

AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE ECOLÓGICA DE UM RESERVATÓRIO NA REGIÃO MEDITERRÂNICA: CASO DE ESTUDO DA ALBUFEIRA DO ENXOÉ, SUL DE PORTUGAL

MARIA MANUELA MORAIS¹, MARIA HELENA NOVAIS, ALEXANDRA PENHA, SUSANA NUNES, EDUARDO A. MORALES.

Universidade de Évora, Instituto de Ciências da Terra (ICT), Portugal

RESUMO

É objetivo do presente trabalho apresentar e interpretar resultados físico-químicos e fitoplanctónicos da albufeira do Enxoé, situado na bacia do Guadiana no sul de Portugal. Este é um sistema eutrofizado, com potencial ecológico inferior a Bom (critérios da Diretiva Quadro da Água), sendo fundamental conhecer o funcionamento espacial e temporal do sistema para que, futuramente, em conjunto com as entidades responsáveis pela sua gestão se possam propor medidas que promovem a integridade ecológica e consequentemente uma melhoria do seu estado trófico. O reservatório do Enxoé foi monitorizado em três locais (i.e. zona lótica na cabeceira, zona de transição no centro, zona lacustre junto à parede da barragem) de setembro de 2010 a março de 2012, num total de 16 campanhas. Em cada local foram realizados perfis verticais de temperatura, oxigénio dissolvido, pH, potencial redox e turbidez, e colhidas amostras de água para análises de parâmetros físico-químicos (superfície e

fundo) e de fitoplâncton (zona eufótica) em laboratório.

Os resultados indicam a existência de um sistema homogéneo, com elevadas concentrações de azoto total (valores extremos superiores a 8 mg/l) e de fósforo total (superiores a 0.035 mg/l para a totalidade dos dados). Como consequência, a comunidade fitoplanctónica apresenta uma elevada produtividade (em 87.5% dos casos superior ao limite que classifica o sistema com potencial ecológico inferior a Bom (9.5 µg clorofila *a*/l). As cianobactérias foram dominantes nos meses de verão em período seco, nalgumas situações com 100% de abundância relativa e com densidades que determinam a existência de florescências formadas por *taxa* potencialmente produtores de toxinas. Em termos espaciais não se verificaram diferenças significativas entre locais, apenas foi detetado um gradiente para os parâmetros oxigénio dissolvido e turvação, com concentrações mais elevadas na zona de cabeceira. Este gradiente evidencia a entrada de materiais alóctones ao sistema, reforçando a necessidade de aplicar medidas e definir

¹ mmorais@uevora.pt

políticas eficazes de gestão de bacia.

Palavras chave: Cianobactérias; Fitoplâncton; Físico-química; Variação Espacial e Temporal.

ABSTRACT

The objective of this study is to present and interpret the monitoring results in Enxoé Reservoir, located in the Guadiana basin (southern Portugal). Enxoé is a eutrophic system with ecological potential below Good status, following the Water Framework Directive criteria. It is essential to know the spatial and temporal functioning of the system in order to work together with the entities responsible for its management, on measures to promote ecological integrity, improvement of the trophic status and the ecological potential of the reservoir. The monitoring took place in three sites (i.e. lotic zone at the beginning of the reservoir, transition zone in the center, lacustrine area near the dam wall), from September, 2010 to March, 2012 for a total of 16 campaigns. At each site, vertical profiles of temperature, dissolved oxygen, pH, redox potential and turbidity were performed, and water samples were collected for analysis of physico-chemical parameters (surface and bottom) and phytoplankton (euphotic zone) in the laboratory. Results indicate the existence of a homogeneous system, with high concentrations of total nitrogen (extreme values higher than 8 mg/l) and total phosphorus (higher than 0.035 mg/l for all data). As a consequence, the phytoplankton community has a high productivity (in 87.5% of cases above the limit for the Good ecological potential status, 9.5 $\mu\text{g chl } a/l$). In terms of taxonomic composition, cyanobacteria

was dominant in the summer (dry period), in some situations with 100% of relative abundance and with densities showing the existence of blooms formed by potentially toxic taxa. This gradient evidences the entry of allochthonous materials to the system (mainly evidenced by greater turbidity), reinforcing the need to apply measures and to define effective policies for management.

Keywords: Cyanobacteria; Physico-chemistry; Phytoplankton; Spatial and Temporal Variation.

1. INTRODUÇÃO

Em termos globais, para a primeira década do século XXI, Mendiondo (2017) estima um aumento de população em cerca de 100 milhões/ano. O autor relaciona este valor com a produção *per capita* de fósforo, azoto e carbono, respetivamente de 4 g, 15 g e 100 g, por ano, alertando para os graves problemas de eutrofização que a humanidade terá que enfrentar à escala global. Por outro lado o acesso à água tornou-se num dos principais desafios do século XXI, sobretudo se tivermos em consideração que mais de um bilião de pessoas, principalmente nos países em desenvolvimento, não tem acesso a água potável (Molden *et al.*, 2007; Rosado & Morais, 2010).

É neste contexto que a construção de barragens para armazenamento de água continua a ser a opção mais recorrente como forma de obter água onde esta é necessária. Frequentemente, os reservatórios situam-se em regiões onde naturalmente não existem condições para a manutenção de uma boa qualidade da água. A gestão dos reservatórios é uma tarefa muito complexa, que necessita de uma abordagem interdisciplinar para

uma otimização do uso da água, compatível com a integridade ecológica dos ecossistemas associados (aquático e terrestre envolvente).

Esta problemática assume particular relevância nas regiões áridas e semiáridas, onde a escassez hídrica representa uma ameaça para a humanidade e para a biosfera como um todo. Nas regiões de clima mediterrânico a escassez de água é também uma realidade, contribuindo para tal, o clima caracterizado por apresentar uma estação seca bem definida com temperaturas elevadas e uma grande variabilidade inter-anual da precipitação. Em alguns países da região mediterrânica o uso da água está a aproximar-se da capacidade máxima deste recurso, prevendo-se que por volta de 2025 a disponibilidade de água *per capita* se reduza para menos de 50% do nível atual (Rosado & Morais, 2010; Ragab & Hamdy, 2004).

