

Editores:
Silvia Dias Pereira
Joana Gaspar Freitas
Sergio Bergamaschi
Maria Antonieta C. Rodrigues

FORMAÇÃO E OCUPAÇÃO DE LITORAIS
nas margens do atlântico - Brasil / Portugal

FORMAÇÃO E OCUPAÇÃO

de litorais nas margens do atlântico - Brasil / Portugal



Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo
à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro

Editores:

Silvia Dias Pereira

Joana Gaspar Freitas

Sergio Bergamaschi

Maria Antonieta C. Rodrigues

FORMAÇÃO E OCUPAÇÃO DE LITORAIS

nas margens do atlântico - Brasil / Portugal

Rio de Janeiro
Corbã Editora e Artes Gráficas Ltda
2014

Formação e Ocupação de Litorais nas Margens do Atlântico - Brasil / Portugal

Editores:

Silvia Dias Pereira

Joana Gaspar Freitas

Sergio Bergamaschi

Maria Antonieta C. Rodrigues

Projeto Gráfico, Diagramação e Capa:

Luis P. Rosa

Impressão e Acabamento:

Corbã Editora Artes Gráfica Ltda.

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

F723 Formação e ocupação de litorais nas margens do .
 Atlântico – Brasil/Portugal / Silvia Dias Pereira...[et al.]. -
 Rio de Janeiro: Corbã , 2014.
 324p. : il.

Bibliografia.

ISBN 978-85-98460-20-8

1. Homem – Influência sobre a natureza. 2. Meio
ambiente – Costa – Brasil. 3. Meio ambiente – Costa –
Portugal. 4. Geologia estratigráfica – Quaternário. 5
Assentamentos humanos – Aspectos ambientais. I. Pereira,
Silvia Dias . II. Título.

CDU 551.7:504

CAPÍTULO XI

**PROJECTO GROUNDSCENE: BIODIVERSIDADE DE LAGOAS
COSTEIRAS E RESPECTIVAS BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO
ECOSSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.**

DOI: 10.13140/2.1.2991.2004

PROJECTO GROUNDSCENE: BIODIVERSIDADE DE LAGOAS COSTEIRAS E RESPECTIVAS BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO ECOSSISTEMAS DEPENDENTES DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.

Paula Chainho¹, Pedro M. Félix¹, Maria João Correia¹, Carla M. Fernandes¹, José Lino Costa^{1,2}, Maria Luísa Chaves¹, Tibor Stigter^{3,12}, Rui Hugman^{3,7}, Núria Salvador^{3,7}, Luís Costa^{3,7}, Isabel Domingos^{1,11}, João Castro^{1,4}, Teresa Cruz^{1,4}, André Costa⁴, José Paulo Monteiro^{3,7}, António Chambel⁵, Luís Nunes^{3,7}, Ana Silva³, José Rosa Pinto⁶, Ana M. Vidal¹⁰, Isabel Pinheiro⁹, Maria José Costa¹, Henrique N. Cabral^{1,11}, Luís Tavares Ribeiro³ e Luís Cancela da Fonseca^{7,8}

RESUMO

Na União Europeia a Directiva Quadro da Água requer a avaliação do estado ecológico de todas as águas interiores (dulciaquícolas e de transição) e costeiras, incluindo os ecossistemas aquáticos superficiais cujo estado ecológico poderá estar dependente do estado das águas subterrâneas (AS). O estado ecológico em lagoas costeiras dependentes de AS depende das interações AS - água doce superficial - água salgada, pelo que a sobre-exploração das AS pode ter impactos significativos na sua biodiversidade. O principal objectivo do projecto GROUNDSCENE é avaliar as respostas ecológicas face a uma redução da recarga das AS e a um aumento da extracção de água, num cenário de alterações climáticas. Este projecto foi desenvolvido nas Lagoas de Melides e de Santo André (Sudoeste de Portugal), escolhidas como casos de estudo porque ambas recebem AS do sistema aquífero de Sines. Recebem ainda água salgada durante um período curto de abertura ao mar. Este projecto

integrou dados históricos de descritores biológicos (macroinvertebrados e peixes) e físico-químicos, referentes às últimas quatro décadas, que foram comparados com os dados recolhidos na actualidade recorrendo às técnicas mais adequadas para cada tipo de habitat. A recolha de dados privilegiou os ecótonos AS-ribeira-lagoa, uma vez que é expectável que estas zonas de interface sejam indicadoras da interdependência entre os compartimentos. Procurou-se igualmente quantificar os volumes das transferências subterrâneas do sistema aquífero para a rede hidrográfica e ecossistemas associados. Foram ainda efectuadas medidas de um conjunto de parâmetros indicadores das condições ambientais. De uma forma geral, os resultados obtidos evidenciaram uma maior diversidade taxonómica nos sistemas ribeirinhos afluentes à lagoa de Melides do que à sua homóloga de Santo André e, em contraste, maior diversidade das comunidades piscícola e de macroinvertebrados bentónicos na lagoa de Santo André, relativamente à de Melides. A análise comparativa dos resultados obtidos e de dados anteriores dos sistemas

1 Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal, Paula Chainho (pmchainho@fc.ul.pt), Pedro M. Félix (pmfelix@fc.ul.pt), Maria João Correia (mjcorreia@fc.ul.pt), Carla M. Fernandes (calfernandes@fc.ul.pt), José Lino Costa (jlcosta@fc.ul.pt), Maria Luísa Chaves (mlchaves@fc.ul.pt) Isabel Domingos (idomingos@fc.ul.pt), João Castro (jic@uevora.pt), Teresa Cruz (tcruz@uevora.pt), Maria José Costa (mjcosta@fc.ul.pt);

2 Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Campo Grande 376, 1749-024 Lisboa, Portugal;

3 Centro de Geo-Sistemas/CVRM, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal Tibor Stigter (t.stigter@unesco-ihe.org), Rui Hugman (rui.hugman@ist.utl.pt), Núria Salvador (nuria.salvador@ist.utl.pt), Luís Costa (luigicostex@gmail.com), Isabel Domingos (idomingos@fc.ul.pt), José Paulo Monteiro (jpmonte@ualg.pt), Ana Silva (ana.c.f.silva@ist.utl.pt), Luís Tavares Ribeiro (luis.ribeiro@ist.utl.pt);

4 CIEMAR e Laboratório de Ciências do Mar, Universidade de Évora, apartado 190, 7520-903 Sines, Portugal André Costa (c_andred@yahoo.com.br);

5 Universidade de Évora, R. Romão Ramalho 59, 7000-672 Évora, Portugal, António Chambel (achambel@uevora.pt);

6 Departamento de Ciências Biológicas e Bioengenharia, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal, José Rosa Pinto (josrospinto@hotmail.com);

7 Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal, Luís Nunes (lnunes@ualg.pt);

8 Laboratório Marítimo da Guia/Centro de Oceanografia (FCUL), Av. Na. Sra. do Cabo, 939, 2750-374 Cascais, Portugal, Luís Cancela da Fonseca (lfonseca@ualg.pt);

9 Agência Portuguesa do Ambiente/Administração da Região Hidrográfica – Alentejo, Rua da Alcárcova de Baixo, 6, 7001-901 Évora, Portugal, Isabel Pinheiro (isabel.pinheiro@apambiente.pt);

10 Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha, Bairro Azul, Passeio da Fraternidade, Colectiva C4, r/c Dtº; 7500-100 Vila Nova de Santo André, Portugal, Ana M. Vidal (ana.vidal@icnf.pt);

11 Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal, Henrique N. Cabral (hncabral@fc.ul.pt);

12 Water Science and Engineering Department, Hydrology and Water Resources Chair Group, UNESCO-IHE, Westvest 7, 2611 AX Delft, The Netherlands.

lagunares demonstram que as comunidades destas Lagoas têm uma elevada variabilidade espacial e temporal, maioritariamente condicionada pelos regimes da sua abertura ao mar e de precipitação. As comunidades das ribeiras são maioritariamente condicionadas pelo respectivo carácter permanente ou temporário e pela diversidade de habitats presentes, com destaque para a heterogeneidade de substrato.

Palavras-chave: Água subterrânea; gestão; biodiversidade; sistemas lagunares

ABSTRACT

The European Water Framework Directive requires the assessment of ecological status of all water bodies, including rivers, estuaries and coastal areas, emphasizing that the status of surface aquatic ecosystems might depend on groundwater status. The assessment of the ecological status of coastal lagoons dependent on groundwater is particularly complex because of the ecotones groundwater – surface freshwater – surface marine water. Moreover, groundwater overexploitation might have significant impacts over biodiversity. The major objective of project GROUNDSCENE is to assess the ecological responses to a reduction in the aquifer recharge and an increase of water abstraction promoted by climate change. This project was developed in two coastal lagoons, Melides and Santo André, located at SW Portugal. These coastal systems were selected as case studies because both are dependent on the Sines aquifer groundwater, drained through small Mediterranean type stream systems. These lagoons have short opening periods to the sea when they receive marine water. This project integrated historical data on biological elements (macroinvertebrates and fish) and physical-chemical data collected along the last four decades, which were compared to current data, collected using the most appropriate sampling techniques for each habitat type. Sampling surveys focused on the ecotones groundwater – streams – coastal lagoons since these interface areas are expected to be good indicators of the interdependency between these compartments. Groundwater transfers from the aquifer system to the river watersheds and associated ecosystems were also determined. Additional parameters were measured as indicators of the environmental conditions. The results obtained indicated, in general, higher taxonomic diversity in the Melides streams than in the Santo André river basin, contrasting with a greater diversity of the benthic macroinvertebrate

and fish communities in the Santo André lagoon, when compared to the Melides lagoon. Historical and current data showed a high spatial and temporal variability of the biological communities of these coastal lagoons, mainly constrained by the opening periods and precipitation. Stream communities are mainly influenced by the temporary versus permanent characteristics of those systems and by the habitat structure, mainly the substrate heterogeneity.

Keywords: Groundwater; management; biodiversity; coastal lagoons

INTRODUÇÃO

Na União Europeia a Directiva Quadro da Água - DQA (EC, 2000) estabeleceu princípios de uso sustentável da água e requer a avaliação do estado ecológico de todas as águas interiores (dulciaquícolas e de transição) e costeiras, incluindo os ecossistemas aquáticos superficiais, cuja condição ecológica poderá estar dependente de águas subterrâneas (AS). A sobre-exploração destas, cujos impactos tendem a ser intensificados pela ocorrência mais frequente de eventos extremos decorrentes das alterações climáticas (KLEIN TANK & KÖNNEN, 2003), que afectam os balanços hidrológicos, tem efeitos na biodiversidade (DAY *et al.*, 2008) e pode tornar-se uma condicionante à presença humana em áreas costeiras (SCHOT & WINTER, 2006). É expectável que as AS sejam cada vez mais utilizadas nestas áreas, em resposta à intensificação dos períodos de seca, representando uma ameaça à sustentabilidade dos ecossistemas dependentes de águas subterrâneas (EDAS), aos serviços por eles prestados e aos seus usos.

Em ambientes lagunares fechados à entrada de água salgada durante grande parte do ano e ligados ao aquífero através de sistemas ribeirinhos de pequena dimensão, a água doce entra através desses sistemas e da precipitação directa, mas também a partir das ressurgências de AS (talvez a maior parte – SMITH, 1994), e sai maioritariamente por evaporação. Assim, o balanço global da água nelas contida depende da precipitação, da evaporação, da escorrência superficial, dos ganhos e perdas por advecção e da contribuição das AS, sendo esta última parcela uma das mais difíceis de avaliar e, por conseguinte, uma das menos documentadas (SMITH, 1994).

