



Monitorização da comunidade zooplanctónica da albufeira da Aguieira (bacia do Mondego, Portugal): que fatores a influenciam?

A presente investigação foi realizada na albufeira da Aguieira com o propósito de caracterizar a composição da comunidade zooplanctónica e avaliar a influência de vários parâmetros ambientais na dinâmica desta comunidade. São de salientar a ocorrência de variações sazonais na temperatura, clorofila a, condutividade, pH e na transparência da água. A albufeira foi considerada mesotrófica em janeiro de 2011 e em março de 2010 e eutrófica em maio e setembro de 2010. As flutuações no nível da água, o aumento do estado trófico e o aparecimento de florescências de cianobactérias explicam a predominância dos Rotífera e Copepoda e também a reduzida abundância de zooplâncton herbívoro macrofiltrador (e.g. género *Daphnia*) nas amostras de maio e setembro. Alterações na qualidade da água e na integridade ecológica das albufeiras refletem-se na composição da comunidade zooplanctónica. Assim, a monitorização desta comunidade é crucial para detetar precocemente sinais de degradação ambiental e para obter dados que permitam desenvolver medidas de gestão adequadas a estes ecossistemas.

Palavras-chave

albufeira da Aguieira
zooplâncton
estado trófico
parâmetros ambientais

Ana M Gerales¹•

Pedro Silva-Santos²

¹ Centro de Investigação de Montanha (CIMO), ESA- Instituto Politécnico de Bragança, Portugal

² NOCTULA- Modelação e Ambiente. Viseu, Portugal

• gerald@ipb.pt

INTRODUÇÃO

Em regiões influenciadas pelo clima mediterrânico, como é o caso de Portugal Continental, o regime de precipitação é sazonal e irregular, ocorrendo em alternância anos com invernos extremamente secos e anos com invernos muito chuvosos. Por seu turno, os verões são quentes e secos. Em consequência, as reservas de água doce existentes no nosso país são escassas. Este facto, aliado à quase inexistência de lagos naturais, levou à criação de numerosas albufeiras nos principais cursos de água. As albufeiras constituem a principal fonte de água doce para os mais variados fins – abastecimento urbano, produção de energia hidroelétrica e irrigação. Dada a sua localização privilegiada, muitas funcionam ainda como espaços de recreio e de lazer, principalmente durante os meses de verão. No entanto, estes sistemas são muito sensíveis à degradação ambiental.

Do ponto de vista funcional, a qualidade da água e o estado trófico¹ das albufeiras são o resultado da interação de fatores intrínsecos e extrínsecos. Entre os primeiros, salientam-se a sua idade e a morfologia. Em relação aos segundos, são de realçar as características climáticas, geológicas, edáficas e morfológicas da bacia de drenagem (Wetzel, 1993) e as atividades humanas (Johnes et al., 1996; Szyper e Goldyn, 2002). Ambos os fatores regulam direta ou indiretamente as características ambientais na coluna de água tais como a temperatura, a transparência, a condutividade e a disponibilidade de nutrientes (nomeadamente de fósforo e azoto). A qualidade da água vai, por seu turno, condicionar diretamente a composição e a biomassa das comunidades fitoplanctónicas² (Harper, 1992; Catalan e Fee, 1994; Vasconcelos e Araújo, 1997; Reynolds, 1998). O mau ordenamento do território, as más práticas agrícolas e florestais induzem um aumento de nutrientes na coluna de água, favorecendo o aparecimento de florescências de cianobactérias. Algumas são dominadas por estirpes produtoras de toxinas, causando problemas ambientais (mortalidade de peixes e de outros organismos aquáticos), de saúde pública (água imprópria para consumo humano) e prejuízos económicos (redução do turismo, maus odores, redução da transparência da água, degradação do valor estético). Todos estes fatores vão condicionar a composição das comunidades zooplanctónicas² (Bays e Crisman, 1983; Radwan e Popiolek, 1989; Lampert e Sommer, 1997). O zooplâncton tem um papel chave nos lagos e albufeiras devido às interações que estabelece com os níveis mais baixos e mais elevados das teias alimentares (Figura 1). Os herbívoros que fazem parte do zooplâncton, para além de controlarem as populações de microalgas, também condicionam as concentrações dos nutrientes e da matéria orgânica, influenciando as suas taxas de sedimentação (Sommer et al., 2003). As características das comunidades zooplanctónicas associadas à sua sensibilidade e resposta rápida às variações ambientais tornam-nas boas sentinelas de eventuais alterações na qualidade da água e na integridade

¹ O **estado trófico** de um sistema aquático pode ser definido como o grau de eutrofização de um sistema aquático. O termo eutrofização refere-se à riqueza de nutrientes, nomeadamente de fósforo e azoto. Este processo conduz à proliferação exagerada de algas ao ponto de induzir uma degradação acentuada na integridade ecológica dos ecossistemas. Um sistema aquático pode ser classificado como: oligotrófico (pobre em nutrientes – produtividade primária baixa); mesotrófico (riqueza moderada em nutrientes – produtividade primária moderada); eutrófico (riqueza elevada em nutrientes – produtividade primária elevada) e hipertrofico (grau mais elevado de eutrofização). O nível de eutrofização dos sistemas aquáticos é determinado pela aplicação de índices tróficos. Um dos mais utilizados é o Índice Trófico de Carlson.