Nas últimas três décadas, Portugal passou de um país sem lagos, a outro com mais de 100 reservatórios. Tal como os lagos naturais, os reservatórios estão ameaçados pela contaminação e fertilização contínuas. Estando estes associadas à ação do homem, pode-se dizer que os reservatórios criados como uma consequência da civilização estão desde o seu início fatalmente condenados à eutrofização, em algumas situações de uma forma muito acelerada (Morais *et al.*, 2011).

É objetivo do presente trabalho apresentar e interpretar resultados físico-químicos e de fitoplâncton obtidos de setembro de 2010 a março de 2012 na albufeira do Enxoé, situada na bacia do Guadiana no sul de Portugal, por forma a compreender a sua dinâmica funcional, essencial para que as entidades

responsáveis possam implementar medidas de gestão que promovem a integridade ecológica e consequentemente a reabilitação do estado trófico e do potencial ecológico do sistema.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Enxoé está localizada na região Alentejo, no Sul de Portugal (Figura 1). O Enxoé é um tributário do rio Guadiana, apresenta um comprimento de 9 km e desenvolve uma bacia de drenagem com 60.8 km², a altitude varia de 155 a 345 m (Figura 1). Os solos dominantes são luviosolos (47% da área total da bacia), cambissolos (31%) e calcissolos (14%). As principais ocupações do solo são olival (18.3 km²), sistema agro-florestal de azinheira (*Quercus rotundifolia*) (17.6 km²) e culturas de inverno (17.0 km²). O clima é tipicamente mediterrânico, com uma precipitação média anual de 500 mm que ocorre entre Novembro e Abril, e que se reflete no regime intermitente dos rios, com dois períodos diferenciados: período húmido de novembro a abril; período seco de maio a outubro. A temperatura média anual é de 16 °C, e a evapotranspiração varia entre 1200 e 1300 mm. A bacia tem uma população estimada em 1000 habitantes, maioritariamente concentrados na povoação de Vale do Vargo. A jusante, a bacia está limitada por uma barragem que foi construída no ano 2000; a albufeira criada apresenta um volume de 10.4 hm³, uma superfície de 2 km² e uma profundidade média de 5 m. A água do reservatório abastece as vilas de Mértola e Serpa (25000 habitantes), situadas fora da bacia de drenagem.

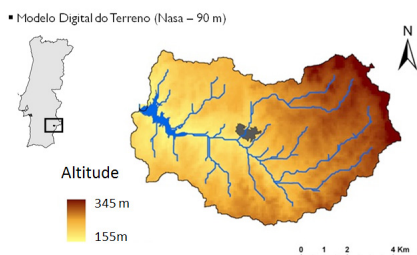


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do Enxóe em Portugal e distribuição da altitude.

2.2 Metodologia de campo e tratamento de dados

A albufeira do Enxóe foi avaliada em três locais (i.e. zona de cabeceira, aproximadamente a 2.5 km da parede da barragem, correspondendo a uma zona com características lóxicas no início do reservatório; zona de transição no centro do reservatório, aproximadamente a 1 km da parede da barragem; zona lacustre aproximadamente a 200 m da parede da barragem), de setembro de 2010 a março de 2012 num total de 16 campanhas. Em cada local foram realizados perfis verticais de temperatura (T , °C), oxigénio dissolvido (OD, % saturação), pH, potencial redox (ORP, volts) e turbidez (Turb., FNU), através da utilização de uma sonda multi-paramétrica (TROLL 9500 PROFILER XP), com registo de valores em intervalos de 1 m. As amostras de água foram colhidas a duas profundidades (superfície e fundo), através da utilização de uma garrafa de Van Dorn (3 l de capacidade) para a análise laboratorial de parâmetros físico-químicos. Complementarmente, em cada local foi colhida uma amostra composta, representativa da zona eufótica, para a identificação do fitoplâncton (método de Wotherman, descrito em APA, 2009) e

quantificação da clorofila a (método de Lorenzen, 1967). As amostras compostas foram obtidas através da recolha de volumes de água iguais, desde a superfície até ao limite da zona eufótica (determinada pelo uso de um disco Secchi). Estas amostras foram mantidas no frio e no escuro até ao seu processamento em laboratório.

Em Laboratório foram analisados oito parâmetros químicos de acordo com as normas standard (APHA, 1995): azoto total (mg N/l); nitratos (mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$); nitritos (mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$); azoto amoniacal (mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$); fósforo total (mg P/l); fosfatos (mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$); sólidos suspensos totais (mg SST/l); matéria orgânica (mg OM/l). As amostras para a análise de clorofila a foram filtradas através de filtros de fibra de vidro Whatman GF/C e foi extraída com 8 ml de acetona (90%) durante 24 h, no escuro a 4 °C. Depois de extraída, a clorofila a foi medida através de espectrofotómetro e corrigida para os produtos da sua degradação (feopigmentos). A quantificação foi determinada pela aplicação das equações de Lorenzen (1967) e expressa em $\mu\text{g/l}$. As amostras de fitoplâncton foram tratadas de acordo com o método de Wotherman (APA, 2009), usando câmaras de sedimentação (Leica DMI). O fitoplâncton foi identificado através de microscópio invertido (Leica DMI) com recurso a bibliografia específica (i.e. Bourrelly, 1966; Cleve-Euler, 1951; Komárek & Anagnostidis, 1989).

Os resultados obtidos foram graficados, utilizando-se: (i) o programa surf para a apresentação dos perfis verticais para T , OD, pH, ORP e Turb.; (ii) o programa SPSS versão 22.0 para elaboração dos gráficos box-and-whisker (resultados físico-químicos por local de amostragem) com indicação do quartil

inferior (25% dos valores mais baixos), da mediana situada na caixa com 50% dos valores centrais e do quartil superior (25% dos valores mais elevados) e de valores outliers; (iii) o programa Excel para a elaboração de gráficos de linha e de área, respetivamente para apresentação da evolução temporal da clorofila *a* e da abundância relativa dos principais grupos de algas.