As lagoas costeiras, localizadas na interface do domínio marinho e continental, são tipicamente áreas confinadas, sujeitas a grandes flutuações ambientais,

com consequentes constrangimentos nas comunidades biológicas (BARNES, 1994; OLIVER, 2009). Em lagoas fechadas, estes processos ambientais têm um impacto, amiúde, mais acentuado, principalmente durante o período do seu isolamento ao mar adjacente (HEALY, 2003; ELLIOTT & WHITFIELD, 2011). As comunidades biológicas que as colonizam baseiam-se em espécies consideradas “especialistas lagunares” que, por se desenvolverem em habitats actualmente muito ameaçados, devem ser tidas como particularmente importantes em termos de conservação (BAMBER *et al.*, 1992; BARNES, 1999; OLIVER, 2009). Para além destas, ocorrem outras que têm origem, quer nos afluentes de água doce (espécies dulciaquícolas), quer, durante os períodos de comunicação com o mar, no meio marinho (espécies marinhas e diádromas). A biodiversidade existente vai depender totalmente da tolerância das espécies às variações do meio que, por sua vez, depende das condições climáticas no decorrer da fase de isolamento ao mar (p. ex. regime de pluviosidade, vento, entrada de nutrientes, exportação de matéria dissolvida e particulada), o que pode levar a fenómenos como variações abruptas de salinidade ou eutrofização do meio (KJERFVE, 1994). Como resultado, as lagoas fechadas são já sistemas com menor biodiversidade que estuários e lagoas abertas ao mar (BARNES, 1994), em consequência dos referidos constrangimentos, que influenciam as comunidades biológicas directa (e.g. factores abióticos) e indirectamente (e.g. cadeia trófica) (CANCELA DA FONSECA *et al.*, 1989; PÉREZ-RUZAFÁ *et al.*, 2007). A gestão dos sistemas lagunares é crítica e é uma prioridade (BARNES, 1999), mormente num quadro de alterações climáticas como o actual (ANTHONY *et al.*, 2009). A apreciação do estado ecológico em lagoas costeiras dependentes de AS é particularmente complexa, pois estão sujeitas às interacções AS - água doce superficial - água salgada, e aos respectivos efeitos de ecótono. Melhorar o conhecimento sobre estas interfaces mar/continente permitirá perceber as funções ecológicas suportadas por estes ecótonos.

Duas lagunas da costa sudoeste de Portugal, Lagoa de Melides (LM) e Lagoa de Santo André (LSA), foram escolhidas como casos de estudo, dado que ambas recebem águas subterrâneas através de sistemas ribeirinhos de pequena dimensão e ambas são igualmente lagunas com comunicação efémera com o mar, do qual recebem água salgada durante um período curto em que essa comunicação é estabelecida (CANCELA DA FONSECA *et al.*, 1989; COSTA *et al.*, 2003; FREITAS

et al., 2008). Na Lagoa de Santo André há uma zona de pesca profissional regulamentada (SILVEIRA *et al.*, 2009), constituindo um dos locais costeiros portugueses mais importantes para a pesca da enguia (*Anguilla anguilla*). A pesca profissional na Lagoa de Melides foi proibida a partir de Outubro de 2010 devido à ausência de instrumentos normativos que a tornassem possível face à actual legislação em vigor.

O Projecto GROUNDSCENE aborda um problema que afecta as zonas costeiras a nível global e teve como principal objectivo avaliar as respostas ecológicas face a uma redução da recarga dos aquíferos e a um aumento da extracção de água, num cenário de alterações climáticas em EDAS. O projecto teve os seguintes objectivos específicos: (i) determinar o balanço hídrico aquífero-águas superficiais das bacias hidrográficas de Melides e Santo André, (ii) determinar a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados e peixes das ribeiras e lagoas de Melides e Santo André, (iii) identificar as variáveis ambientais com maior influência na estrutura dessas comunidades, (iv) identificar os constrangimentos mais significativos para essas comunidades nas zonas de interface águas subterrâneas-ribeiras-lagoas.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

As Lagoas de Melides (39° 08'N e 8° 47'W) e de Santo André (38° 6'N -8° 48'W) são pequenas lagunas costeiras (0,4 km² e 2,5 km² de superfície média e áreas de bacia hidrográfica de 63 km² e 96 km², respectivamente) no sudoeste de Portugal (Figura 1). A primeira possui um afluente principal (Ribeira de Melides) e duas descargas de água subterrânea (Fonte dos Olhos e Cabo de Água); na LSA há três afluentes principais (Ribeira da Cascalheira, córregos da Serradinha e ribeiras da Ponte/Badoca) e, pelo menos, uma descarga de água subterrânea (Poço dos Caniços). As duas lagunas estão incluídas na Rede Natura 2000, pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 142/97 “Sítio de Interesse para Conservação Comporta/Galé” (PRESIDÊNCIA DO CONSELHO DE MINISTROS, 1997); a primeira integra ainda a Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha (MAOT, 2000).

A contribuição hidrológica continental ocorre maioritariamente através das principais ribeiras afluentes, que recebem águas subterrâneas nos seus sectores terminais (MONTEIRO *et al.*, 2008), embora a Fonte

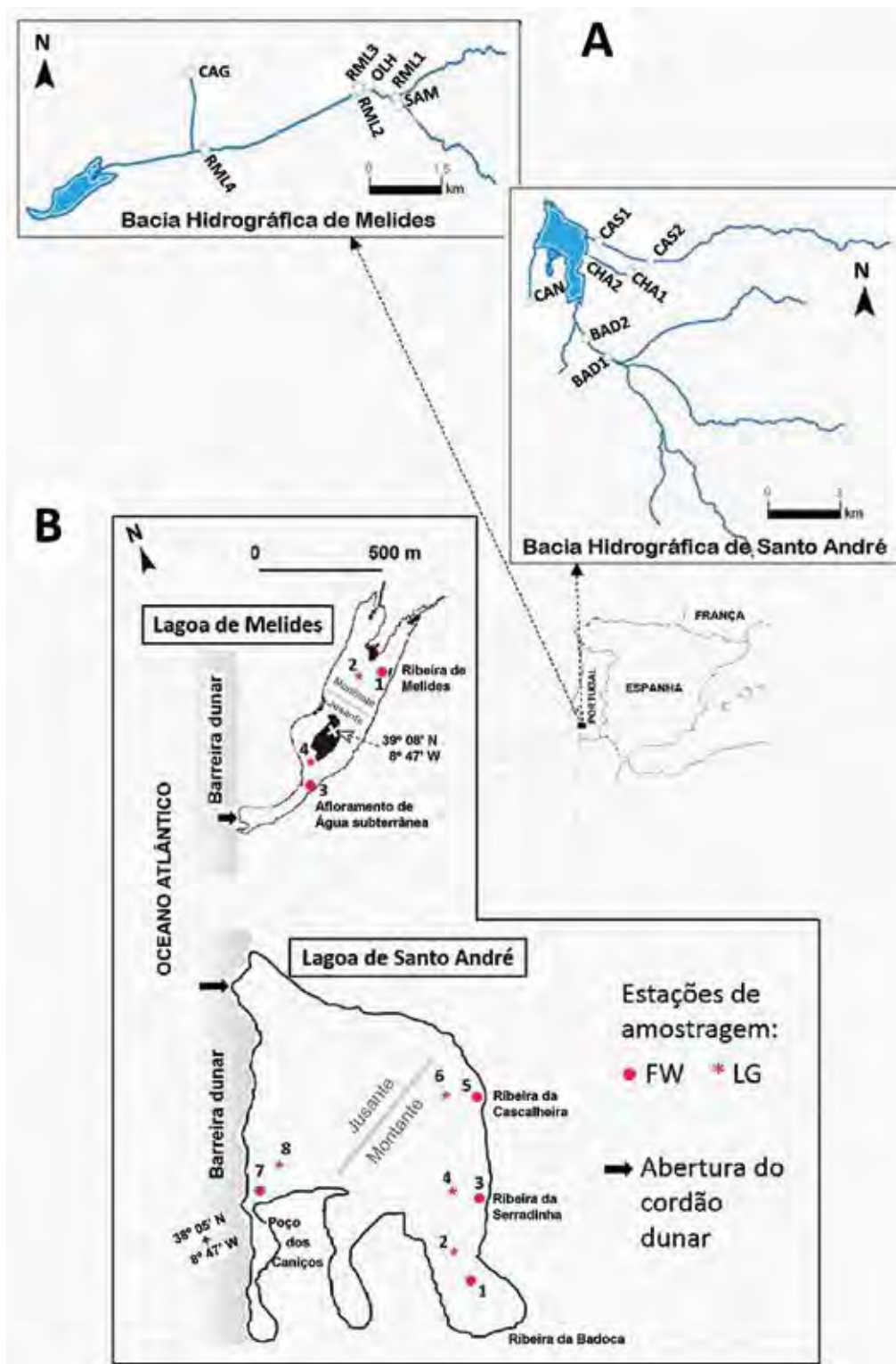


Figura 1. Área de estudo: A - Localização dos pontos de amostragem nas bacias hidrográficas de Melides e Santo André: Fonte dos Olhos (OLH), Cabo d'Água (CAG) e ribeiras de Melides (RML1, RML2, RML3 e RML4) e Samoucal (SAM); Poço dos Caniços (CAN) e ribeiras da Badoca (BAD1 e BAD2). Cascalheira (CAS1 e CAS2) e Serradinha (CHA1 e CHA2). B -Localização das estações de amostragem nas lagoas e indicação de tributários de água-doce (200 m da confluência). Cada número ímpar é uma zona FW e o seu número par subsequente é a respectiva zona LG.

dos Olhos, que descarrega para a Ribeira de Melides, seja uma ressurgência do aquífero carbonatado profundo (SALVADOR *et al.*, 2013). Algumas das ribeiras afluentes são permanentes e dependem do fluxo de base do sistema aquífero de Sines; outras são intermitentes e a maior parte do fluxo anual depende do escoamento continental superficial. O clima da região é temperado, com acentuada secura estival e invernos chuvosos, de acordo com a classificação quantitativa de Köppen (FREITAS *et al.*, 2007).

Na LSA, nos períodos em que nenhum escoamento superficial é gerado e a lagoa se encontra em situação de barra fechada ao mar, pode considerar-se que o seu balanço hídrico é controlado pela conexão hidráulica que ocorre entre a rede hidrográfica e o aquífero detrítico superficial, permitindo a classificação desta laguna como EDAS. O mesmo se passa para LM, mas aí o maior contributo advém das AS do aquífero profundo.

A Lagoa de Santo André foi definida, no âmbito da DQA e nos actuais Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas (PGBH) da Região Hidrográfica 6 (RH6), como um sistema lagunar do Tipo A3 – Lagoa mesotidal semifechada (ARH, 2011).

BALANÇO HÍDRICO

O estado da LSA nos actuais PGBH encontra-se como indeterminado, por falta de dados de monitorização que permitam estabelecer as condições de referência. Da mesma forma, devido às lacunas existentes nos dados disponíveis, os volumes das transferências subterrâneas do sistema aquífero para a rede hidrográfica e ecossistemas associados não foram quantificados. Actualmente, o modelo numérico de fluxo subterrâneo proposto por CHAMBEL & MONTEIRO (2007) e MONTEIRO *et al.* (2008) para o aquífero detrítico superior permite apresentar uma estimativa dos caudais de transferência de água entre o sistema aquífero superficial e as ribeiras. Todavia, apesar do modelo permitir estimar o caudal de base das ribeiras, este não se encontra validado e calibrado em relação a esta variável, uma vez que os dados de monitorização são ainda insuficientes para permitir que dados reais possam ser comparados com os dados simulados.

No sentido de quantificar a contribuição de escoamento superficial (*Es*) para o balanço hídrico da LSA, em Novembro de 2011, foram instaladas 4 sondas (ver Figura 2) que permitem o registo contínuo dos níveis de água, nas duas principais ribeiras afluentes à lagoa e em duas ribeiras menores que parecem manter caudal durante todo o ano. Para construir as curvas de vazão, necessárias para converter os níveis de água registados

pelas sondas automáticas em caudais, foram realizadas várias campanhas de medição de caudais, através de perfis verticais de velocidades do fluxo segundo um perfil transversal ao local onde cada sonda foi instalada. O escoamento superficial (*Es*) de um curso de água é composto por escoamento directo (*Ed*), gerado na bacia hidrográfica a montante do local onde é medido e que resulta da água de precipitação que não se infiltra no solo, e por escoamento de base (*Eb*), resultante das contribuições subterrâneas que ocorrem em pontos e troços efluentes. Para determinar a componente de *Eb* dos caudais obtidos pela rede de monitorização, recorreu-se a um programa de separação de hidrogramas (representação gráfica do escoamento superficial em função do tempo), HYDATA, desenvolvido pelo *United Kingdom Institute of Hydrology*, que permite determinar o *Eb* como uma proporção do *Es*, *base flow index* (BFI).

Simultaneamente, foi desenvolvido um modelo numérico de fluxo subterrâneo cujos limites correspondem à intercepção das sub-bacias hidrográficas das ribeiras afluentes a ambas as lagoas com as formações do Plio-Quaternário do sistema aquífero multicamada de Sines, que correspondem ao aquífero detrítico superficial. A malha de elementos finitos foi construída através do software *Feflow*, recorrendo ao algoritmo desenvolvido por SHEWCHUK (1996), resultando numa malha com uma área de 192,88 km², 13160 elementos e 6785 nós. A recarga considerada para a área do modelo foi obtida com base na taxa de recarga de 29% proposta por LOBO FERREIRA *et al.* (1999) e a distribuição da precipitação (*P*) média plurianual de NICOLAU (2002), o que resultou numa *P* média de 708mm, o equivalente a uma recarga de 3,95 hm³/ano. Posteriormente foram efectuadas análises de sensibilidade à transmissividade (*T*) e definidas condições de fronteira que permitissem ao modelo simular transferências para as ribeiras semelhantes ao observado através da monitorização.