² Organismos, em geral microscópicos, que flutuam erradamente na coluna de água. Considera-se como fitoplâncton os organismos fotossintéticos (produtores) como as microalgas e as cianobactérias. O zooplâncton engloba animais (consumidores). Os animais que são considerados como verdadeiramente planctónicos estão distribuídos por três grandes grupos: classe Rotifera e por duas sub-classes dos Crustacea: Cladocera e Copepoda. Ocasionalmente também se encontra, entre o verdadeiro zooplâncton, larvas de vários invertebrados, de peixes e protozoários (Wetzel, 1993).

Raiva funciona como um contra-embalse, permitindo, quando necessário, o retorno de água previamente turbinada novamente à albufeira da Aguieira. Por seu turno, Fronhas destina-se a fazer o transvase do rio Alva para o rio Mondego, aumentando assim as afluições de água à albufeira da Aguieira. Ao longo do ano, o escoamento mensal no rio Mondego na secção da albufeira da Aguieira varia entre valores acima de 200 hm³ de janeiro a março e

TABELA I: Algumas características da albufeira e da bacia hidrográfica onde se insere (Fonte: SNIRH, s/data).

Características da Bacia hidrográfica e da albufeira da Aguieira

Área da bacia hidrográfica total (km ²)	3069,08
Área da bacia hidrográfica própria (km ²)	2367,27
Altitude média da bacia hidrográfica (m)	441
Precipitação média anual (mm)	1155
Capacidade total (m ³)	423030 x 10 ³
Capacidade útil (m ³)	216030 x 10 ³
Volume morto (m ³)	207000 x 10 ³
Cota do nível de pleno armazenamento - NPA (m)	124,7
Cota do nível de máxima cheia - NMC (m)	126
Cota do nível mínimo de exploração - NmE (m)	110

valores inferiores a 10 hm³ de agosto a setembro (SNIRH, s/ data). A paisagem circundante à albufeira é constituída por florestas mistas (eucalipto e pinheiro), por solos agrícolas, e charnecas e matos. As atividades industriais dominantes são a indústria alimentar, têxtil, de madeira e cortiça.



METODOLOGIA

Foram definidos 3 locais de amostragem na albufeira da Aguieira: um na zona litoral (P1) e dois na zona pelágica⁴ (P2 e P3). As amostragens foram realizadas em março, maio, setembro de 2010 e em janeiro de 2011. Em cada local de amostragem, a temperatura da água, o pH e a condutividade foram medidos *in-situ*, com o recurso a uma sonda multiparamétrica. Complementarmente, também foi determinada a transparência da água com recurso ao disco de Secchi⁵ (Figura 2). Para a determinação das concentrações de nitritos, nitratos, amónia, fosfatos e clorofila *a*, foram recolhidas amostras de água no estrato superficial da albufeira para a sua determinação laboratorial de acordo com métodos padronizados internacionalmente

⁴ Num lago ou numa albufeira é possível distinguir duas grandes zonas: a litoral e a pelágica. A primeira situa-se numa área mais próxima da margem. Aqui ocorrem plantas aquáticas enraizadas. A segunda é a zona que se estende para lá da zona litoral desde a superfície até ao fundo. Até onde a luz penetra podem existir plantas aquáticas flutuantes, mas as algas microscópicas são dominantes. Onde a luz já não penetra as bactérias, os fungos e outros decompositores tornam-se os grupos dominantes. Na zona pelágica de lagos e albufeiras profundos das nossas latitudes no verão as águas superficiais aquecem muito rapidamente, tornam-se menos densas, não se misturando com as águas mais profundas. Formam-se camadas diferentes que não se misturam entre si. Este fenómeno denomina-se estratificação térmica. A camada mais profunda apresenta baixas temperaturas e, no caso de sistemas muito eutróficos, reduzidas concentrações de oxigénio. A quase ausência de oxigénio deve-se à ação dos decompositores, que consomem este gás, e ao facto de a sua renovação não ocorrer devido às diferentes camadas de água não se misturarem durante este período. Só no final do verão é que a estratificação desaparece. Este fenómeno condiciona por exemplo a dinâmica do fósforo e a distribuição dos organismos em profundidade. Mais informações podem ser encontradas em Wetzel (1993).

⁵ O **disco de Secchi** (SD) foi inventado pelo padre italiano Pietro Angelo Secchi por volta de 1865. O valor da transparência do SD é função da reflexão da luz pela sua superfície e é portanto influenciada pelas características de absorção da água e da matéria orgânica existente, em suspensão ou dissolvida. A determinação da transparência da água em lagos e albufeiras com este instrumento resume-se ao seguinte procedimento: (1) no local selecionado o disco de Secchi é afundado no lado de sombra do barco; (2) o disco é continuamente afundado até ao seu completo desaparecimento; (3) após anotar a profundidade de desaparecimento do disco (profundidade 1) este deve ser afundado mais um pouco; (4) posteriormente, o disco é levantado até sua completa visualização (profundidade 2); (5) a profundidade do desaparecimento visual do disco de Secchi (transparência da água) é igual ao valor médio das profundidades 1 e 2. Atualmente o SD utilizado nas águas interiores têm um diâmetro de 20 cm e continua a ser muito utilizado devido à sua simplicidade, baixo custo, facilidade de transporte e às informações que pode fornecer sobre o estado trófico do lago ou albufeira. O cálculo da profundidade da zona eufótica é determinado multiplicando a profundidade do SD por 2,709. Mais informações podem ser encontradas em Pompêo (s/data) e MLSA (s/data).

(APHA, 1989). Para a recolha de amostras de zooplâncton, foi estabelecido, em cada local de amostragem (Figura 2), um transecto ao longo do qual foram realizados 3 arrastos verticais com uma rede de 64 μm . Estes foram realizados ao longo de toda a zona eufótica⁶, cujo limite foi determinado com o recurso ao disco de Secchi (SD). Os indivíduos capturados foram anestesiados com água gaseificada e cada amostra foi preservada numa solução de formol a 4% saturada com sacarose. O volume de cada subamostra analisada dependeu da abundância dos indivíduos, tendo oscilado entre os 5 e os 10 ml.

