da Água a 26 Nov 2019

Parâmetros	Média P1	Média P2	Média P3	Média P4	Média	Desvio Padrão	Desvio Padrão %
Temperatura <i>in situ</i> (°C)	16.2	16.1	16.2	15.9	16.10	0.14	1%
pH <i>in situ</i>	7.9	7.4	7	7	7.33	0.43	6%
Oxigénio dissolvido <i>in situ</i> (% O₂)	90	92	100	96	94.50	4.43	5%
Profundidade Secchi (cm)	70	50	40	45	51.25	13.15	26%
Ortofosfatos (mg/L PO₄)	0.09	0.08	0.02	0.06	0.06	0.03	50%
Amónia (mg/L NH₄)	0.05	0.04	0.08	0.03	0.05	0.02	43%
Nitratos NP (mg/L NO₃)	1.86	1.06	1.49	0.98	1.35	0.41	30%
Clorofila <i>a</i> (mg/m³)	13	17	37	13	20.00	11.49	57%
Feopigmentos (mg/m³)	0	0	0	0	0	0	0%

Caraterização da Qualidade da Água a 18 Fev 2020

Parâmetros	Média P1	Média P2	Média P3	Média P4	Média	Desvio Padrão	Desvio Padrão %
Temperatura <i>in situ</i> (°C)	17.98	18.10	17.50	18.38	17.99	0.37	2%
pH <i>in situ</i>	5.40	5.88	5.31	5.22	5.45	0.30	5%
Oxigénio dissolvido <i>in situ</i> (% O ₂)	137.10	139.33	137.93	138.73	138.28	0.97	1%
Profundidade Secchi (cm)	80.00	50.00	40.00	80.00	62.50	20.62	33%
Ortofosfatos (mg/L PO ₄)	0.02	0.03	0.04	0.04	0.03	0.01	20%
Amónia (mg/L NH ₄)	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	20%
Nitratos NP (mg/L NO ₃)	3.55	3.12	2.84	2.58	3.02	0.41	14%
Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	14.57	9.73	8.23	16.63	12.29	3.96	32%
Feopigmentos (mg/m ³)	0	0	0	0	0	0	0%

Anexo II - Caracterização do Fitoplâncton

Caracterização do Fitoplâncton a 26 Nov 2019

Espécie	cél/L	Bvolume ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)	Vbio (mm^3/L)	c(C) (pg/cell)	c(C) (pg/L)	c(C) $\mu\text{g}/\text{L}$
Achnantheidium sp.	1379591	92	0,127	15.10	20834554	20.83
Ceratium sp.	1200	32971	0.040	3775.60	4530715	4.53
Peridinium sp.	2400	7358	0.018	923.35	2216048	2.22
Cosmarium spp.	41172163	60	2.483	10.14	417642470	417.64
Cosmarium spp. (grandes)	344898	4733	1.632	610.06	210406969	210.41
Staurastrum sp.	862244	232	0.200	35.90	30955744	30.96
Elakatothrix sp.	64668	374	0.024	56.31	3641604	3.64
Pediastrum boryanum	229932	947	0.218	134.66	30961491	30.96
Pediastrum simplex	301785	4114	1.242	534.91	161427604	161.43
Tetraedron minimum	143707	1347	0.194	187.51	26946043	26.95
Coelastrum reticulatum	632312	303	0.192	46.20	29213527	29.21
Scenedesmus spp.	201190	122	0.024	19.59	3941881	3.94
Chodatella spp.	244303	109	0.027	17.66	4313267	4.31
Nephrocytium sp.	1609523	136	0.219	21.80	35081500	35.08
Oocystis spp.	890986	210	0.187	32.69	29130135	29.13
Aphanizomenon sp.	6208159	59	0.363	9.86	61241502	61.24

Caracterização do Fitoplâncton a 18 Fev 2020

Espécie	cél/L	Bvolume ($\mu\text{m}^3/\text{L}$)	Vbio (mm^3/L)	c(C) (pg/cell)	c(C) (pg/L)	c(C) $\mu\text{g}/\text{L}$
Achnanthidium sp.	184767	89	0.016	15.10	20834554	20.83
Peridinium sp.	92383	5434	0.502	694.59	64168187	64.17
Cosmarium spp.	19021108	65	1.229	10.82	205860135	205.86
Cosmarium spp. (grandes)	431122	661	0.285	96.02	41397222	41.40
Staurostrum sp.	98542	11555	1.139	1410.56	138999210	139.00
Pediastrum boryanum	351057	1215	0.427	170.18	59743307	59.74
Pediastrum simplex	104701	1525	0.160	210.67	22057817	22.06
Tetraedron minimum	117019	530	0.062	78.04	9131713	9.13
Coelastrum reticulatum	301785	312	0.094	47.48	14329484	14.33
Scenedesmus spp.	338739	24	0.008	4.34	1469533	1.47
Nephrocytium sp.	61589	131	0.008	21.05	1296740	1.30
Synedra sp.	6140411	513	3.150	75.74	465047613	465.05
Shaerellopsis sp.	227879	242	0.055	37.45	8533944	8.53
Nitzschia sp.	548141	1681	0.922	230.84	126534233 4	126.53
Cryptomonas sp.	287415	321	0.092	48.72	14003040	14.00