RIBEIRAS AFLUENTES E LAGUNAS

Foram efectuadas amostragens das comunidades de invertebrados bentónicos e peixes, dois dos elementos biológicos incluídos na DQA para avaliar o estado ecológico. As amostragens de invertebrados bentónicos foram efectuadas durante a Primavera (Maio de 2011) e no final do Verão (Setembro de 2011), permitindo avaliar os efeitos da ausência/redução da escorrência continental (só a primeira campanha foi abordada neste estudo). As comunidades de peixes foram amostradas nos mesmos meses, por forma a caracterizar a variabilidade

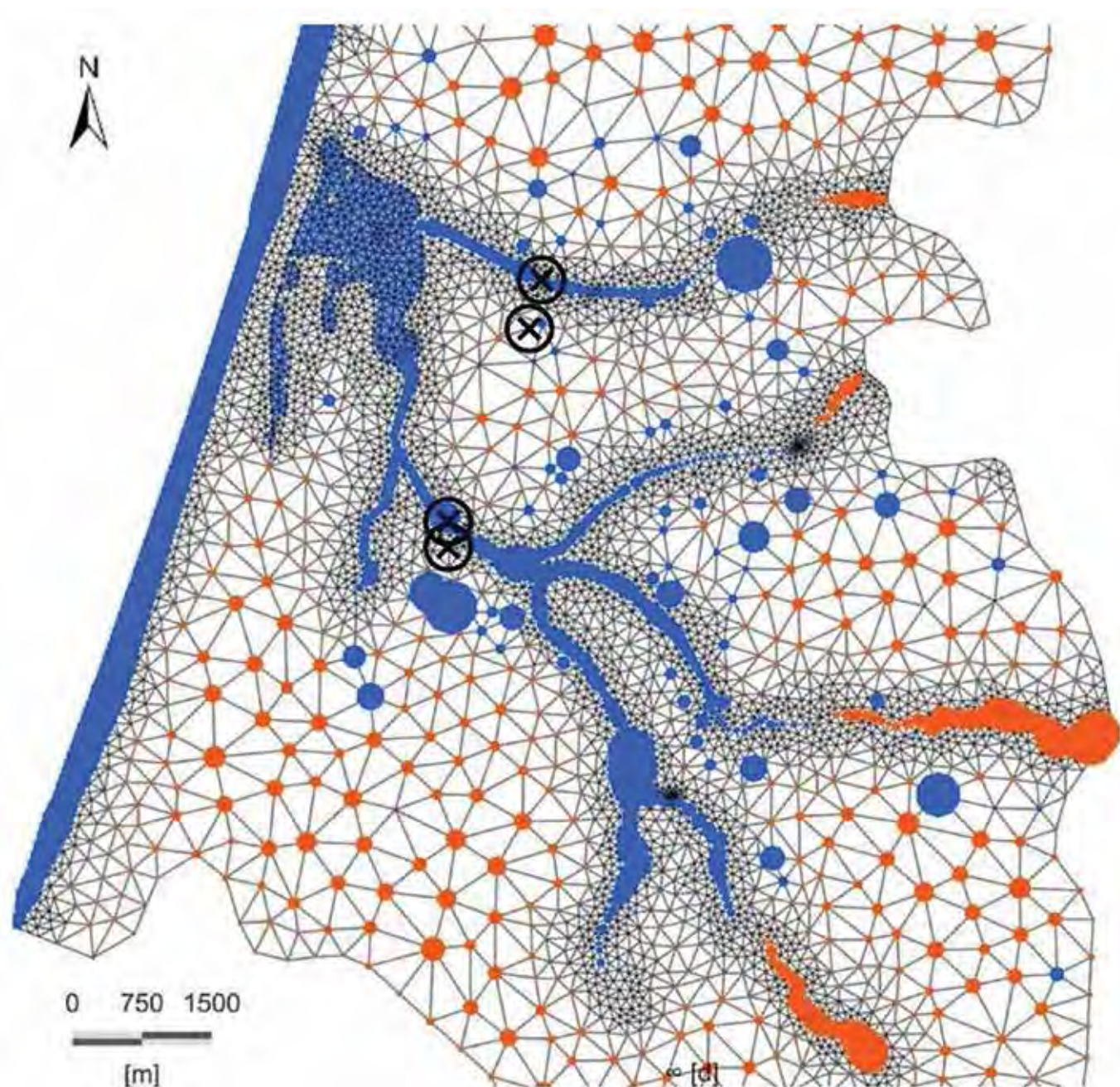


Figura 2. Simulação das relações rio-aquífero geradas pelo modelo numérico com representação das entradas de água (a laranja) e saídas de água (a azul) do sistema aquífero e localização das sondas automáticas (⊗) instaladas nas ribeiras que desaguam na Lagoa de Santo André.

da ictiofauna em diferentes períodos hidrológicos. As colheitas foram efectuadas em 14 locais diferentes, distribuídos equitativamente entre as bacias hidrográficas de Melides e Santo André (Figura 1A).

Nas ribeiras, os macroinvertebrados foram amostrados com uma rede *kick* de 30x30 cm, com uma malha de 500 μ m (arrastos de sessenta segundos - 60', de jusante para montante). As amostras foram fixadas em álcool 70°

e, posteriormente, lavadas e triadas em laboratório; os organismos obtidos foram identificados ao nível taxonómico mais baixo possível e contados. Não foi realizada a amostragem de invertebrados na estação BAD1 em Maio de 2011. A inventariação da ictiofauna foi efectuada por meio de pesca eléctrica, numa secção de 40 m. Os espécimes foram identificados e contados e medido o seu comprimento total, sendo posteriormente devolvidos à água.

As estações de amostragem RML1 e SAM encontravam-se secas em Setembro de 2011 e nunca foram efectuadas amostragens de peixes na estação CAN.

A amostragem de invertebrados bentónicos nas lagunas foi efectuada em 2011 durante o período de isolamento ao mar, em Maio e Setembro, a distâncias crescentes a partir da zona de confluência de água doce (FW – a 50m da confluência) em direcção ao interior da laguna (zona sem influência directa de água doce – LG – a 200m da confluência) e ao longo das lagunas (montante/jusante), conforme apresentado na Figura 1B. As colheitas de sedimento foram realizadas utilizando uma draga *van Veen* (0,05 m²), tendo-se efectuado três dragagens para análise da macrofauna bentónica (3 replicados) e uma para sedimentologia. As amostras foram processadas com uma rede de malha 500 µm, fixadas com formol 4% (neutralizado com borato de sódio), corado (Rosa de Bengala) e conservadas em álcool a 70°. Foram posteriormente triadas e os organismos identificados, sempre que possível, até ao nível da espécie e contados. A ictiofauna foi amostrada duas vezes durante o período de isolamento ao mar em 2011 (Julho e Setembro), colocando nassas (malha de 18 mm), por um período de 24h, a distâncias crescentes (cf. Figura 1B) a partir da zona de confluência de água doce (FW e LG, tal como para os invertebrados) e ao longo das lagunas (montante/jusante). Foram ainda utilizadas outras artes de pesca (arrasto-de-vara e redes-de-emalhar) a fim de completar a listagem de espécies, embora estas não tenham sido consideradas na análise estatística. Os exemplares capturados foram identificados à espécie, contados, medidos e incluídos num grupo ecológico de acordo com ELLIOTT & DEWAILLY (1995) e GORDO & CABRAL (2001).

Nas ribeiras foram medidas as seguintes variáveis ambientais com sondas multiparâmetro: temperatura da água (T - °C), condutividade (C - mS/cm), oxigénio dissolvido (OD - mg/l) e sólidos dissolvidos totais (SDT - g/l). Foram ainda determinadas a velocidade da corrente (VC - m/s) e a profundidade (Prof - m) e foram recolhidas amostras de água para determinação das concentrações de nitratos (NO₃ - mg/l), nitritos (NO₂ - mg/l), fósforo total (P - mg/l), amónia (NH₄ - mg/l) e clorofila a (Chl a - µg/l). O laboratório credenciado da ARH Alentejo efectuou as análises de nutrientes (autoanalisador) e dos fitopigmentos (espectrofotometria). Foram recolhidas amostras de sedimento para determinação do conteúdo em matéria orgânica (MOT - %), através da diferença entre o peso seco (48 h a 60 °C) e o peso livre de cinzas (12 h a 480 °C). Foi ainda estabelecida a granulometria

do sedimento por determinação do peso das diferentes fracções, separadas através de uma bateria de crivos (2,00 mm, 0,50 mm, 0,25 mm e 0,063 mm). A granulometria (GS) foi representada em unidades phi (Φ) (BLOTT & PYE, 2001). Os factores abióticos/ambientais obtidos nas lagunas foram idênticos aos avaliados para as ribeiras, com excepção da velocidade da corrente.

Para determinação do estado ecológico dos locais estudados nas ribeiras foi calculado o Índice Português de Invertebrados do Sul (IPtIs), utilizando o software AMIIB®, atendendo ao facto deste índice ter sido proposto para a tipologia em que se integram as bacias deste estudo (INAG, 2009). Foram ainda determinados o índice de qualidade ribeirinha (QBR) (PRAT *et al.*, 2012) e o índice de diversidade de habitat (IHF) (JÁIMEZ-CUÉLLAR *et al.*, 2002), tendo sido elencada a composição florística de um troço de 100 m, envolvente às estações prospectadas nestas ribeiras. Estes indicadores e uma avaliação qualitativa hierarquizada (classificação de 1 a 4) das pressões humanas (uso urbano, agrícola, industrial e florestal) (PH) foram usados para ver a sua influência na estrutura das comunidades bentónicas.

A análise estatística dos dados foi efectuada com recurso ao software Primer® v6 (CLARKE & GORLEY, 2006; ANDERSON *et al.*, 2008), utilizando as rotinas PERMANOVA, SIMPER e MDS para investigar a existência de padrões nas comunidades biológicas e respectiva relação com os factores abióticos/ambientais. Foi efectuada uma Análise de Coordenadas Principais (PCO) da comunidade de invertebrados bentónicos das bacias hidrográficas de Melides e Santo André. A ordenação foi efectuada com base numa matriz de semelhanças determinada através coeficiente de Bray-Curtis, em dados transformados (log X+1). A esta ordenação foram sobrepostos vectores que representam correlações de Spearman entre as variáveis ambientais, índices de qualidade ripícola e habitat e pressões humanas (A) e *taxa* (B) com os eixos da PCO. O mesmo tipo de análise foi efectuado para a comunidade ictiofaunística, com base numa matriz de semelhanças determinada através coeficiente de Bray-Curtis, em dados transformados (raiz quadrada). A esta ordenação foram sobrepostos vectores que representam correlações de Spearman entre as variáveis ambientais (A) e *taxa* (B) com os eixos da PCO.

No que respeita às comunidades de macroinvertebrados bentónicos das lagunas, foi efectuada uma análise não-métrica de ordenação multidimensional (MDS) a partir de matrizes de similaridade obtidas com o coeficiente de Bray-Curtis. Descritores ambientais foram sobrepostos à ordenação MDS como círculos cujos

diâmetros reflectem a magnitude dessas variáveis, para enfatizar uma relação visual entre o agrupamento da amostra e da variável considerada. Para a análise espacial das comunidades piscícolas e sua relação com os parâmetros ambientais recorreu-se a análises de variância com permutação – PERMANOVA (ANDERSON *et al.*, 2008) – e análise canónica de correspondências – CCA (Ter BRAAK, 1986).

RESULTADOS

BALANÇO HÍDRICO

Durante a recolha de dados para a construção das curvas de vazão (caudal vs altura da água) necessárias

para converter os níveis de água registados pelas sondas automáticas em caudais, foram sentidas algumas dificuldades que condicionaram os resultados obtidos. Desta forma, apenas foi possível determinar o escoamento superficial (*Es*) para as duas principais ribeiras entre 15 de Novembro de 2011 e 18 de Março de 2013, não tendo sido por isso ainda registados *Es* para um ano hidrológico completo. Os resultados de *Es*, *Eb* e *BFI* anuais são apresentados na Tabela I. Os dados de precipitação (*P*) apresentados pertencem à estação meteorológica de Sines, gerida pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA). Apesar de tudo, foi possível estabelecer, para valores anuais, uma relação exponencial entre *Es* vs *P* e *Eb* vs *P*, tendo essa relação sido aplicada posteriormente à *P* média anual (530 mm) obtida através da série diária de

Tabela I. Volumes de escoamento superficial (*Es*), escoamento de base (*Eb*) e valores de *BFI* para as ribeiras da Cascalheira e da Ponte, para o período de 15-11-2011 a 18-03-2013, e extrapolados para uma *P* média de 29 anos (Outubro de 1983 a Setembro de 2012, da estação meteorológica de Sines).