Por cada amostra obtida foram observadas no mínimo duas subamostras e, sempre que possível, os indivíduos foram identificados até à espécie. A elevada densidade de algas observada principalmente em maio e setembro levou frequentemente à colmatação da rede de arrasto durante as amostragens. Este facto inviabilizou o cálculo correto das densidades de cada um dos *taxa* presentes. Assim, optou-se apenas por determinar as abundâncias relativas de cada uma das espécies/géneros presentes.

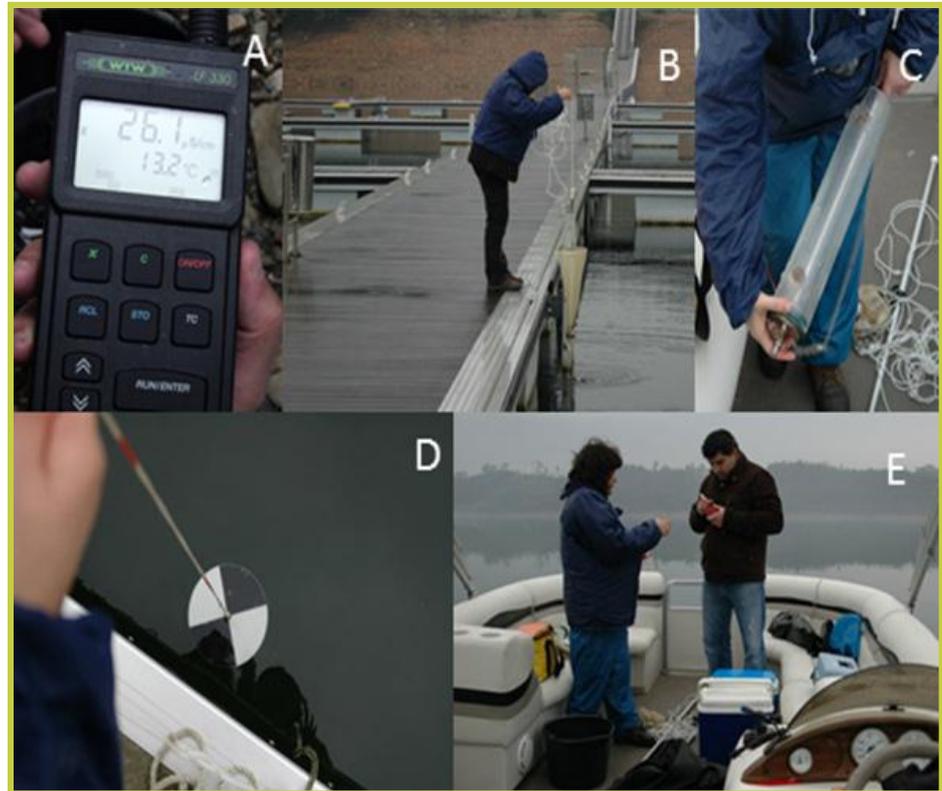


FIGURA 2: Amostragens: (A) sonda multiparamétrica, (B) colheitas de zooplâncton com rede de arrasto, (C) garrafa de colheita de água, (D) medição da transparência da água com o disco de Secchi (SD), (E) barco utilizado para a obtenção das amostras em P2 e P3.

O estado trófico da albufeira

foi determinado com base no cálculo do índice trófico de Carlson (1977). Este índice, conhecido por TSI (*Trophic State Index*), é um índice numérico que pode assumir valores entre 0 e 100 e tem a vantagem de poder ser calculado indiferentemente a partir das leituras do disco de Secchi, das concentrações de fósforo total, ou das concentrações de clorofila *a*. Quando os valores do índice estão abaixo de 20, o sistema é ultraoligotrófico, entre 21 e 30 é oligotrófico, de 31 a 50 é mesotrófico, de 51 a 70 é eutrófico e acima de 70 o sistema é hipertrófico. Na presente abordagem, dada a ausência de dados referentes ao fósforo total, foram calculadas as componentes disco de Secchi TSI (SD) e clorofila *a* TSI (Chl).

A ordenação Multidimensional Não Métrica (MDS) foi utilizada para identificar dissimilaridades referentes aos parâmetros ambientais e à comunidade zooplancónica nos diferentes pontos amostrados. Esta análise foi realizada com base nas variações dos parâmetros ambientais e das abundâncias dos diferentes *taxa*. Neste

⁶ A zona eufótica estende-se desde a superfície até à profundidade que ainda recebe luz solar suficiente para que se dê a fotossíntese (até 1% da luz que atinge a superfície). A dimensão desta zona não é constante e é principalmente influenciada pela quantidade de partículas em suspensão.

método de ordenação, os locais de amostragem são representados num sistema de eixos, de tal modo que os pontos mais próximos entre si correspondem aos locais mais semelhantes e os pontos mais afastados aos locais com maiores dissimilaridades. Com o objetivo de determinar a influência dos parâmetros ambientais nas comunidades zooplânctônicas, foi aplicada aos dados uma Análise Canônica de Correspondências (CCA). Para a realização da análise de ordenação Multidimensional Não Métrica (MDS) foi utilizado o programa Community Analysis Package 3.0 (Seaby et al., 2004). Para a realização da Análise Canônica de Correspondências (CCA) utilizou-se o programa CANOCO 4.5 (Ter Braak, 1995).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Parâmetros ambientais

Os dados obtidos indicam que, no que diz respeito aos parâmetros analisados, a albufeira é muito homogênea, não ocorrendo variações espaciais acentuadas em cada uma das épocas amostradas (ver valores máximos e mínimos na Tabela II). São de salientar a ocorrência de variações sazonais nos parâmetros temperatura, clorofila *a*, condutividade, pH e transparência.