Complementarmente foram realizadas análises multivariadas de ordenação em componentes principais (PCA) para os parâmetros físico-químicos. Os dados foram previamente standarizados, subtraindo-se a cada valor a média do parâmetro e dividindo pelo desvio padrão. Os dados relativos à comunidade fitoplancónica foram logaritmizados e tratados através de ordenação não paramétrica MDS. As diferenças entre grupos identificados nas ordenações (PCA e MDS) foram validadas através da utilização da análise de similaridade não paramétrica (ANOSIM) (Clarke, 1993). Este método utiliza o valor de R para avaliar a diferença entre grupos definidos à priori, utilizando permutações aleatórias na matriz de similaridade. Para os grupos de fitoplâncton validados pelo teste ANOSIM, foi aplicada uma análise SIMPER para determinar quais as espécies que mais contribuem para a diferenciação dos grupos e qual a similaridade dentro de cada grupo utilizando o índice de dissimilaridade Bray-Curtis (Clarke & Gorley, 2001). As análises MDS, ANOSIM e SIMPER, foram realizadas com recurso ao programa PRIMER versão 5.2.0 (Clarke & Gorley, 2001), e a análise PCA foi realizada com o programa CANOCO v. 4.5.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura da água variou de 27°C no verão (período seco) a 15°C no inverno (período húmido). No período húmido (Novembro a final de Abril) a água encontra-se misturada não sendo evidente estratificação em profundidade. A partir de Maio o aquecimento da água à superfície desenvolve diferenças de densidade, iniciando-se em consequência o processo de estratificação que se estende durante todo o verão até ao início do período húmido em novembro. Na Figura 2 ilustra-se essa situação, através dos perfis médios calculados para este período (Maio a Outubro), respetivamente para a T, OD, pH, ORP e Turb. Verifica-se que a estratificação térmica esteve presente nos locais representativos da zona de transição (centro) e da zona lacustre (parede), com a termoclina consistentemente observada aos 6 m de profundidade. Na zona de cabeceira, a reduzida profundidade registada (3 m) não permitiu a formação de estratificação térmica. Todavia, é nesta zona que tendencialmente a T e a Turb., foram mais elevadas. Verticalmente para os dois locais com estratificação (7 e 12 m de profundidade máxima) foi observado um decréscimo de valores abaixo da termoclina. Refiram-se especificamente os valores de anóxia (inferiores a 50% de saturação de OD) registados em profundidade, acompanhados de valores negativos de ORP, indicadores de ambientes redutores. O pH apresentou valores elevados (6.2–9.56), característico de ambientes com elevada produtividade primária. Relativamente à turbidez notam-se situações com valores elevados em profundidade devido à ressuspensão dos sedimentos de fundo.

No que se relaciona com os nutrientes, apesar de se observarem algumas diferenças entre as três zonas situadas ao longo do reservatório (Figuras 3 e 4), estas diferenças não parecem ser significativas. De facto, observando as Figuras, verifica-se que para cada parâmetro não há uma diferenciação dos valores correspondentes à caixa central por local de amostragem, ou seja, as caixas sobrepõem-se, o que indica que para cada parâmetro a gama de variação por local de amostragem não parece ser diferente.

No entanto, tendencialmente, verifica-se que os valores extremos (outliers) para o N total, $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$, foram registados em período húmido (Outubro, Dezembro, Janeiro) o que sugere origem alóctone proveniente do regime de escoamento da bacia de drenagem. Pelo

contrário, os valores extremos (outliers) verificados para os $\text{PO}_3\text{-P}$ e P total, foram maioritariamente detetados em período seco (Junho, Julho, Agosto e Setembro), em situação de anóxia em profundidade, facto que potencia a libertação do fósforo do sedimento de fundo e que aponta para uma elevada taxa de libertação. Esta recarga interna de fósforo sustenta elevados níveis de produtividade primária. De facto os valores de P total são muito elevados; superiores a 0.035 mg/l (limite que classifica o sistema como eutrófico) na sua totalidade e a 0.07 mg/l (fronteira definida para Portugal para a classificação do estado ecológico Bom, INAG 2009) em 35% dos casos.

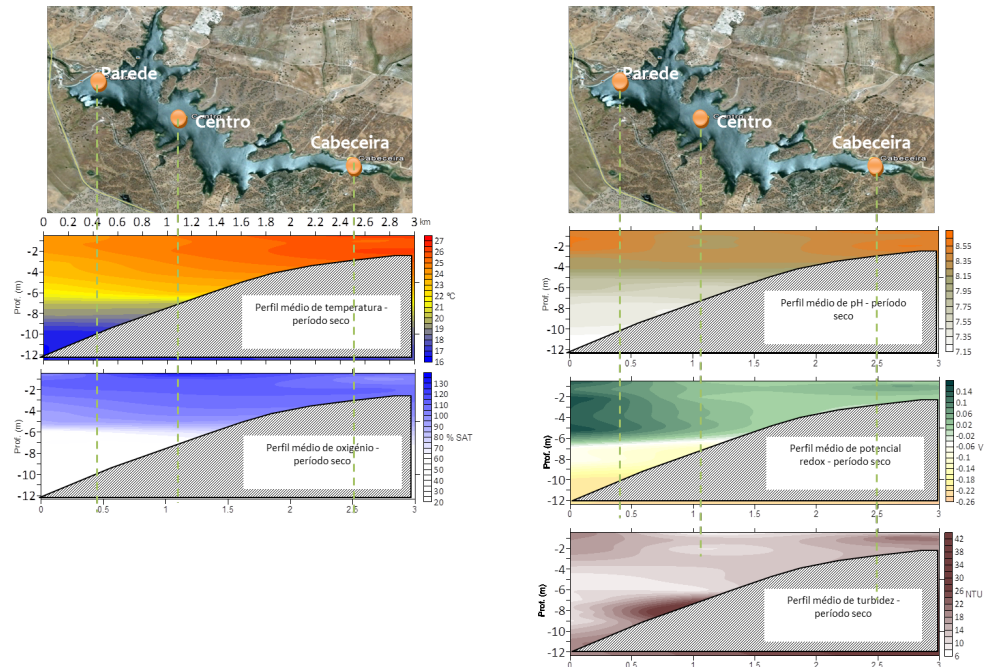


Figura 2. Perfis médios de T, OD, pH, ORP e Turb. para o período seco (Maio a Outubro).