Data	Ribeira da Cascalheira			Ribeira da Ponte			Total da contribuição continental para LSA			<i>P</i> (mm)
	<i>Es</i> (hm ³ /ano)	<i>Eb</i> (hm ³ /ano)	<i>BFI</i>	<i>Es</i> (hm ³ /ano)	<i>Eb</i> (hm ³ /ano)	<i>BFI</i>	<i>Es</i> (hm ³ /ano)	<i>Eb</i> (hm ³ /ano)	<i>BFI</i>	
Dez2011-Nov2012	1,96	0,88	0,45	1,83	1,15	0,63	3,79	2,03	0,53	412,6
Jan2012-Dez2012	2,51	0,95	0,38	2,26	0,98	0,43	4,78	1,93	0,40	470,3
Fev2012-Jan2013	3,53	1,04	0,29	3,34	0,78	0,23	6,87	1,81	0,26	498,5
Mar2012-Fev2013	3,73	1,11	0,30	3,74	0,75	0,20	7,47	1,86	0,25	534,0
Abr2012-Mar2013	4,47	1,16	0,26	5,04	0,79	0,16	9,51	1,95	0,20	526,0
Out1983-Set2012	4,06	1,10	0,27	4,23	0,60	0,14	8,29	1,70	0,21	530,0

29 anos hidrológicos (Outubro 1983/Setembro 2012), o que permitiu estimar volumes de *Es* e *Eb* para um ano hidrológico médio (cf. Tabela I). Desta forma, foi estimado que para um ano hidrológico médio (*P* de 530 mm) o *Es* total (soma do *Es* das duas ribeiras) que contribui para o balanço hídrico da LSA é cerca de 8,3 hm³/ano, dos quais cerca de 21% (1,7 hm³/ano) são contribuições do aquífero detrítico superficial para estes cursos de água.

A análise de sensibilidade à transmissividade (*T*) para o modelo numérico de fluxo subterrâneo sugere um intervalo de 400-600 m²/dia, assumindo um comportamento efluente nos troços terminais das ribeiras da Cascalheira e da Ponte, um comportamento maioritariamente influente na ribeira das Fontainhas, e tendo em conta a comparação da piezometria calculada *versus* a piezometria medida. Foram definidos 4 casos de condições de fronteira para o modelo: a) potencial imposto igual a zero na linha de costa; b) potencial imposto igual à piezometria expectável na fronteira sul do modelo, tendo

em conta análises prévias; c) potencial imposto igual à cota das ribeiras com taxa de transferência associada (Flux-Transfer ou Cauchy ou 3º tipo) variando entre 0,0025-0,025 m/dia; d) captações de água, com um total de extracção de 7,96 hm³/ano. A Figura 2 apresenta o resultado de uma simulação do modelo com a representação das entradas (recarga ou troços influentes) e saídas (extracções, costa ou troços efluente) de água do aquífero.

RIBEIRAS AFLUENTES

Foi recolhido um total de 29959 espécimes de invertebrados e identificados 94 *taxa*, 52 na bacia de Santo André e 86 na bacia de Melides (21 *taxa* comuns) (Tabela II). Foram encontradas abundâncias mais elevadas em Santo André (11948,33 ind/60') do que em Melides (5634,33 ind/60'). Os Insecta foram o grupo taxonómico dominante em ambos os sistemas ribeirinhos, devido às elevadas densidades de Chironomidae, seguindo-se os

Tabela II - Lista de taxa de macroinvertebrados identificados nas ribeiras e lagoas de Melides e Santo André.

TAXA	Melides		Santo André	
	Ribeiras	Lagoa	Ribeiras	Lagoa
Dixidae ni	x		x	
Dolichopodidae ni	x			
Empididae ni	x		x	
Ephydriidae ni	x		x	x
Limoniidae ni	x	x	x	x
Psychodidae ni				
Ptychopteridae ni	x		x	
Rhagionidae ni			x	
Simuliidae ni	x		x	
Stratiomyidae ni	x			
Tabanidae ni			x	
Thaumeleida ni	x			
Tipulidae ni	x		x	
Baetidae ni	x	x	x	
Caenidae ni	x		x	
Leptophlebiidae ni	x			
Heptageniidae ni				x
Gerridae ni	x			
Hydrometridae ni	x		x	
Corixidae ni	x		x	x
Mesoveliidae ni	x		x	x
Naucoridae ni	x			
<i>Nepa</i> sp.	x			
Notonectidae ni	x		x	
Veliidae ni	x		x	
Heteroptera ni				
Lepidoptera ni			x	
<i>Sialis</i> sp.	x		x	
Aeshnidae ni	x		x	
Coenagrionidae ni	x	x	x	
Cordulegasteridae ni	x			
Gomphidae ni	x			
Lestidae ni	x			
Libellulidae ni	x	x	x	
Odonata ni				
Nevrorthidae ni	x			
Capniidae ni	x		x	
Leuctridae ni	x			
Perlodidae ni			x	
Plecoptera ni				
Brachycentridae ni	x			
Ecnomidae ni	x		x	
Glossosomatidae ni	x			

TAXA	Melides		Santo André	
	Ribeiras	Lagoa	Ribeiras	Lagoa
<i>Capitella capitata</i>				x
<i>Capitella</i> sp				x
Capitellidae ni				x
<i>Mediomastus fragilis</i>		x		x
Saccocirridae				
<i>Saccocirrus</i> sp				x
Arthropoda				
Arachnida				
Acarina ni		x		
Hydracarina ni	x		x	
Branchiopoda				
Chydoridae				
<i>Dunhevedia crassa</i>				x
Daphniidae				
<i>Simocephalus vetulus</i>	x	x		x
<i>Ilyocryptus sordidus</i>	x		x	
Insecta				
Chrysomelidae ni	x		x	
Curculionidae ni	x		x	
Dryopidae ni	x		x	
Dytiscidae ni	x		x	x
Elmidae ni	x		x	
<i>Gerris</i> sp				
Gyrinidae ni	x		x	
<i>Gyrinus</i> sp	x			
Halipidae ni	x		x	
<i>Halipus</i> sp	x			
Helophoridae ni	x		x	
<i>Hydraena</i> sp	x			
Hydraenidae ni	x		x	
Hydrochidae ni	x		x	
Hydrophilidae ni	x	x	x	x
Hydroscaphidae ni			x	
Hygrobiidae ni			x	
Noteridae ni	x			
Anthomyiidae ni	x		x	
Athericidae ni	x			
<i>Atriceps crassipes</i>	x			
Ceratopogonidae ni	x	x	x	x
<i>Atrichopogon</i> sp			x	
Chaoboridae ni	x			
Chironomidae ni	x	x	x	x
Culicidae ni	x			

TAXA	Melides		Santo André	
	Ribeiras	Lagoa	Ribeiras	Lagoa
Dixidae ni	x		x	
Dolichopodidae ni	x			
Empididae ni	x		x	
Ephydriidae ni	x		x	x
Limoniidae ni	x	x	x	x
Psychodidae ni				
Ptychopteridae ni	x		x	
Rhagionidae ni			x	
Simuliidae ni	x		x	
Stratiomyidae ni	x			
Tabanidae ni			x	
Thaumeleida ni	x			
Tipulidae ni	x		x	
Baetidae ni	x	x	x	
Caenidae ni	x		x	
Leptophlebiidae ni	x			
Heptageniidae ni				x
Gerridae ni	x			
Hydrometridae ni	x		x	
Corixidae ni	x		x	x
Mesoveliidae ni	x		x	x
Naucoridae ni	x			
<i>Nepa</i> sp.	x			
Notonectidae ni	x		x	
Veliidae ni	x		x	
Heteroptera ni				
Lepidoptera ni			x	
<i>Sialis</i> sp.	x		x	
Aeshnidae ni	x		x	
Coenagrionidae ni	x	x	x	
Cordulegasteridae ni	x			
Gomphidae ni	x			
Lestidae ni	x			
Libellulidae ni	x	x	x	
Odonata ni				
Nevrorthidae ni	x			
Capniidae ni	x		x	
Leuctridae ni	x			
Perlodidae ni			x	
Plecoptera ni				
Brachycentridae ni	x			
Ecnomidae ni	x		x	
Glossosomatidae ni	x			

TAXA	Melides		Santo André	
	Ribeiras	Lagoa	Ribeiras	Lagoa
Hydropsychidae ni	x		x	
Hydroptilidae ni	x			
Leptoceridae ni	x		x	
Phryganeidae ni ni	x			
Polycentropodidae	x		x	
Psychodidae ni	x		x	
Rhyacophilidae ni	x			
Sericostomatidae ni	x			
Malacostraca				
Gammaridae				
<i>Gammarus chevreuxi</i>				x
Gammaridae ni	x		x	
Microprotopidae				
<i>Microprotopus maculatus</i>				x
Atyidae				
<i>Atyaephyra desmaresti</i>	x		x	
Cambaridae				
<i>Procambarus clarkii</i>	x		x	
Polybiidae				
<i>Liocarcinus marmoreus</i>				x
Portunidae				
<i>Carcinus maenas</i>				x
Asellidae				
<i>Proasellus</i> sp.	x			
Janiridae				
Janiridae ni	x		x	
Sphaeromatidae				
<i>Lekanesphaera hookeri</i>		x		x
Maxillopoda				
Calanoida ni	x	x	x	x
Cyclopoida ni		x		x
Harpacticoida ni		x	x	x
<i>Laophonte</i> sp.			x	
Balanidae				
<i>Balanus crenatos</i>				x
Ostracoda				
Ostracoda ni	x	x	x	x
Bryozoa				
<i>Hyalinella</i> sp.		x		
Bryozoa ni	x			
Cnidaria				
Anthomedusae ni		x		
<i>Cordylophora caspia</i>		x		x

TAXA	Melides		Santo André	
	Ribeiras	Lagoa	Ribeiras	Lagoa
<i>Hydra</i> sp.	x		x	
Entoprocta				
cf. <i>Barentsia benedeni</i>				x
Foraminifera ni				x
Mollusca				
Bivalvia				
Corbulidae				
<i>Corbula gibba</i>		x		
Mytilidae				
<i>Modiolus modiolus</i>				x
Corbiculiidae				
<i>Corbicula fluminea</i>	x			
Cardiidae				
<i>Cerastoderma edule</i>				x
<i>Cerastoderma glaucum</i>				x
<i>Cerastoderma</i> sp.				x
<i>Laevicardium crassum</i>				x
Kelliidae				
<i>Kellia suborbicularis</i>				x
Mactridae				
<i>Spisula elliptica</i>				x
<i>Spisula subtruncata</i>				x
Semelidae				
<i>Ervilia castanea</i>				x
<i>Abra alba</i>				x
<i>Abra segmentum</i>				x
<i>Abra</i> sp				x
Sphaeriidae				
<i>Pisidium milium</i>	x			
Sphaeriidae ni	x			
Tellinidae				
<i>Tellina tenuis</i>				x
Veneridae				
<i>Polititapes rhomboides</i>				x
<i>Venerupis corrugata</i>				x
Bivalvia ni				x
Gastropoda				
Retusidae				
<i>Retusa obtusa</i>				x
Acroloxidae				
<i>Acroloxus</i> sp	x			
Ancylidae				
<i>Ancylus</i> sp	x		x	

TAXA	Melides		Santo André	
	Ribeiras	Lagoa	Ribeiras	Lagoa
Lymnaeidae				
<i>Lymnaea truncatula</i>	x		x	
Lymnaeidae ni	x		x	
<i>Myxas glutinosa</i>			x	
Physidae				
<i>Physa</i> sp	x			
<i>Physa fontinalis</i>	x			
Physidae ni	x		x	
Planorbidae				
<i>Ferrissia</i> sp	x		x	
Planorbidae ni	x			
<i>Planorbis</i> sp	x			
Assimineidae				
<i>Assiminea</i> sp	x			
Hydrobiidae				
<i>Peringia ulvae</i>		x		x
<i>Ventrosia ventrosa</i>		x		x
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x			
Rissoidae				
<i>Obtusella intersecta</i>		x		
Pulmonata ni	x		x	
Vertiginidae				
<i>Vertigo</i> sp	x			
Valvatidae	x			
<i>Valvata piscinalis</i>				
Nematoda	x	x	x	x
Nemertea				
Amphiporidae ni				x
Platyhelminthes				
Turbellaria ni	x	x		

Tabela III – Contribuição dos diferentes taxa para a dissimelhança média (61,21%) entre as Lagoas de Santo André e Melides. Taxa classificados por ordem de importância, com um corte a cerca de 75%.