A ordenação MDS evidencia uma separação efetiva entre as amostras obtidas em março e janeiro (temperatura, clorofila *a*, e pH atingem valores mais baixos e condutividade e transparência atingem valores mais altos) e as obtidas em maio e setembro em que os parâmetros têm uma variação oposta à mencionada (Figura 3). Este padrão pode ainda ser confirmado pelo cálculo das componentes TSI (SD) e TSI (Chl) do Índice Trófico de Carlson (1977). Nos

TABELA II: Valores máximos e mínimos dos parâmetros físico-químicos medidos e indicação dos respectivos locais de amostragem.

Parâmetro	Locais de amostragem		
	(P1)	(P2)	(P3)
Temperatura (° C)	11,9-23,0	12,2-23,2	12,8-22,8
pH	7,3-9,9	7,2-10,1	7,3-10,0
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	70,4-104,5	76,2-100,1	68,8-94,6
Transparência (m)	1,5-3,0	1,5-3,0	1,5-3,0
Nitritos ($\text{mg (NO}_2\text{) L}^{-1}$)	<0,01-0,08	<0,01-0,11	<0,01-0,06
Nitratos ($\text{mg (NO}_3\text{) L}^{-1}$)	<4,4-5,4	<4,4 -5,5	<4,4-4,9
Amônia ($\text{mg (NH}_4\text{) L}^{-1}$)	<0,05	<0,05	<0,05
Fosfatos ($\text{mg (P}_2\text{O}_5\text{) L}^{-1}$)	<0,23	<0,23	<0,23
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	0,36-16,21	0,36-14,20	1,43-15,68

meses de março e janeiro, a albufeira pode ser classificada como mesotrófica (os valores do índice variaram entre os 21 e 45). Em maio e setembro a albufeira pode considerada eutrófica, com os valores do índice a atingirem 60.

Os valores mais elevados de clorofila *a* e de pH foram observados em maio. Estes são consequência da ocorrência de florescências de cianobactérias das espécies *Raphidopsis mediterranea*, *Anabaena cylindrica* e *Gophosphaeria lacustris*. Esta ocorrência também foi mencionada por Oliveira e Monteiro (1992). Quando ocorre um fenómeno desta natureza, o pH aumenta muito durante o período diurno devido ao consumo de CO_2 por parte destes micro-organismos, levando a uma alcalinização do sistema. De salientar que as cianobactérias são favorecidas pelas temperaturas mais altas, típicas desta época, pela elevada irradiância e pelos elevados níveis de nutrientes (Barone et al., 2010). Por seu turno, durante este período registaram-se os valores mais baixos da transparência. Em consequência do aumento das densidades das populações fitoplânctônicas, ocorreu uma redução da transparência da água e uma redução da profundidade da zona eufótica.

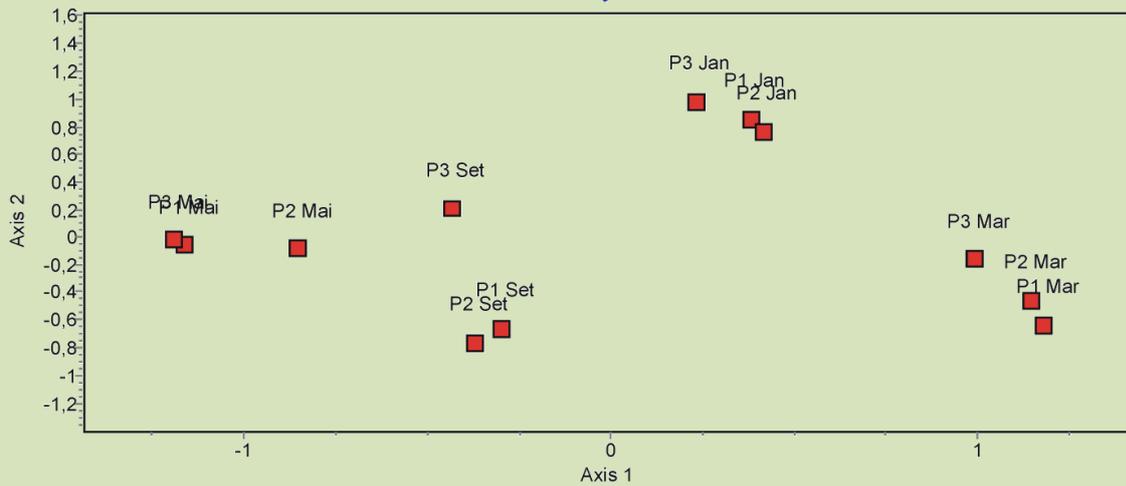


FIGURA 3: Ordenação Multidimensional Não Métrica (MDS) dos locais e épocas de amostragem com base nos parâmetros ambientais

Comunidades zooplânctônicas

Foram registados 12 *taxa* de Rotifera, 9 de Cladocera e 3 de Copepoda ao longo do período de amostragem (ver Figura 4 e Tabela III). Os estádios larvares de Copepoda (náuplios) estiveram presentes em quase todas as amostragens. De salientar que, para os valores apresentados na Tabela III e para os tratamentos estatísticos que se seguem apenas foram considerados os *taxa* com representação superior a 1%.