Relativamente aos SST observam-se valores extremos em diferentes situações no ano (i.e. no Verão e no Inverno), apresentados na Figura 5. Todavia a sua origem é diferenciada; origem alóctone em período húmido, origem autóctone, proveniente do sistema em período seco. Por sua vez, a matéria orgânica surge com os valores extremos em período seco, coincidindo o seu máximo (Julho, 2011) com um pico de clorofila *a*, consequentemente relacionado com uma elevada taxa de produtividade primária.

Na Figura 6 apresenta-se o resultado da ordenação PCA dos parâmetros físico-químicos e dos locais de amostragem no espaço definido pelas duas primeiras componentes, com identificação dos três locais de amostragem (85 amostragens x 13 descritores).

A variabilidade associada a esta ordenação é de 45.9%, com valores próprios de 3.96 e 3.39, respetivamente para cada uma das componentes. Observando a Figura 6, constata-se que os locais se ordenam independentemente do seu posicionamento espacial ao longo do reservatório, não se verificando agrupamento por locais. Todavia, se para a mesma ordenação identificarmos os locais pelo período de amostragem (período húmido vs. período seco; Figura 7), verifica-se uma clara diferenciação: ou seja,

os locais amostrados no período seco (identificados com laranja) localizam-se maioritariamente no primeiro e segundo quadrante em oposição aos locais amostrados em período húmido situados maioritariamente no terceiro e quarto quadrante. Os parâmetros responsáveis por esta separação, são respetivamente, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, ORP, NT, associados às amostragens realizadas em período húmido, em oposição a Cond., T, $\text{PO}_4\text{-P}$, PT, OM, SST maioritariamente associados ao período seco. Por forma a validar este resultado aplicou-se o teste ANOSIM para testar diferenças entre locais (significado espacial) e entre períodos do ano (significado temporal). Os resultados obtidos confirmam a ordenação PCA, não se tendo verificado diferenças significativas entre locais, mas sim entre períodos do ano (período seco vs. período húmido), neste caso com um valor de R de 0.208, significativo para $p < 0.05$ ($n=85$). Confirma-se assim que a ordenação PCA, no plano definido pelas duas primeiras componentes, apresenta um significado temporal com 45.9% de explicação. Numa análise temporal mais fina, aplicou-se o teste ANOSIM para os meses do ano. O resultado com um R de 0.417, significativo para $p < 0.001$, demonstra claramente que o sistema se organiza temporalmente ao longo do ano.

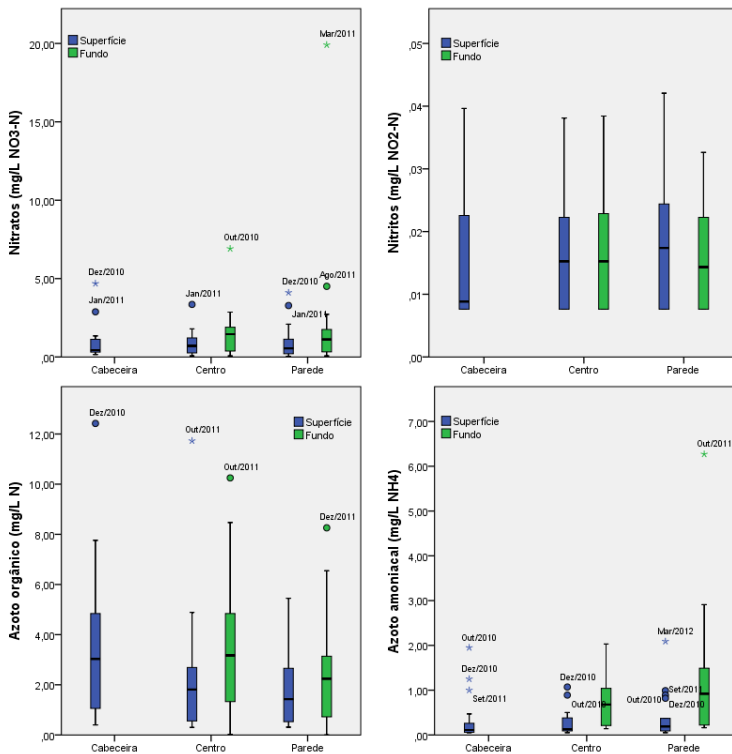


Figura 3. Evolução espacial da concentração do azoto nas suas diferentes formas (NO_3-N , NO_2-N , N total e NH_4-N), em duas profundidades, superfície e fundo.

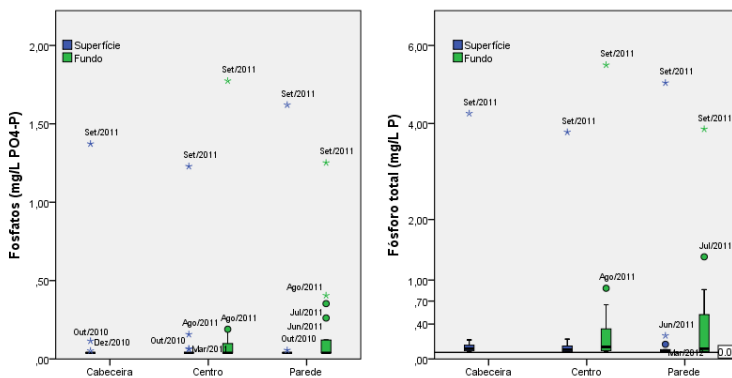


Figura 4. Evolução espacial da concentração de PO_4-P e P total em duas profundidades, superfície e fundo.