Espécies	Abundância média		%	% cumulativa
	Melides	Santo André		
Ostracoda	5,01	2,91	14,78	14,78
<i>Abra segmentum</i>	0,00	3,45	14,25	29,03
Oligochaeta	1,24	3,28	11,79	40,82
<i>Peringia ulvae</i>	0,66	3,04	10,44	51,26
Chironomidae	4,85	4,54	8,01	59,27
<i>Desdemona ornata</i>	0,00	1,63	5,63	64,90
<i>Lekanesphaera hookeri</i>	1,42	0,18	5,61	70,51
<i>Hediste diversicolor</i>	0,72	0,41	3,29	74,10

Amphipoda, Oligochaeta e Gastropoda, que foram os *taxa* dominantes nos locais RML4, CAS2, OLH e CHA2.

A PCO indica que as comunidades parecem estar estruturadas em função da qualidade ao longo do primeiro eixo, uma vez que os locais que obtiveram um IPTIs mais elevado se encontram nos primeiro/segundo quadrantes, associadas a maiores concentrações de oxigénio dissolvido, enquanto as piores classificações se encontram maioritariamente nos terceiro/quarto quadrantes, correlacionadas com maiores concentrações de nitratos, amónia, clorofila *a* e conteúdo em matéria orgânica do sedimento (Figura 3A). Os *taxa* associados aos locais com melhor qualidade ecológica são as famílias Gyrinidae, Baetidae, Noteridae e Leptophlebiidae e o gastrópode do género *Ancylus*. O segundo eixo da PCO, que explica uma percentagem de variância muito similar ao primeiro, parece estabelecer uma

separação entre os regimes de caudal dos locais amostrados, com os locais lóticos situados na sua parte positiva e os lénticos na parte negativa (Figura 3A). Maiores concentrações de MOT, clorofila *a* e fósforo estão correlacionadas com o quadrante dos locais com menor velocidade de corrente. Por sua vez, a família Hydrobiidae é a que apresenta maior correlação com o eixo correspondente aos locais lóticos, enquanto um conjunto alargado de *taxa* se encontram associados aos locais lénticos (Figura 3B). O posicionamento dos vectores dos índices IHF, QBR e PH indicam que os locais com maiores pressões humanas não obtiveram menores valores de IPTIs e que, concomitantemente, os locais com uma galeria ripícola bem estruturada não apresentaram melhor qualidade ecológica (cf. Figura 3A).

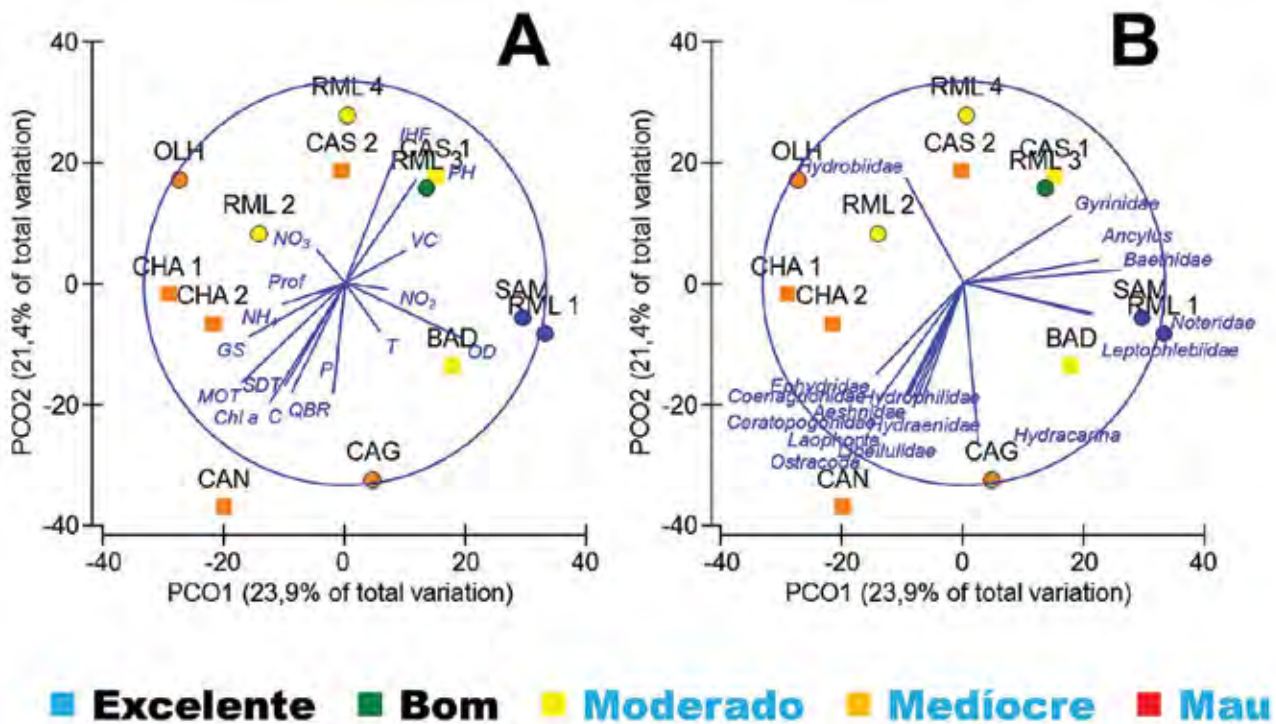


Figura 3. Análise de Coordenadas Principais da comunidade de invertebrados bentónicos das bacias hidrográficas de Melides (○) e Santo André (□). A ordenação foi efectuada com base numa matriz de semelhanças determinada através coeficiente de Bray-Curtis, em dados transformados (log X+1). Os vectores representam as correlações entre as variáveis ambientais (A) e *taxa* (B) com os eixos. As cores dos símbolos representam a classificação do estado ecológico obtida através do IPTIs.

Isto também pode ser confirmado pela comparação entre os valores dos índices IHF e QBR com o número de espécies presentes no elenco florístico de cada uma das estações (Figura 4), não havendo qualquer concordância entre os três descritores. Salienta-se que no total se inventariaram 123 espécies de plantas nos troços

prospectados, registando-se o número mais elevado (37) em OLH (Melides), um local sob forte influência antrópica e com valores de IHF e QBR intermédios, e o menor (8) em CHA2 (Santo André), um local com um dos valores mais elevados para IHF e um QBR baixo.

Relativamente à ictiofauna, foram capturados

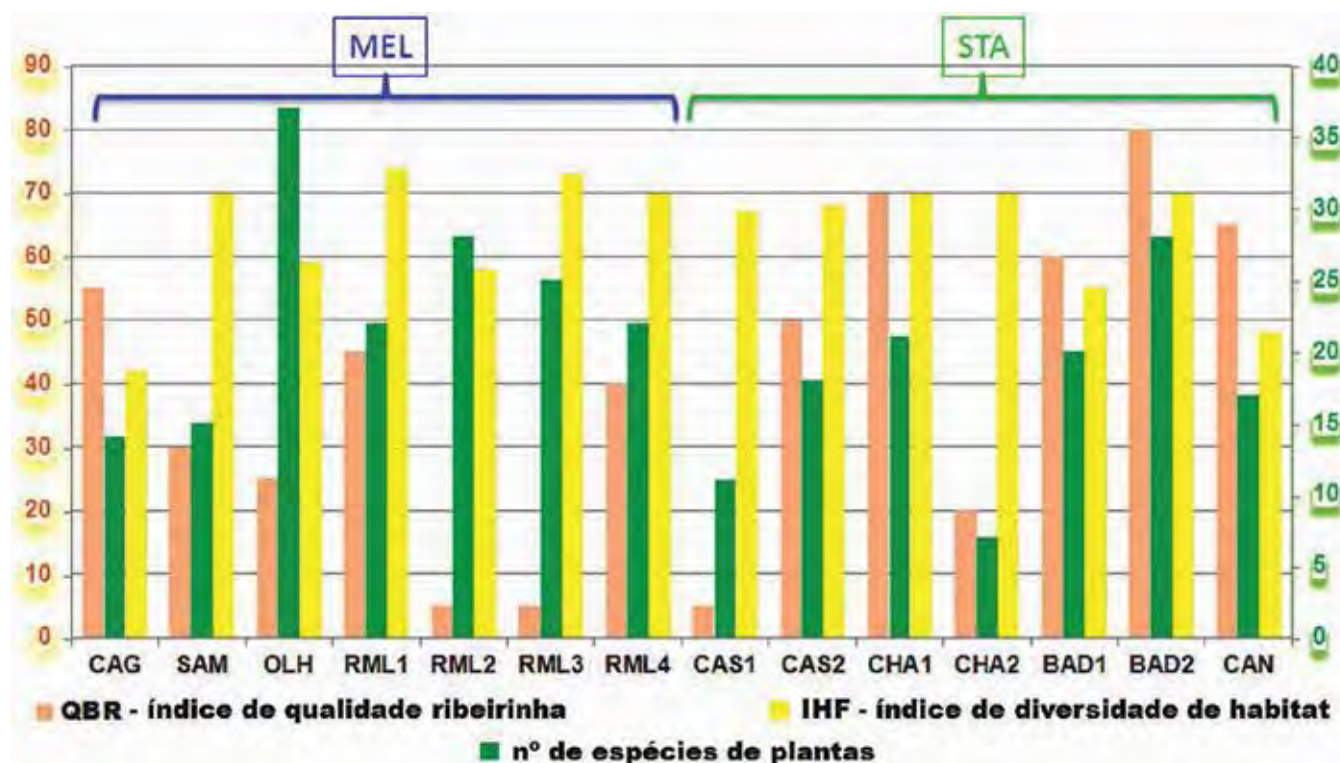


Figura 4. Valores dos índices IHF e QBR e número de espécies presentes no elenco florístico de cada uma das estações amostradas nas redes hidrográficas de Melides e Santo André.

535 indivíduos e identificadas 4 espécies de peixes, *Anguilla anguilla*, *Cobitis paludica*, *Gambusia holbrooki* e *Iberochondrostoma lusitanicum*, todas presentes em ambas as bacias hidrográficas. Foram registadas abundâncias mais elevadas em Setembro (72,3%) do que em Maio (27,7%) e a maioria dos exemplares (90%) foi capturada na bacia de Melides (Figura 5).

A PCO indica uma separação entre os locais com características lânticas e lóticis, ao longo do primeiro eixo, com predominância da boga-portuguesa (*I. lusitanicum*) nos locais com caudais mais elevados e *G. holbrooki* nos habitats predominantemente lânticos (Figura 6A). Os locais com características lânticas localizam-se maioritariamente na bacia de Santo André e estão associados a concentrações mais elevadas em matéria orgânica, amónia e clorofila *a*, enquanto os locais com características lóticis se encontram maioritariamente na bacia de Melides. Os locais situados a montante do afloramento do aquífero profundo, RML1 e SAM, têm um carácter intermitente, tendo secado em Setembro de 2011. As estações de amostragem situadas a jusante das ribeiras da Cascalheira e da Serradinha (CAS1 e CHA1) não registaram quaisquer espécies ictiofaunísticas em Maio de 2011 (cf. Figura 5).

LAGUNAS

Recolheram-se 78799 espécimes de invertebrados repartidos por 83 *taxa*, 71 na Lagoa de Santo André e 34 na Lagoa de Melides (21 *taxa* comuns) (Tabela II). A maioria das espécies identificadas são típicas de sistemas lagunares, sendo os Chironomidae, Ostracoda, *Peringia ulvae*, Oligochaeta, *Lekanesphaera hookeri* e *Abra segmentum* os *taxa* que apresentam maior percentagem de ocorrência e representam cerca de 90% da abundância média nas duas lagoas. Embora se observe que os *taxa* mais frequentes e mais abundantes são comuns nas duas lagoas (excepto *A. segmentum*, que é exclusiva da Lagoa de Santo André), a estrutura das duas comunidades é diferente (Figura 7), observando-se maior abundância de *A. segmentum*, Oligochaeta, *P. ulvae* e *Desdemona ornata* em LSA e de Ostracoda, Chironomidae, *L. hookeri* e *Hediste diversicolor* em LM (Tabela III). A diferença entre as lagoas observa-se também nas respectivas condições ambientais, com valores mais elevados de salinidade e temperatura, e sedimentos mais grosseiros na primeira, enquanto em LM se registam profundidades mais elevadas e maior concentração de ortofosfatos (cf. Figura 7).