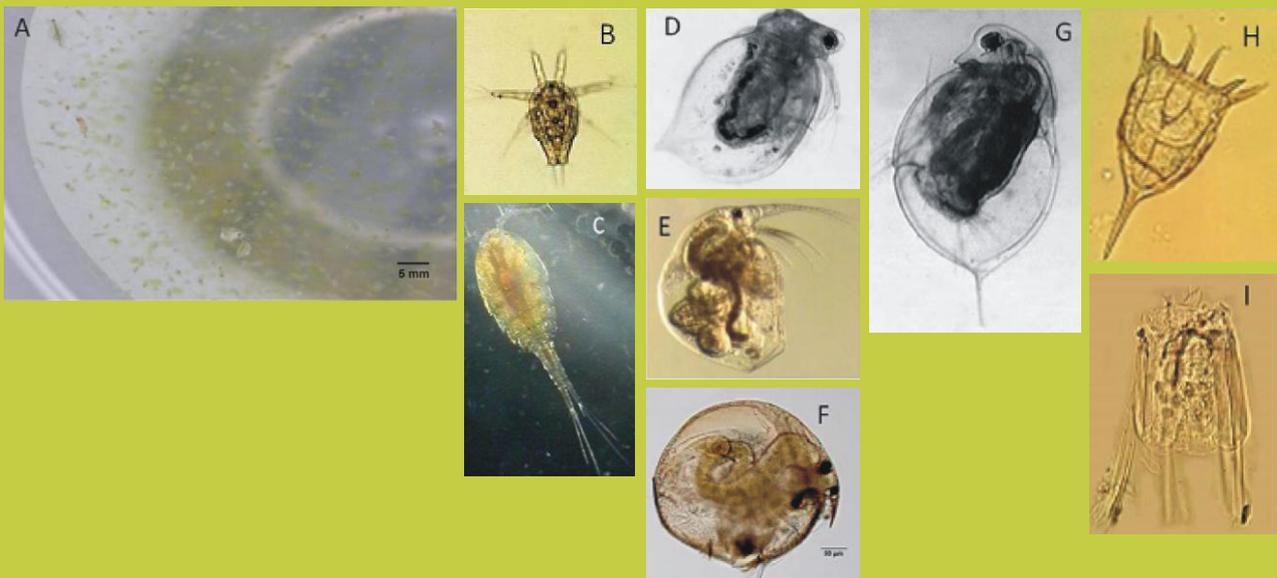


FIGURA 4: Amostra de zooplâncton observada à vista desarmada (A); Imagens microscópicas de náuplios (B), *A. robustus* (C), *Ceriodaphnia* (D), *Bosmina* (E), *Chydorus* (F), *Daphnia* (G), *Keratella* (H) e *Polyarthra* (I). De salientar que só os Copepoda adultos e *Daphnia* são visíveis à vista desarmada. Todos os outros grupos podem já ser visíveis à lupa binocular numa ampliação de 50x. No entanto alguns Rotifera só são visíveis ao microscópio. As figuras B a H são da autoria de Haney et al. (2003-2010).

TABELA III: Composição específica e abundância relativa (%) dos principais grupos de zooplâncton nos pontos e épocas de amostragem.

	Março 2010			Maio 2010			Setembro 2010			Janeiro 2011		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
ROTIFERA												
<i>Asplanchna priodonta</i>	0,03	0,00	0,00	0,21	13,08	25,39	0,05	0,24	0,13	0,15	0,33	0,16
<i>Brachionus</i> sp.	0,03	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Conochilus</i> sp.	0,00	0,00	0,00	2,71	0,00	0,16	1,27	4,57	0,09	0,11	0,00	0,00
<i>Filinia</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	1,34	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>Gastropus</i> sp.	0,06	0,01	0,07	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
<i>Hexarthra mira</i>	0,00	0,00	0,04	0,00	0,28	0,00	0,05	0,21	0,13	0,00	0,00	0,06
<i>Keratella cochlearis</i>	1,70	2,39	4,04	48,32	15,61	9,86	23,26	9,51	8,08	0,00	0,00	0,16
<i>Keratella cochlearis f. tecta</i>	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,36	15,01	29,25	3,65	0,00	0,00	0,16
<i>Ploeosoma</i> sp.	0,06	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
<i>Polyarthravulgaris</i>	42,83	47,96	42,38	5,57	7,03	18,43	10,03	2,20	2,90	1,01	2,67	6,05
<i>Synchaeta</i> sp.	0,32	0,01	0,00	0,00	0,14	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Trichocerca</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,12	2,19	11,91	0,00	0,00	0,00	0,00
CLADOCERA												
<i>Alona</i> sp.	0,00	0,00	0,07	0,14	0,00	0,00	0,10	0,07	0,02	0,08	0,08	0,00
<i>Alona rectangula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
<i>Bosmina coregoni</i>	5,56	4,21	4,29	18,77	1,69	1,01	0,05	0,03	0,43	20,93	26,22	28,08
<i>Bosmina longirostris</i>	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,10	0,27	0,52	0,19	1,74	0,67
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	0,61	3,80	0,21	4,64	5,20	7,93	1,63	2,27	9,79	0,26	0,42	0,92
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	0,32	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chydorus sphaericus</i>	0,06	0,01	0,04	1,71	1,13	1,01	5,95	6,93	16,80	0,34	0,00	0,05
<i>Daphnia longispina</i>	0,68	2,12	0,56	0,71	0,70	1,77	0,00	0,00	0,00	0,19	1,47	3,73
<i>Daphnia parvula</i>	0,06	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,20	1,92	1,07	0,64	0,33	0,27
COPEPODA												
<i>Acanthocyclops robustus</i>	1,80	0,27	0,70	0,00	3,09	0,64	1,42	0,55	0,77	0,83	0,66	0,16
<i>Copiodiaptomus numidicus</i>	2,32	5,38	0,67	0,36	1,13	1,57	7,68	2,23	22,49	8,06	17,77	10,59
<i>Tropocyclops prasinus</i>	31,54	2,82	8,71	10,71	1,69	6,16	11,81	4,36	1,89	12,45	2,92	4,15
Náuplios*	11,99	30,73	38,12	5,92	49,23	25,59	18,17	22,04	31,19	54,76	45,39	44,52