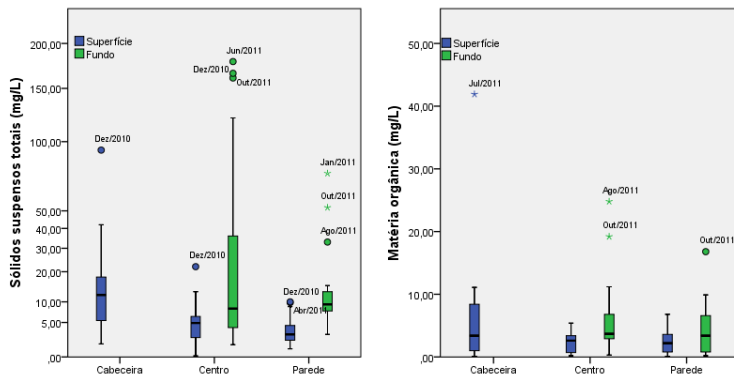


Figura 5. Evolução espacial da concentração de SST e MO em duas profundidades, superfície e fundo.

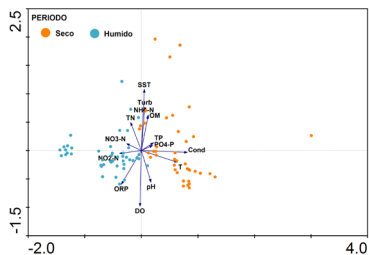


Figura 6 – Ordenação PCA dos locais de amostragem e dos parâmetros físico-químicos no plano definido pelas duas primeiras componentes (PC1 e PC2), com indicação dos locais de amostragem (cabeceira, centro e parede).

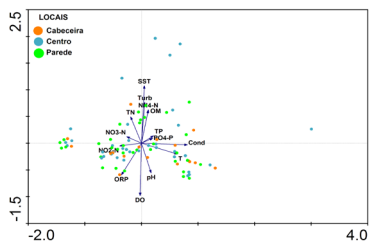


Figura 7 – Ordenação PCA dos locais de amostragem e dos parâmetros físico-químicos no plano definido pelas duas primeiras componentes (PC1 e PC2), com indicação das amostragens realizadas em período húmido (novembro a abril) e período seco (maio a outubro).

No que se relaciona com a comunidade fitoplanctônica, verifica-se que os valores de clorofila *a* foram muito elevados, acima do limite que classifica o

sistema como eutrófico (25 µg/l) (35% das situações amostradas) e abaixo do Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) que estabelece que o sistema apresenta potencial ecológico inferior a Bom (9.5 µg/l) (87.5% das situações amostradas). Tendencialmente os valores de clorofila *a* surgem mais elevados no final do verão e outono, tendo contudo sido registados picos com valores extremos no verão (Junho e Julho de 2011 na zona de cabeceira). Em termos espaciais os valores de clorofila *a* são tendencialmente superiores no local de características lóticas (cabeceira), consistentes com a tendência observada para os SST e MO.

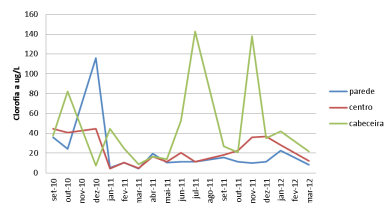


Figura 8. Evolução temporal da concentração de clorofila *a* para os três locais de amostragem (cabeceira, centro, parede).

Em termos de composição taxonômica verifica-se claramente a existência de um padrão temporal, similar para os três

locais de amostragem. As cianobactérias surgem dominantes no período de verão (Julho a Setembro), substituídas progressivamente por *taxa* pertencentes aos grupos das Cryptophyta e Chlorophyta, que se mantêm com expressões significativas durante o inverno e a primavera. Os *taxa* pertencentes ao grupo das Bacillariophyta (diatomáceas) embora sem assumirem grande expressão, estão presentes ao longo do ano, facto que faz delas um grupo de interesse para a avaliação da integridade ecológica. Os *taxa* pertencentes aos grupos Euglenophyta e Chrysophyta surgem de forma residual nas comunidades presentes nos três locais, destacando-se o grupo da Pyrrophyta no local de cabeceira, especificamente com abundâncias significativas em situação de verão, outono e inverno.

Em termos globais, para a totalidade das amostras (48 amostras) e dos *taxa* de fitoplâncton presentes (96 *taxa*), foi efetuada uma análise de ordenação não paramétrica MDS. Na Figura 10 apresenta-se o resultado dessa análise com indicação dos três locais de amostragem. Tal como para os parâmetros físico-químicos, também em relação à composição do fitoplâncton, os locais não se ordenam em função do seu posicionamento espacial ao longo do reservatório. Todavia se identificarmos os locais em função do período de amostragem (Figura 11), também a ordenação MDS separa os locais em dois grupos distintos (período seco vs. período húmido). O teste ANOSIM aplicado para identificar diferenças significativas entre locais (significado espacial) e entre período seco e período húmido (significado temporal), confirma o resultado da ordenação MDS, indicando que não existem diferenças significativas

para o primeiro caso, existindo diferenças significativas entre os dois grupos temporais, com um valor de R de 0.208 para $p < 0.03$ ($n=48$). A análise SIMPER está de acordo com este resultado apresentando uma percentagem de dissimilaridade entre grupos (período seco vs. período húmido) de 65.59%.

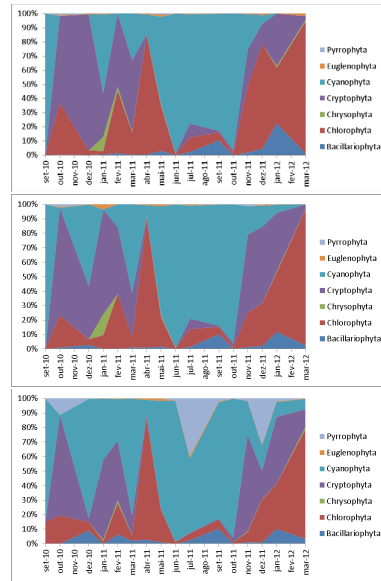


Figura 9. Evolução temporal da abundância relativa dos grupos algais para os três locais de amostragem (cabeceira, centro, parede).