A estrutura da comunidade de invertebrados em cada laguna não apresenta diferenças significativas entre as zonas de confluência de água doce (FW) e as zonas lagunares (LG), com excepção das zonas da Serradinha (apenas em Maio) e Caniços na Lagoa de Santo André (Tabela IV).

Inventariaram-se 12 espécies de peixes na LM e 11 na LSA, sendo 8 delas comuns (i.e. 15 espécies diferentes, no total), conforme listado na Tabela V. A maioria são migradores marinhos juvenis, embora as espécies com maior percentagem de ocorrência tenham sido *A. anguilla*, *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus sargus* e *Liza ramada*. Relativamente à estrutura da comunidade, as diferenças significativas ocorreram entre montante e jusante ($p < 0,05$), isto é, entre as áreas com maior diferença de salinidades. No entanto, a estrutura da comunidade demonstra que, de entre as espécies que

a compõem, as mais tolerantes e oportunistas têm uma distribuição espacial mais alargada (Figura 8). Ou seja, espécies como *Atherina boyeri*, *L. ramada* e *I. lusitanicum* restringem-se às áreas menos salinas (a última é exclusivamente dulciaquícola); *Solea solea*, *S. senegalensis*, *D. sargus* e *Sardina pilchardus* nas zonas de maior profundidade e diferentes valores de salinidade; e a abundância de *L. aurata*, *Dicentrarchus punctatus*, *D. labrax* e *Diplodus bellottii* coincide com zonas de maior produtividade primária. Apesar da estrutura da comunidade de peixes não apresentar diferenças entre as zonas FW e LG, o mesmo não é verdadeiro para algumas espécies, analisadas individualmente. Verificou-se que a enguia é mais abundante no ambiente lagunar (LG) do que perto das confluências de água-doce (FW) e o linguado, *S. senegalensis*, segue o padrão oposto, sendo mais abundante em zonas FW.

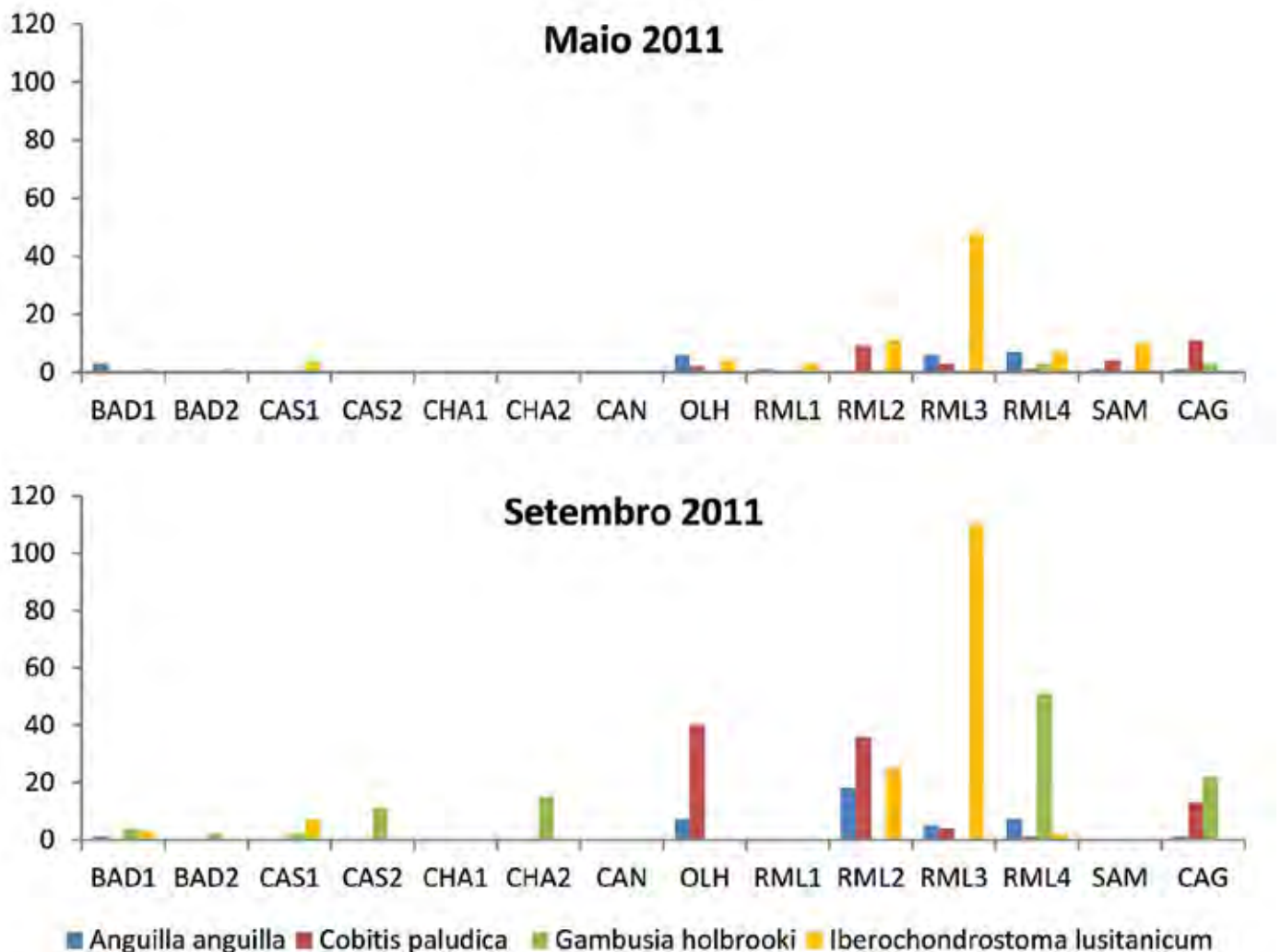


Figura 5. Abundância das espécies ictiofaunísticas (ind./40m) capturadas nas bacias hidrográficas de Santo André e Melides em Maio e Setembro de 2011.

Tabela IV – Resultados da análise permutacional não métrica (PERMANOVA) de quatro fatores (Fixos: lagoa (La); época (Ep); distância à confluência (Di); Aleatório: zona de confluência (Co)), para os padrões de abundância dos macroinvertebrados.

	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	U Perms	P (MC)
La	1	24206	24206	4,9795	0,0646	15	0,007
Ep	1	5593,5	5593,5	2,9733	0,0688	9929	0,0339
Di	1	1721,8	1721,8	0,89357	0,482	9911	0,5151
Co (La)	4	19445	4861,2	9,0396	0,0001	9918	0,0001
La x Ep	1	4591,8	4591,8	2,4408	0,0986	9930	0,0641
La x Di	1	3886	3886	2,0167	0,1566	9912	0,1117
Ep x Di	1	719,96	719,96	0,50096	0,7269	9950	0,7917
Ep x Co (La)	4	7225	1881,3	3,4983	0,0001	9907	0,0001
Di x Co (La)	4	7707,7	1926,9	3,5832	0,0001	9908	0,0001
La x Ep x Di	1	1779,3	1779,3	1,2381	0,3234	9954	0,3356
Ep x Di x Co (La)	4	5748,6	1437,1	2,6725	0,0001	9907	0,0006
<i>Resíduos</i>	48	25812	537,76				
<i>Total</i>	71	109480					

DISCUSSÃO

BALANÇO HÍDRICO

Se, por um lado, a recolha de dados de monitorização e a metodologia aplicada permitem apresentar estimativas do escoamento superficial (*Es*) e do escoamento de base (*Eb*) médio anual que contribuem para o balanço hídrico da LSA, é igualmente necessário, por outro lado, ter presente a baixa densidade de dados de caudais registados em que se baseiam estas estimativas, as quais ainda necessitam ser melhoradas com uma maior quantidade de dados provenientes da monitorização. No entanto, os registos obtidos confirmam a contribuição de águas subterrâneas para o caudal das ribeiras que alimentam a LSA, definindo ordens de magnitude, ainda que pontualmente. O índice *BFI* que representa a proporção de *Eb* que contribui para o *Es*, é um indicador do grau de dependência destas ribeiras nas águas subterrâneas. Geralmente, rios com valores de *BFI* acima de 0,50 (50% caudal de base) são considerados significativamente dependentes de águas subterrâneas (ENVIRONMENTAL AGENCY, 2013), o que ocorreu

para um dos casos analisados (cf. Tabela I). As estimativas de *Eb* do modelo numérico de fluxo encontram-se na mesma ordem de grandeza que as estimativas obtidas a partir dos dados de monitorização, ainda que com algumas diferenças. Ainda assim, esta abordagem que combina dados de monitorização e modelação numérica, para estudar as relações rio-aquífero, pode ser de grande valia para apoiar a tomada de decisão quanto à exploração de águas subterrâneas para consumo humano e ecossistemas dependentes, em especial em situações de diferentes cenários de exploração ou alterações climáticas. Como a contribuição de água doce se encontra parcialmente dependente das transferências que existem entre o aquífero superior e a rede hidrográfica, prevê-se que o regime de exploração deste aquífero possa afectar largamente os ecossistemas associados, nomeadamente as lagunas.

RIBEIRAS AFLUENTES

À semelhança do que é indicado para outras bacias mediterrânicas, os Diptera são o grupo taxonómico mais importante das bacias de Melides e Santo André, com dominância da família Chironomidae (e.g. COIMBRA

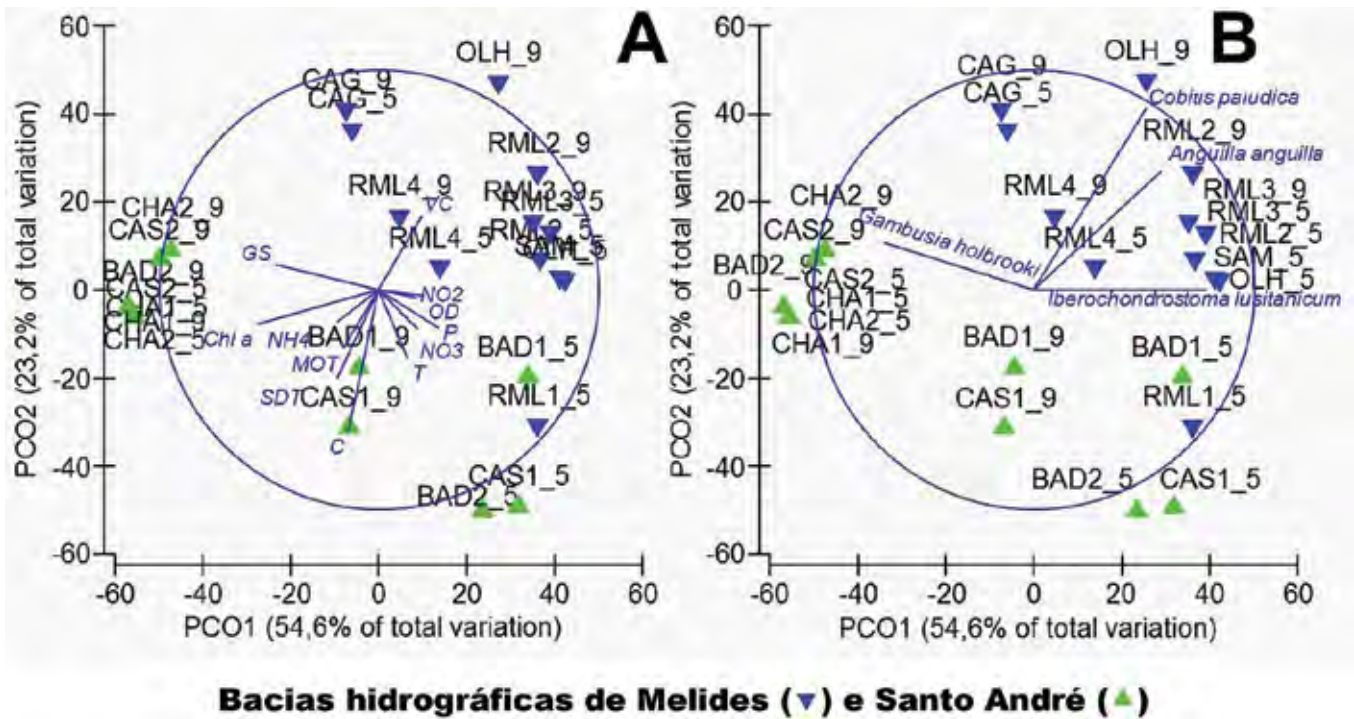


Figura 6. Análise de Coordenadas Principais da comunidade de peixes das bacias hidrográficas de Melides e Santo André. A ordenação foi efectuada com base numa matriz de semelhanças determinada através coeficiente de Bray-Curtis em dados transformados (raiz quadrada). Os vectores representam as correlações entre as variáveis ambientais (A) e taxa (B) com os eixos.

et al., 1996; BONADA *et al.*, 2000; ACUÑA *et al.*, 2005; CHAVES *et al.*, 2008). No entanto, ao contrário da maioria das bacias mediterrânicas, onde os Ephemeroptera são outro grupo relevante, nestas bacias os Gammaridae são o segundo grupo dominante, por serem sistemas próximos da zona costeira, sendo estes crustáceos mais abundantes nas localizações mais a jusante (RML4, CAS2 e CHA2), já próximas dos sistemas salobros, tal como é observado noutros sistemas semelhantes (SUBIDA *et al.*, 2009). As maiores diferenças nas comunidades bentónicas entre locais amostrados parecem estar associadas ao seu carácter lântico ou lótico e ao tipo de sedimento. Tal como indicado por outros autores (e.g. VOELZ & MCARTHUR, 2000; DUAN *et al.*, 2009; PINTO & FEIO, 2009), os sistemas lóticos e com maior heterogeneidade de habitats (IHF) suportam uma maior diversidade de organismos e com menor tolerância a variações das condições ambientais.