* Estádios larvares de Copepoda

Pela análise da Tabela III, é possível concluir que de um modo geral a composição específica da comunidade zooplanctónica é muito idêntica nos três pontos amostrados. É de salientar a elevada abundância de *T. prasinus* no ponto P1 na colheita de março. Este padrão poderá estar relacionado com diferenças na intensidade de predação por parte dos peixes que poderá ser muito mais importante em P2 e P3. Os peixes são predadores visuais e como tal, tendem a preda indivíduos de maiores dimensões como Cladocera e Copepoda (Winfield e Townsend 1992). Os Rotifera e os náuplios de Copepoda dominaram nos restantes pontos e épocas. No entanto, a ordenação MDS (Figura 5) indicia a separação que parece ocorrer entre as amostras obtidas em janeiro e todas as outras amostras.

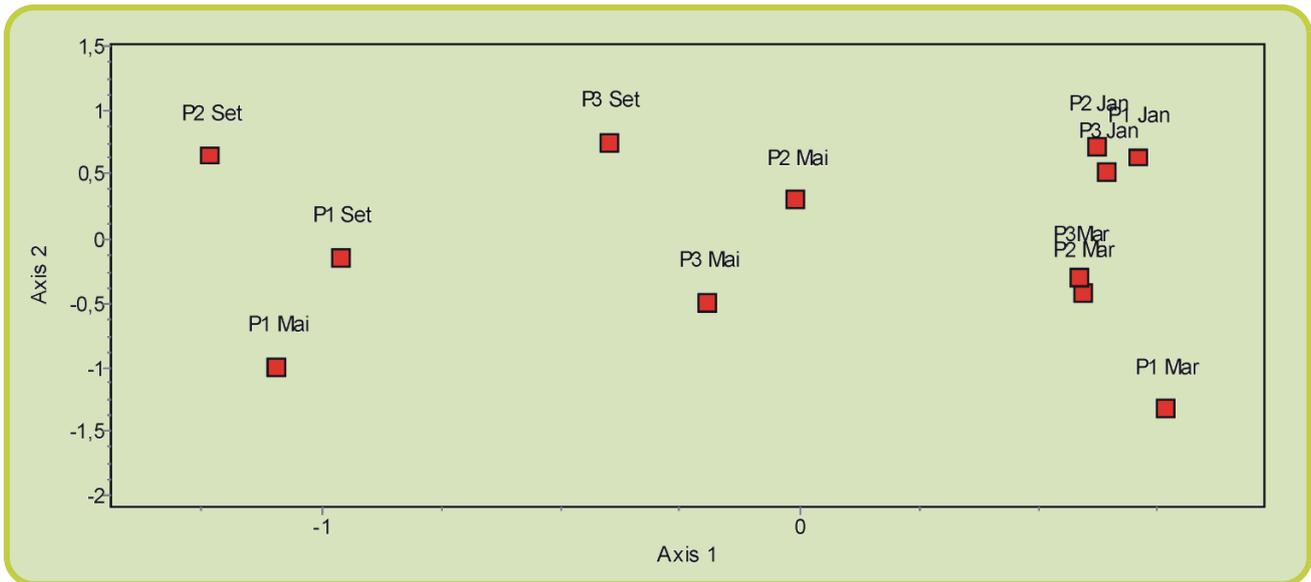


FIGURA 5: Ordenação Multidimensional Não Métrica (MDS) dos locais e épocas de amostragem com base na comunidade zooplanctónica.

Em março ocorreu uma abundância muito elevada do Rotífera do género *Polyarthra*, nos 3 locais de amostragem. Não existe um padrão de separação claro para as amostras de maio e setembro, sendo de salientar nas amostras de setembro um aumento de *Chydorus sphaericus* com uma abundância relativa entre os 5 e os 15%. As flutuações no nível da água, o aumento do estado trófico e o aparecimento de florescências de cianobactérias explicam a predominância dos Rotífera e Copepoda e a reduzida abundância de zooplâncton herbívoro macrofiltrador, como é o caso das espécies do género *Daphnia* nas amostras de maio e setembro. A quase ausência de Cladocera aquando da presença das cianobactérias deve-se à diminuição da qualidade do alimento disponível. De facto, para além de serem tóxicas também para estes animais, têm um baixo valor nutricional e por vezes ainda causam a colmatção do aparelho filtrador (Lampert e Sommer, 1997; Łotocka, 2001). As comunidades dominadas por Rotífera e Copepoda são típicas de albufeiras eutróficas. Estes grupos podem alimentar-se de detritos e bactérias (microfiltradores) ou podem ser carnívoros. Em qualquer dos casos estão melhor adaptados às condições geradas pelas florescências de cianobactérias e de outras algas filamentosas do que os herbívoros macrofiltradores, devido não só ao seu comportamento alimentar mas também por terem gerações mais curtas e tolerarem grandes quantidades de matéria orgânica na água e temperaturas mais elevadas (Caramujo e Boavida, 2000; Castro et al., 2005, Gerales e Boavida 2005).