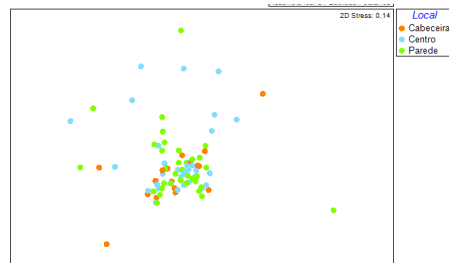


Figura 10. Ordenação MDS dos locais de amostragem com base na sua caracterização fitoplânctónica no plano definido pelos dois primeiros eixos, com indicação dos três locais de amostragem (cabeceira, centro e parede).

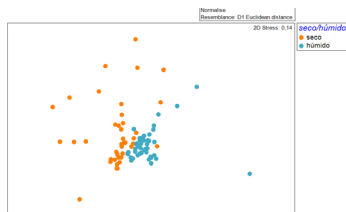


Figura 11. Ordenação MDS dos locais de amostragem com base na sua caracterização fitoplanctónica

ca no plano definido pelos dois primeiros eixos, com indicação das amostragens realizadas em período seco (maio a outubro) e período húmido (novembro a abril).

Na tabela 1 apresenta-se o resultado da análise SIMPER com a contribuição percentual dos taxa mais representativos (até 2% de contribuição) para a similaridade dentro de cada grupo.

Tabela 1 - Contribuição média (%) de cada taxa para a similaridade dentro dos grupos (até 2% de contribuição).

Período seco			Período húmido		
Grupo	Taxon	%	Grupo	Taxon	%
Chlorophyta	<i>Scenedesmus communis</i>	11.27	Cryptophyta	<i>Cryptomonas erosa</i>	15.55
Chlorophyta	<i>Pediastrum simplex</i>	9.25	Cryptophyta	<i>Chroomonas acuta</i>	9.65
Cryptophyta	<i>Chroomonas acuta</i>	6.76	Chlorophyta	<i>Scenedesmus communis</i>	9.46
Cryptophyta	<i>Cryptomonas erosa</i>	6.68	Cryptophyta	<i>Cryptomonas curvata</i>	7.99
Euglenophyta	<i>Trachelomonas volvocina</i>	5.20	Chlorophyta	<i>Coelastrum microporum</i>	4.40
Pyrrophyta	<i>Ceratium hirundinella</i>	4.69	Chlorophyta	<i>Pediastrum simplex</i>	3.98
Chlorophyta	<i>Tetraëdron minimum</i>	4.55	Cryptophyta	<i>Rhodomonas</i> sp.	3.58
Cryptophyta	<i>Cryptomonas ovata</i>	4.54	Bacillariophyta	<i>Cyclotella</i> sp.	3.48
Chlorophyta	<i>Coelastrum microporum</i>	4.16	Euglenophyta	<i>Trachelomonas volvocina</i>	3.47
Cyanophyta	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	3.29	Chlorophyta	<i>Scenedesmus arcuatus</i>	3.44
Cyanophyta	<i>Merismopedia minima</i>	3.10	Chlorophyta	<i>Tetraëdron minimum</i>	3.16
Cyanophyta	<i>Aphanizomenon</i> sp.	2.72	Cyanophyta	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2.44
Cryptophyta	<i>Cryptomonas curvata</i>	2.56	Chlorophyta	<i>Closterium acutum</i>	2.44
Chlorophyta	<i>Ankyra judayi</i>	2.35	Chlorophyta	<i>Pediastrum boryanum</i>	2.01
Chlorophyta	<i>Cosmarium</i> sp.	2.06			
Chlorophyta	<i>Closterium acutum</i>	2.02			

É interessante verificar que os *taxa* que mais contribuem para a similaridade dentro de cada grupo, pertencem respectivamente ao grupo da Chlorophyta (*Scenedesmus communis* e *Pediastrum simplex*) e Cryptophyta (*Cryptomonaserosa* e *Chroomonas acuta*). Exatamente os grupos responsáveis pela transição entre períodos do ano (período seco para período húmido). A espécie *Trachelomonas volvocina* (Euglenophyta) embora com contribuição não muito significativa em toda a comunidade (abundância absoluta de 3484 células) contribui com 5.20% e 4.40% para a similaridade de cada grupo. Da mesma forma a espécie *Ceratium hirundinella* (Pyrrophyta), contribui com 4.69% para a similaridade do período

seco. Este resultado evidencia a importância das espécies que surgem com menor abundância para a interpretação do funcionamento dos sistemas ecológicos, neste caso para compreender o padrão de sucessão temporal. Por sua vez as Cyanophyta contribuem respectivamente com 9.11% e 2.44%, para a similaridade de cada grupo. No entanto estes organismos surgem com abundâncias muito elevadas, indicadoras de situações de florescências, na alguns casos formadas por espécies potencialmente produtoras de toxinas. Na Tabela 2, apresentam-se as ocorrências de florescências (abundância superior a 2000 células/ml), indicando-se aquelas que são potencialmente tóxicas.

Tabela 2- Presença de florescências (abundâncias > 2000 cél./ml), com indicação dos *taxa* responsáveis e do tipo de toxinas potencialmente produzidas.