A composição da comunidade ictiofaunística é extremamente pobre, consistindo unicamente em 4 espécies diferentes, que integram um endemismo ibérico, *I. lusitanicum* e uma espécie considerada 'Em Perigo' no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, *A. anguilla* (CABRAL *et al.*, 2005). Estas pequenas bacias têm uma riqueza específica inferior a outros sistemas

ibéricos, como as ribeiras do Guadiana (MATONO *et al.*, 2012), provavelmente pela sua dimensão e por se encontrarem limitadas à zona costeira, tendo por isso menor diversidade de habitats disponíveis.

Os resultados obtidos com o índice proposto para avaliar a qualidade ecológica nos rios portugueses do Sul espelham esta realidade, tendo-se obtido um bom estado em apenas três locais (SAM, RML1 e RML3), todos eles lóticos e com uma elevada variabilidade de sedimentos. Esta influência do tipo de habitat nos resultados obtidos com as ferramentas de avaliação do estado é evidente nas diferenças obtidas nas estações RML2 e RML3, espaçadas de 20 m, localizadas respectivamente a montante e a jusante de um pequeno açude, tendo por isso regimes lântico e lótico. Enquanto RML2 foi classificada como em estado moderado, RML3 obteve a classificação de bom estado, estando por isso em situações diferentes quanto ao cumprimento dos objectivos da DQA, apesar de estarem sujeitas ao mesmo tipo de pressão humana. Estes resultados são indicativos de que o IPTIs parece ser uma ferramenta adequada para os sectores lóticos destas pequenas bacias mediterrânicas, mas não está adaptado para avaliar a

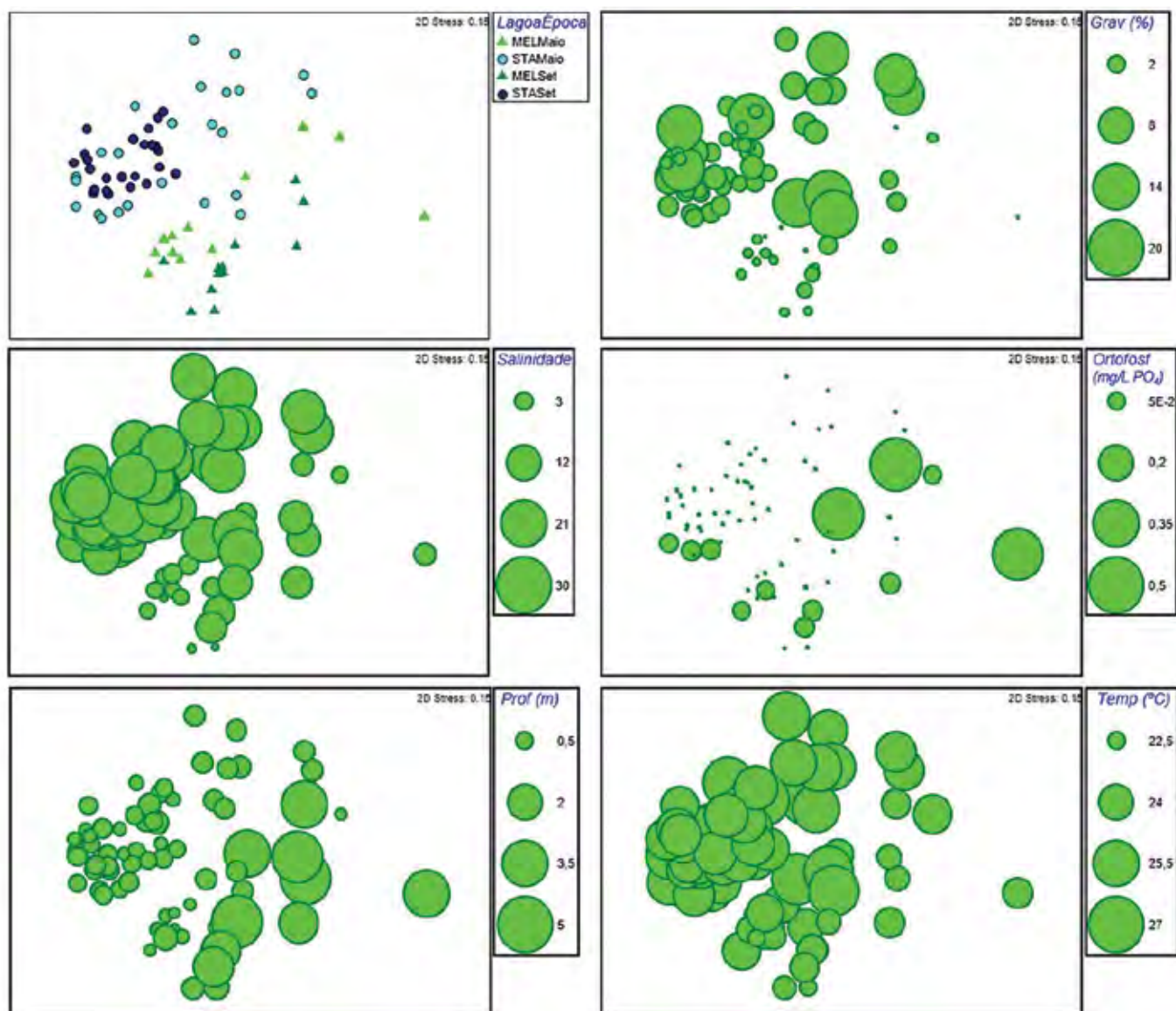


Figura 7. Análise MDS (Multi-dimensional scaling ordination) realizada com os valores de densidade dos taxa identificados nas lagoas Santo André e Melides em cada época de amostragem (A). Representação da variação dos valores de salinidade (B), profundidade (C), % cascalho (D), concentração de ortofosfatos (E) e temperatura (F) nas estações amostradas.

qualidade ecológica dos seus troços lênticos.

A comunidade ictiofaunística parece indicar também a presença de habitats com alguma perturbação, uma vez que, apesar de incluir espécies com uma tolerância intermédia às pressões humanas (*I. lusitanicum* e *C. paludica*), integra também um conjunto de espécies tolerantes (*A. anguilla* e *G. holbrooki*) (SEGURADO *et al.*, 2011). Para essa perturbação deverá também contribuir a reduzida dimensão e a acentuada variabilidade ambiental destas bacias hidrográficas, uma vez que poucas espécies de peixes conseguem sobreviver a fenómenos frequentes de extinção (p. ex: secas prolongadas) em espaços tão confinados.

LAGUNAS

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos das Lagoas de Santo André e Melides é caracterizada pela predominância de poucas espécies e baixa diversidade, típica de sistemas com elevado *stress* ambiental (ELLIOTT & QUINTINO, 2007). A variabilidade espacial e temporal encontrada reflecte não só a variabilidade das características abióticas dos sistemas estudados, mas também a adaptabilidade e a diversidade dos ciclos de vida das espécies identificadas (LARDICCI & ROSSI, 1998; BASSET *et al.*, 2008; OLIVER, 2009). Muitos dos

Tabela V. Lista das espécies e suas abundâncias médias (número de indivíduos por nassa em 24h de amostragem) para cada lagoa (barras exprimem abundância relativa). Espécies agrupadas por grupo ecológico, segundo Elliott & Dewailly (1995) e Gordo & Cabral (2001): Residente estuarino (ER); Ocorrência marinha ocasional (MA); Migradores diádromos (CA); Migradores sazonais marinhos (MS); Migradores juvenis marinhos (MJ); Espécie dulciaquícola ocasional (FW). Ocorr (%) – Percentagem de ocorrência relativa às estações de cada lagoa; TL (mm) – Comprimento total médio de cada espécie. Espécies adicionais – espécies capturadas com outras artes de pesca, cujos dados não são adequados para análise estatística, mas descritas para fornecer uma lista de ocorrências mais completa.

	Grupo Ecológico	Lagoa de Melides (ind/nassa)	Ocorr (%)	TL (mm)	Lagoa de Santo André (ind/nassa)	Ocorr (%)	TL (mm)
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	CA		2	88		100	306
<i>Liza ramada</i> (Risso, 1827)	CA		88	147		91	160
<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	ER		0.2	38	-	-	-
<i>Symphodus bailloni</i> (Valenciennes, 1839)	ER		-	-		0.05	19
<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i> (Collares-Pereira, 1980)	FW		0.2	13	-	-	71
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	MJ		9	100		100	134
<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792)	MJ		0.2	25		0.2	25
<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	MJ		0.1	25		0.1	19
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	MJ		5	63		2	69
<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1838	MJ		5	63		0.5	44
<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	MJ		0.2	38	-	-	159
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	MJ		7	63		0.2	25
<i>Spondyliozoma carinatus</i> (Linnaeus, 1758)	MJ		-	-		0.1	13
<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	MJ		-	-		0.05	13
<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	MJ		0.04	13	-	-	186
Espécies adicionais:							
<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	ER		-	-		present	-
<i>Syngnathus cf. abaster</i> Risso, 1827	ER		present	-		-	99
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	FW		present	-		-	-
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	MA		-	-		present	-
<i>Scopelogadus rhombus</i> (Linnaeus, 1758)	MA		-	-		present	373
<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	MJ		present	-		present	127
				294		359	

taxa são oportunistas e de pequenas dimensões e podem aumentar ou diminuir de densidade rapidamente em resposta a perturbações bióticas e abióticas localizadas no tempo e no espaço (PEARSON & ROSENBERG, 1978; BASSET *et al.*, 2008), cuja relação poderá ser directa (e.g. impacte da salinidade ou temperatura no metabolismo) ou indirecta (e.g. influência da profundidade ou disponibilidade de compostos fosfatados na natureza dos micro-habitats criados ou disponibilidade alimentar) (e.g. GÜREL *et al.*, 2005).

A dimensão da laguna parece ser também um factor com impacte na estrutura das comunidades (BAMBER *et al.*, 1992; SABETTA *et al.*, 2007), embora de forma indirecta, oferecendo tanto mais potencial para a zonação quanto maior for. Em sistemas pequenos, um determinado fenómeno facilmente se dissipa por toda a sua área, fazendo variar as condições espaciais e, com elas, a estrutura das comunidades biológicas. Estes resultados vêm corroborar o que tem vindo já a ser sugerido em estudos anteriores (CORREIA *et al.*, 2012; FÉLIX *et al.*, 2013a, 2013b). Isto justifica, em parte, que as maiores diferenças das comunidades bentónicas sejam entre lagoas e não dentro de cada lagoa, coincidindo com as

diferenças entre factores abióticos/ambientais, que, por sua vez, são mais acentuadas entre Melides e Santo André. Em todo o caso, verifica-se que mesmo as características de cada zona de confluência não são estáticas e variam dentro do mesmo período de isolamento ao mar (e mesmo ano hidrológico). No entanto, a análise da interacção entre a entrada de água doce proveniente dos tributários e a estrutura biológica dos sistemas estudados não identificou este como sendo um factor específico responsável pelo padrão faunístico observado. Efectivamente, a estrutura destas comunidades não pode ser explicada por um único factor, nem pelos vários factores independentes, mas deverá ter em linha de conta a sinergia entre factores abióticos e a potencial influência de interacções bióticas (BARBONE & BASSET, 2010).