A análise CCA corrobora este padrão ao permitir a identificação de dois gradientes que influenciam a comunidade zooplanctónica (Figura 6). O primeiro é um gradiente temporal relacionado com a temperatura e o outro traduz um gradiente trófico associado à biomassa fitoplanctónica (concentrações de clorofila *a*, transparência e condutividade). De salientar que a biomassa fitoplanctónica está diretamente associada às concentrações de nutrientes, nomeadamente fosfatos, e à redução de zooplâncton herbívoro. O espaço de ordenação definido pelos dois primeiros eixos contribui com 87,3% para a relação espécies-variáveis ambientais e representa 45% da variância das espécies consideradas. A distribuição dos pontos de amostragem no espaço reflete uma clara distinção entre as diferentes épocas de amostragem. As espécies

mais termófilas e adaptadas a ambientes mais eutrofizados são mais abundantes em maio e setembro quando as temperaturas, as concentrações de clorofila *a* são mais elevadas e as flutuações no nível da água mais intensas. Por seu turno, as espécies mais sensíveis como é o caso de *Daphnia longispina*, *C. numidicus* e *Bosmina coregoni*, são mais abundantes em janeiro, pois estão associadas a valores mais elevados de transparência, a temperaturas mais baixas e à reduzida abundância de algas filamentosas, nomeadamente de cianobactérias (Geller e Müller, 1981).

Os resultados obtidos mais uma vez evidenciam que as comunidades zooplancónicas são o espelho das condições ambientais existentes nas albufeiras. No caso da Agueira, para além das perturbações causadas pelas atividades humanas existentes na sua bacia, há a considerar as perturbações internas causadas pelas flutuações aperiódicas no nível da água. Estes fatores em conjunto criam condições para que em grande parte do ano as cianobactérias dominem o fitoplâncton e que as espécies de zooplâncton que têm uma resposta rápida à variação dos recursos disponíveis sejam favorecidas. O caso da albufeira do Azibo contrasta com o deste estudo (Geraldes e Boavida 2004; 2007). Nesta albufeira, as perturbações antropogénicas e as flutuações no nível da água quando comparadas com as da Agueira são insignificantes. Como raramente ocorrem condições propícias à dominância das cianobactérias, os Cladocera e os Copepoda herbívoros são quase sempre dominantes.

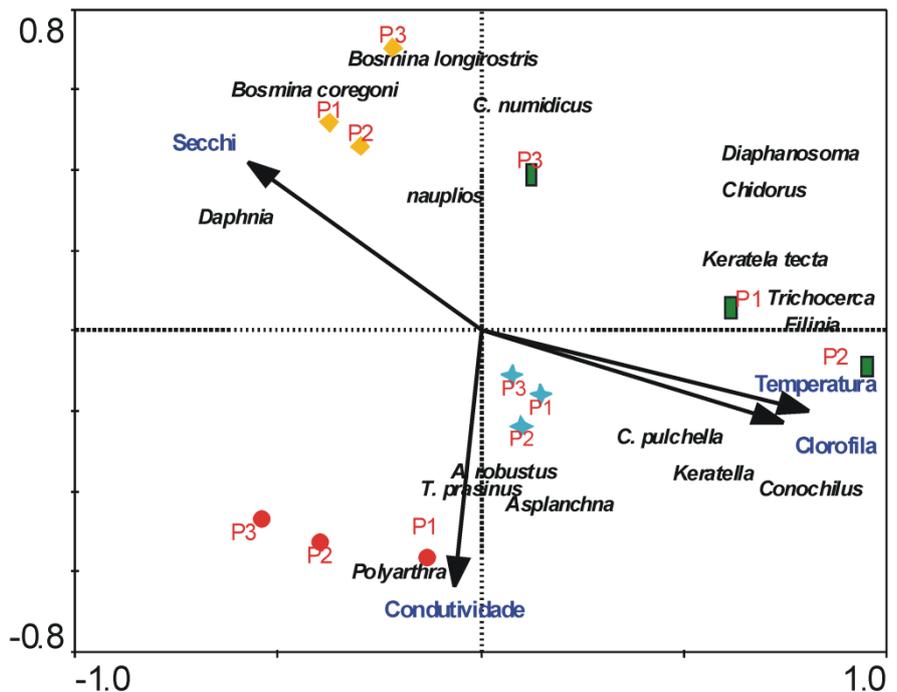


FIGURA 6: Análise Canónica de Correspondências (CCA) representando os efeitos dos parâmetros ambientais na comunidade zooplancónica. Amostragens: março - Círculos vermelhos; maio - Estrelas azuis; setembro - retângulos verdes; janeiro - diamantes amarelos.

APLICAÇÕES E PERSPETIVAS FUTURAS

Este estudo é um dos primeiros que aborda a comunidade zooplancónica desta albufeira e, embora constitua uma abordagem preliminar, os resultados obtidos permitem conhecer e avaliar os fatores que parecem ter um papel preponderante na estruturação desta comunidade. Numa fase posterior da investigação será fundamental analisar o modo como a sua composição e estrutura variam em resposta a alterações nos processos estruturantes da paisagem (e.g. clima, precipitação e ocupação do solo), de forma a conhecer e prever os padrões de variação destas comunidades ao longo do tempo, e detetar tendências,

por vezes subtis, de evolução dos sistemas aquáticos. Numa época em que os recursos hídricos são cada vez mais escassos, não só devido ao consumo crescente, mas também à deterioração da qualidade da água estes trabalhos de monitorização são de extrema importância, uma vez que permitem a adoção de medidas de gestão atempadamente, podendo evitar a total degradação ecológica destes sistemas e os consequentes prejuízos para as sociedades humanas. Embora, a Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), transposta para o Direito Interno Português pela Lei nº 58/ 2005 preveja a existência destes programas de monitorização, muitas das albufeiras existentes em Portugal continuam a não ser alvo de qualquer estudo, havendo assim muito trabalho a fazer.