Data	Taxon	Abundância (nº cél./ml)			Toxicidade
		Parede	Centro	Cabeceira	
Set-10	<i>Limnothrix</i> sp.	180732	241528	109308	Hepato-toxinas e neuro-toxinas
	<i>Aphanizomenon</i> sp.	126874	137480	74283	Hepato-toxinas
	<i>Oscillatoria</i> sp.		28194		Neuro-toxinas
Dez-10	<i>Planktothrix agardhii</i>		2933	4399	Hepato-toxinas
Jan-11	<i>Aphanizomenon</i> sp.			2684	Hepato-toxinas e neuro-toxinas
Mar-11	<i>Oscillatoria tenuis</i>			2723	Hepato-toxinas
Abri-11	<i>Anabaena spiroides</i>	2540			Hepato-toxinas
Mai-11	<i>Anabaena catenula</i>	2540	2043	8642	Hepato-toxinas
	<i>Anabaena spiroides</i>	5133	8000	10815	Hepato-toxinas
	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2409	4504	6900	Hepato-toxinas e neuro-toxinas
Jun-11	<i>Merismopedia minima</i>	100347	115221	62089	Potencialmente tóxica
	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	28373	103594	74606	Hepato-toxinas e neuro-toxinas
Jul-11	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	7699	8065	6298	Hepato-toxinas e neuro-toxinas
Set-11	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2121	6049	2828	Hepato-toxinas
	<i>Merismopedia minima</i>	2095	2304		Potencialmente tóxica
	<i>Aphanizomenon</i> sp.	19247	17283	14769	Hepato-toxinas
	<i>Planktothrix agardhii</i>	14115	12923	14730	Hepato-toxinas
	<i>Aphanocapsa</i> sp.		551		Hepato-toxinas
Out-11	<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>				Hepato-toxinas
	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2881			Hepato-toxinas e neuro-toxinas
	<i>Aphanizomenon</i> sp.	3116	4399	2095	Hepato-toxinas
	<i>Aphanocapsa</i> sp.	63882	91653	122174	Hepato-toxinas
Nov-11	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2226	2304	7463	Hepato-toxinas e neuro-toxinas
Dez-11	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		2383	2619	Hepato-toxinas e neuro-toxinas

Adaptado de Hitzfeld et al., 2000; Falconer & Humpage, 2005

Observando-se a Tabela 2 verificam-se as ocorrências de florescências, nalguns casos com abundâncias muito elevadas (indicadas a negrito na Tabela 2), todas devido à presença de *taxa* potencialmente produtores de tóxicos. É interessante verificar que as florescências ocorreram ao longo do ano, embora com maior expressividade (valores superiores a 100000 cél./ml) de maio até outubro (período seco); facto que realça a sua presença significativa durante todo o verão. A esta presença associam-se os riscos potenciais para a saúde das populações humanas e animais, expostas ao consumo direto ou indireto da água do reservatório.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise global dos resultados revelou que o reservatório do Enxóe é um sistema relativamente homogéneo, não se tendo verificado diferenças significativas entre os três locais posicionados longitudinalmente no sistema.

De facto nos gráficos box-and-whiskers para os parâmetros físico-químicos não se observa diferenciação por local de amostragem, o que indica que para cada parâmetro a variabilidade dos dados é da mesma ordem de grandeza. Este resultado foi confirmado pela ordenação PCA e pelo teste ANOSIM que revelou não haver diferenças significativas entre locais de amostragem. O mesmo se verificou para a comunidade fitoplanctónica, com padrões de evolução temporal similar para os três locais amostrados; a PCA não identificou um padrão espacial, ordenando os locais independentemente do seu posicionamento longitudinal; o teste ANOSIM validou esta homogeneidade, demonstrando não

haver diferenças significativas entre locais de amostragem.

Todavia, e independentemente do resultado global, verificou-se algumas diferenças entre locais, nomeadamente no que à T, Turb., SST totais e MO diz respeito, verificando-se tendencialmente valores mais elevados no local de cabeceira com características lócticas, o que indica entrada de materiais alóctones ao sistema provenientes da bacia de drenagem.

Temporalmente o sistema mostrou uma dinâmica, variando em termos de características abióticas (parâmetros físico-químicos) que influenciam a sucessão temporal da comunidade fitoplanctónica. No período húmido (Novembro a Abril) o sistema apresenta maior concentração de nutrientes (azoto e fósforo), de MO e de SST, em oposição ao período seco (Maio a Outubro) com valores mais elevados de OD e de Turb. Os valores extremos (outliers) para o NT, $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$, foram registados em período húmido (Outubro, Dezembro, Janeiro) o que sugere origem alóctone proveniente do regime de escoamento da bacia de drenagem. No entanto, os valores extremos (outliers) para os $\text{PO}_4\text{-P}$ e P total foram maioritariamente observados em período seco (Junho, Julho, Agosto e Setembro), em situação de anóxia no fundo, facto que aponta para uma elevada taxa de libertação dos sedimentos de fundo. De facto os valores de P total foram muito elevados; superiores a 0.035 mg/l (limite que classifica o sistema como eutrófico) na sua totalidade e a 0.07 mg/l (fronteira definida para Portugal para a classificação do potencial ecológico Bom) em 35% dos casos.

A recarga interna de fósforo, no verão e a entrada com origem externa (na bacia de drenagem), no período húmido,

é responsável pelos elevados níveis de produtividade primária, como atestam as elevadas concentrações de clorofila *a*, com 35% de amostragens acima do limite que classifica o sistema como eutrófico (25 µg/l) e 87,5% de amostragens acima do Rácio de Qualidade Ecológica (RQE), que estabelece que o sistema apresenta potencial ecológica inferior a Bom (9,5 µg/l).

Em termos de composição taxonômica, o fitoplâncton evidenciou uma sucessão temporal, semelhante nos três locais; as cianobactérias são dominantes no período de verão (Julho a Setembro), substituídas progressivamente por *taxa* pertencente aos grupos das Cryptophyta e Chlorophyta que se mantêm com expressões significativas durante o inverno e a primavera. Esta sucessão surge na ordenação MDS com separação dos períodos seco e húmido, validada pelo teste ANOSIM ($R=0.208$, $p < 0.03$, $n=48$). A análise SIMPER utilizada para identificar os *taxa* que mais contribuem para a diferenciação dos grupos seco e húmido e para a similaridade dentro de cada grupo, mostrou que os *taxa* que mais contribuem para a similaridade dentro de cada grupo, pertencem respetivamente ao grupo das Chlorophyta e Cryptophyta, responsáveis pela transição entre períodos do ano (período seco para período húmido). Este resultado evidencia a importância das espécies que surgem com menor abundância para a interpretação do funcionamento dos sistemas aquáticos, neste caso para a compreender o padrão de sucessão temporal. As Cyanophyta contribuem com uma percentagem relativamente baixa para a similaridade de cada grupo. No entanto foram identificadas situações de florescências (abundância superior a 2000 cél./ml) em 62.5% das

situações amostradas. Todas elas formadas por espécies potencialmente produtoras de toxinas.