agradecimentos • Ao Grupo Visabeira pelo financiamento deste estudo e por todo o apoio logístico disponibilizado, nomeadamente o acesso às embarcações. A Miguel Alonso pelo apoio na identificação de algumas espécies do zooplâncton. Ao revisor, cujas sugestões ajudaram a melhorar em muito a qualidade do manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th ed. American Public Health Association, Washington.
- Barone R, Castelli G, Naselli-Flores L (2010). Red sky at night cyanobacteria delight: the role of climate in structuring phytoplankton assemblage in a shallow, Mediterranean lake (Biviere di Gela, southeastern Sicily). *Hydrobiologia* 639:43–53
- Bays JS, Crisman TL (1983). Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1813-1819.
- Catalan J, Fee EJ (1994). Interannual variability in limnic ecosystems: origin, patterns and predictability. In: R Margalef (eds.), *Limnology Now: A paradigm of planetary problems*. Elsevier Science B.V., New York, pp. 237-253.
- Castro BB, Antunes SC, Pereira R, Soares AMVM, Gonçalves F (2005). Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors *Hydrobiologia* 543: 221–232.
- Caramujo MJ, Boavida MJ (2000). The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator. *Limnetica* 18: 37-56.
- Carlson RE (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
- Geller W, Müller H (1981). The Filtration Apparatus of Cladocera: Filter Mesh-Sizes and their Implications on Food Selectivity. *Oecologia* 49: 316 -321
- Geraldes AM, Boavida MJ (2004). What factors affect the pelagic cladocerans of the meso-eutrophic Azibo reservoir? *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 40: 101-111.
- Geraldes AM, Boavida MJ (2005). Seasonal water level fluctuation: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes and Reservoirs: Research & Management* 10: 59-69.
- Geraldes AM, Boavida MJ (2007). Zooplankton assemblages in two reservoirs: One subjected to accentuated water levels fluctuations, the other with more stable water levels. *Aquatic Ecology* 41:273-284.
- Haney JF et al. (2003-2010) An Image-based Key to the Zooplankton of the Northeast, USA” Version 4.0 released 2010. University of New Hampshire Center for Freshwater Biology. (<http://cfb.unh.edu/cfbkey/html/index.html>) acedido em 6/9/2011.
- Harper D (1992). Eutrophication of freshwaters - principles, problems and restoration. Chapman e Hall, London, 327p.
- Johnes P, Moss B, Phillips G (1996). The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwater from land use, stock headage and population data: Testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater Biology* 36: 451-473.
- Lampert W, Sommer U (1997). *Limnology - the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, New York,

382 p.

- Łotocka M (2001). Toxic effect of cyanobacterial blooms on the grazing activity of *Daphnia magna* Straus. *Oceanologia* 43: 441-453. MLSSA. The Secchi disk: What is it? (<http://www.mlswa.org/secchi.htm>), acessado em 7/4/11
- MLSSA (s/data). The Secchi disk: What is it? (<http://www.mlswa.org/secchi.htm>) acessado em 7/4/11
- Oliveira MRL, Monteiro MT (1992). "Blooms" de Cyanophyceae na Albufeira da Aguieira: Efeitos na qualidade da água e no zooplâncton. Relatório Técnico Científico INIP (61), 57p.
- Pereira R, Soares A M V M R, Ribeiro F, Gonçalves F (2002). Assessing the trophic state of Linhos lake: a first step towards ecological rehabilitation. *Journal of Environmental Management* 64: 285–297.
- Pompêo, M (s/data). O disco de Secchi (<http://mpompeo1.sites.uol.com.br/>), acessado em 7/4/11.
- Radwan S, Popiolek EB (1989). Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophy. *Hydrobiologia*. 186/187: 235-238
- Reynolds CS (1998). What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370: 11-26.
- Seaby R, Henderson P, Prendergast J, Somes R (2004). Community Analysis Package 3.0: Searching for structure in community data Pisces Conservation LTD.
- SNIRH (s/data) Dados sintetizados/Características das albufeiras (<http://snirh.pt/snirh/dadossintese/albufeirasinv/verdoc/imagem.php?id=1561>) acessado em 14/12/10.
- Szyper H, Goldyn R (2002). Role of catchment area in the transport of nutrients to lakes in the Wielkopolska National Park in Poland. *Lakes e Reservoirs: Research and Management* 7: 25-33.
- Sommer F, Santer B, Jamieson C, Hansen T, Sommer U (2003). *Daphnia* population growth but not moulting is a substantial phosphorus drain for phytoplankton. *Freshwater Biology*. 48: 67-74.
- Ter Braak CJF (1995). Ordination. In: RHG Jongman, CJF Ter Braak, OFR van Tongeren (eds.), *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. University press, Cambridge, pp. 91-173.
- Vasconcelos V, Araújo FO (1997). Cianobactérias - Um risco para o ambiente e para a saúde humana. Instituto da Água/Direção Geral da Saúde, 24 pp.
- Wetzel RG (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 919pp.
- Winfield IJ, Townsend CR (1992). The role of cyprinids in ecosystems. In: IJ Winfield (eds.) *Cyprinid fishes, systematics, biology and exploitation*. Chapman e Hall, London, pp.552-567.