É importante realçar que associado à presença de florescências de cianobactérias, crescem riscos potenciais para a saúde das populações humanas e animais, expostas ao consumo direto ou indireto da água do reservatório. A Organização Mundial de Saúde (WHO, 2003) estabeleceu guias para o nível de risco para a saúde humana associado à presença de cianobactérias, em situações de dominância, definindo: risco relativamente baixo para densidades compreendidas entre 20000 a 100000 cél./ml; risco moderado para densidades superiores a 100000 cél./ml; risco elevado para presença de mantos densos de cianobactérias que tornam a água opaca. No reservatório do Enxoé, verificaram-se situações de risco moderado com presença de florescências de densidades muito elevadas, em setembro de 2010 e Junho de 2011 nos três locais amostrados, e em Outubro de 2011 em dois locais (centro e cabeceira). Observação que só por si alerta para a necessidade urgente de implementar medidas de gestão na bacia hidrográfica que contribuam para uma melhoria da qualidade da água na albufeira de Enxoé.

Com o objetivo de identificar as medidas necessárias para melhorar o estado das massas de água, é necessário, num primeiro passo, identificar as principais causas que contribuem para o não cumprimento das condições para o Bom estado e para situações de eutrofização, podendo estas ser agrupadas em três categorias: focos de pressão pontual; pressão difusa; modificações/pressões até 50 m da linha de água. Os focos de pressão pontual relacionam-se com efluentes de

estações de tratamento de águas residuais mal dimensionadas ou inadequadas com baixa eficiência e com efluentes não tratados de atividades urbanas e industriais que drenam diretamente para os reservatórios. A pressão difusa tem origem nas diferentes atividades na bacia de drenagem, relacionadas com a agricultura, com a carga animal, com a indústria e com a ocupação urbana. Consequentemente é difícil quantificar a carga orgânica resultante que entra nas massas de água. Esta dificuldade surge agravada no sul de Portugal, onde a maioria dos cursos de água é de regime temporário, resultante da distribuição anual da precipitação que ocorre de uma forma irregular, frequentemente sob a forma de eventos torrenciais que arrastam materiais e contaminantes ao longo da bacia e dos rios e que posteriormente se irão acumular a jusante, nos reservatórios.

As modificações físicas na zona litoral, na zona de margem e as ações desencadeadas pelo homem na massa de água alteram a integridade ecológica dos reservatórios com consequências diretas

no seu funcionamento, nas comunidades biológicas, na qualidade da água e consequentemente no estado de eutrofia.

Torna-se pois urgente adotar medidas de gestão e proteção destes sistemas particulares, nos quais o Enxoé se inclui por forma a: (i) melhorar a qualidade da água, principalmente em períodos seco uma vez que podem surgir situações de risco para a saúde pública e animal; (ii) transmitir conhecimentos para a gestão dos reservatórios, do solo, da energia e da biodiversidade, na perspetiva da participação comunitária e do desenvolvimento sustentável em equilíbrio com o ambiente. Complementarmente de forma transversal é fundamental promover ações de sensibilização e de educação ambiental direcionada para as escolas e para sectores da economia local, para que em conjunto, integrando os diferentes atores sociais, se contribua para o despertar de uma consciência ambiental que promova uma gestão sustentável da albufeira do Enxoé e da sua bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APA (AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE) (2009). Manual para a Avaliação 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. 42 pp.

BOURRELY, P. (1966). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les algues vertes. Édition N. Bouée & Cie, Paris. 511 pp.

CLARKE, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.

CLARKE, K.R. & Gorley, R.N. (2001). PRIMER. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK.

CLEVE-EULER, A. (1951). Die Diatomeen von Schweden und Finland. Almquist & Wiksells, Bokryckeri, Stockholm. 1580 pp.

FALCONER, I., & HUMPAGE, A. (2005). Health risk assessment of cya-

nobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2(1): 43–50.

HITZFELD, B., HOGER, S., & DIETRICH, D. (2000). Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives* 108(Suppl 1): 113–122.

INAG (INSTITUTO NACIONAL DA ÁGUA) (2009). Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais – Rios e Albufeiras. Ministérios do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. 29 pp.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. (1989). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 Nosotocales. *Arch Hydrobiol.* 82(Suppl.): 247–345.

MENDIONDO, E.M. (2017). Global review of lakes and reservoirs eutrophication and associated management challenges. Disponível em: http://wldb.ilec.or.jp/ILBMTrainingMaterials/resources/eutrophication_challenges.pdf. Acesso em 07 de Fevereiro de 2017.

MOLDEN, D., FRENKEN, K., & BARKER, R. (2007). Trends in water and agricultural development. In: MOLDEN, D. (Ed.). *Water for food, water for life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. London, UK., pp. 57–89.

MORAIS, M., SOBRAL, M. do C., SILVA, H., MELO, G., PEDRO, A., CABRAL, J.J.S.P. & SARMENTO, P. (2011). Qualidade da água em reservatórios. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA de RECURSOS HÍDRICOS (ABRH) e COOPERAÇÃO INTERNACIONAL do SEMIÁRIDO (CISA). (Eds.). *Recursos Hídricos para a Convivência com o Semiárido*. Porto Alegre, Brasil, pp. 301–330.

RAGAB, R., & Hamdy, A. (2004). Water Management Strategies to Combat Drought in the Semiarid Regions. In: HAMDY, A. & TRISORIO-LIUZZI, G (Eds.). *Water Management for Drought Mitigation in the Mediterranean*. Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes, Tecnomack-Bari, Italy, pp. 47–112.

ROSADO, J. & Morais, M. (2010). Climate change and water scarcity: from a global scale to particular aspects in the Mediterranean region (Portugal). In: LUIZ SENS, M. & MONDARDO, R.I. (Eds.). *Science and Technology for Environmental studies: Experiences from Brazil, Portugal and Germany*. Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, pp. 15–27.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION) (2003). Guidelines for algae and cyanobacteria in fresh water. In: WHO (Ed.). *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: coastal and fresh waters*. Geneva, Switzerland, Chapter 8, pp. 136–158.