As diferentes ocupações de micro-habitats pelos peixes estarão relacionadas com um equilíbrio entre balanço osmótico, protecção contra predação e melhores condições tróficas, conforme já observado noutros sistemas (COSTA *et al.*, 2008; VINAGRE *et al.*, 2009). A presença das espécies de origem sub-tropical, *D. bellottii* e *D. punctatus*, demonstra que, apesar de estas ocorrerem há cerca de duas décadas na costa Portuguesa, estão já a

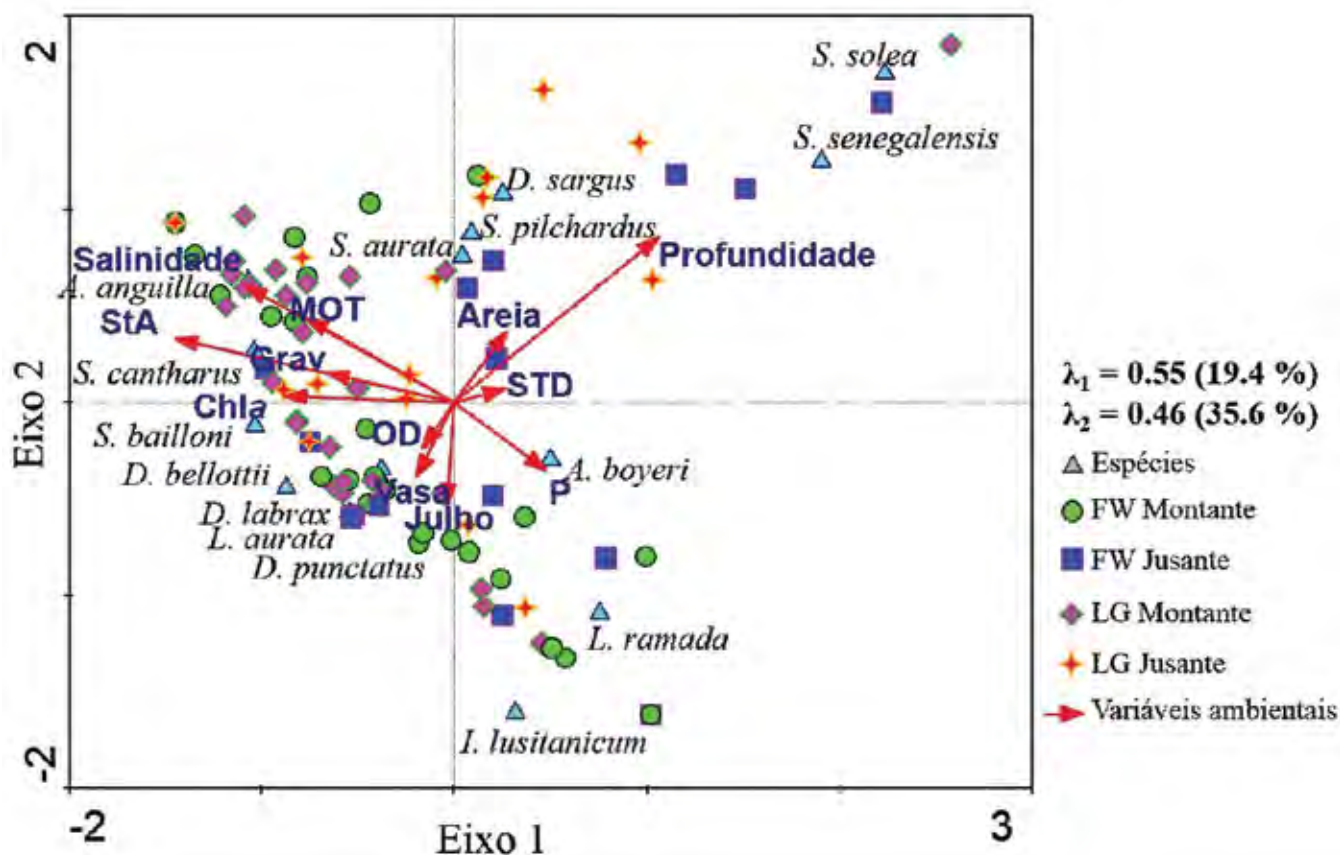


Figure 8. Análise de Correspondências com sobreposição de matriz de variáveis ambientais. Valores próprios (λ_i) e percentagem de variância explicada para os primeiros dois eixos. Variáveis ambientais: Salinidade; Matéria orgânica total (MOT); Profundidade; Santo André (var dummy - StA); Areia; Cascalho grosseiro (Grav); Sólidos totais dissolvidos (STD); Clorofila a (Chla); Oxigénio dissolvido (OD); Vasa; Mês de amostragem (var dummy - Julho); Fósforo (P).

colonizar estes habitats, locais onde anteriormente não se registavam ocorrências (POMBO & REBELO, 2002; RIBEIRO *et al.*, 2008).

De uma forma geral, verifica-se que as lagoas fechadas são potenciais locais de viveiro e de alimentação para muitas espécies, especialmente oportunistas, e que a composição das suas comunidades de peixes é semelhante a sistemas abertos, embora com uma menor diversidade (e.g. ELLIOTT & DEWAILLY, 1995; GORDO & CABRAL, 2001; FRANÇA *et al.*, 2009). Esta grande diferença é facilmente explicada pelas variações abruptas deste ambiente confinado em relação à salinidade, temperatura, disponibilidade de oxigénio, pH, produtos decorrentes de fenómenos de lixiviação e de actividades antrópicas. Após a colonização das espécies, durante o período de abertura do cordão dunar (o ambiente marinho é a origem da maioria das espécies), a diversidade tende a diminuir e passa a ser regulada por taxas de mortalidade (que dependem da plasticidade/tolerância das espécies colonizadoras), do número de espécies residentes e ocasionais espécies dulciaquícolas com algum nível de tolerância à salinidade (ambiente oligohalino).

Além disso, a ausência de uma verdadeira zonação nas lagoas estudadas poderá estar relacionada com a sua dimensão, associada ao seu confinamento. Nestas lagoas, um determinado fenómeno, como a entrada água doce, facilmente se dissemina por todo o plano de água, pelo que elas tenderão para a homogeneidade ao longo do período em que estão isoladas do mar. Ao contrário do que ocorre em sistemas abertos, isto justificará a ausência de padrões de distribuição segundo o delineamento experimental considerado (FW/LG), e apenas a existência de diferenças montante/jusante de acordo com a salinidade, que será o factor que mais influencia a distribuição das comunidades nestes sistemas.

CONCLUSÕES

Está a ser desenvolvido e calibrado um modelo numérico de escoamento subterrâneo em regime permanente e transitório. Com base neste modelo pode perceber-se, desde já, que a conservação destes ambientes lagunares enquanto EDAS poderá passar pela manutenção dos níveis subterrâneos, limitando volumes

de extracção, particularmente em zonas ecologicamente sensíveis e nos períodos secos em que tanto as lagunas como os ecossistemas ribeirinhos se encontram totalmente dependentes das contribuições subterrâneas.

Os diversos índices aplicados às comunidades de macroinvertebrados das bacias hidrográficas de Santo André e de Melides não avaliam de forma concordante a qualidade ambiental destes sistemas. As comunidades de peixes são mais empobrecidas nas ribeiras de Santo André do que em Melides, parecendo estar fortemente condicionadas pelo regime de caudal.

Nestes ambientes lagunares fisicamente controlados, muito variáveis e imprevisíveis, os diversos índices usualmente utilizados para avaliar o estatuto ecológico das comunidades de macroinvertebrados não parecem adequados para separar as variações que ocorrem naturalmente das que possam resultar da pressão humana.

A estrutura das comunidades piscícolas lagunares só revela diferenças espaciais longitudinais entre zonas a montante e a jusante. Todavia, espécies bentónicas como a enguia ou o linguado parecem estar relacionadas com as zonas de descarga de água doce, procuradas pelo segundo e evitadas pela primeira.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da Fundação para a Ciência e a Tecnologia, através do projecto “GroundScene – Modeling scenarios of exploitation in coastal aquifers: effects on biodiversity of lagoons and their streams as groundwater dependent ecosystems” (PTDC/AAC-AMB/104639/2008), do projecto estratégico PEst-OE/MAR/UI0199/2011 e da bolsa de Pós-Doutoramento SFRH/BPD/29579/2006. Agradecem também à Gilda Silva, ao João Paulo Medeiros, ao Tadeu Pereira, ao Nuno Castro, à Margarida Machado, ao Iñigo Goitia, à Noa Casas e à Alba Álvarez, pelo precioso auxílio prestado durante as campanhas de amostragem, as tarefas de triagem e a identificação do material biológico; ao Sr. Carlos Costa do Centro de Interpretação do Monte do Paio e ao Dr. Sandro Nóbrega da Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha, pela boa vontade e preciosa ajuda prestada na escolha da localização e na instalação da sonda automática da lagoa de Santo André; e aos Vigilantes da Natureza Carlos Santos, Paulo Encarnação e Paulo Marco Sousa e a todos os amigos e familiares que participaram na recolha dos dados de campo que permitiram estimar os caudais afluentes à laguna. Expressam ainda um agradecimento especial à memória da Paula Tavares (1972–2009): este trabalho não teria

sido desenvolvido sem os seus empenho e entusiasmo contagiantes; infelizmente não pôde acompanhar o seu progresso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACUÑA, V.; MUÑOZ, I.; OMELLA, M.; SABATER, F.; GIORGI, A. & SABATER, S. 2005. Drought and post drought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**, 919-933.
- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N. & CLARKE, K.R., 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 214p.
- ANTHONY, A.; ATWOOD, J.; AUGUST, P.; BYRON, C.; COBB, S.; FOSTER, C.; FRY, C.; GOLD, A.; HAGOS, K.; HEFFNER, L.; KELLOGG, D.Q.; LELLIS-DIBBLE, K.; OPALUCH, J.J.; OVIATT, C.; PFEIFFER-HERBERT, A.; ROHR, N.; SMITH, L.; SMYTHE, T.; SWIFT, J. & VINHATEIRO, N. 2009. Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and Social Ramifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society* **14**(1): art.8, 29p.
- ARH, 2011. *Planos de Gestão das bacias hidrográficas integradas nas regiões hidrográficas 6 e 7 – Região hidrográfica 6*. Relatório da Administração de Região Hidrográfica do Alentejo, 416p.
- BAMBER, R.N.; BATTEN, S.D.; SHEADER, M. & BRIDGWATER, N.D., 1992. On the ecology of brackish water lagoons in Great Britain. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* **2**: 65 -94.
- BARBONE, E. & BASSET, A. 2010. Hydrological constraints to macrobenthic fauna biodiversity in transitional waters ecosystems. *Rend. Fis. Acc. Lincei*, **21**: 301–314.
- BARNES, R.S.K. 1994. Macrofaunal community structure and life histories in coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanographic Series 60, Amsterdam, p 311-362.
- BARNES, R.S.K. 1999. The conservation of brackishwater systems: priorities for the 21st century. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*,

9: 523–527.

- BASSET, A.; SABETTA, L.; SANGIORGIO, F.; PINNA, M.; MIGONI, D.; FANIZZI, F.; BARBONE, E.; GALUPPO, N.; FONDA UMANI, S.; REIZOPOULOU, S.; NICOLAIDOU, A.; ARVANITIDIS, C.; MONCHEVA, S.; TRAJANOVA, A.; GEORGESCU, L. & BEQIRA, S. 2008. Biodiversity conservation in Mediterranean and Black Sea lagoons: a trait-oriented approach to benthic invertebrate guilds. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, **18**: S4–S15.
- BLOTT, S.J. & PYE, K., 2001. Gradstat: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* **26**: 1237–1248.
- BONADA, N.; RIERADEVALL, M. & PRAT, N. 2000. Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterráneo (Riera de Sant Cugat, Barcelona). *Limnetica*, **18**: 81-90.
- CABRAL, M.J. (coord.); ALEXANDRINO, P.; ALMEIDA, P.R.; DELLINGER, T.; FERRAND DE ALMEIDA, N.; OLIVEIRA, M.E.; PALMEIRIM, J.M.; QUEIROZ, A.L.; ROGADO, L. & SANTOS-REIS, M. (eds.) 2005 Lisboa. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza. 660 pp.
- CANCELA DA FONSECA, L.; COSTA, A.M. & BERNARDO, J.M. 1989. Seasonal variation of benthic and fish communities in a shallow land-locked coastal lagoon (St. André, SW Portugal). *Scientia Marina*, v. **53**, p. 663-669.
- CHAMBEL, A. & MONTEIRO, J.P. 2007. *Sistema Aquífero de Sines – Estudo Hidrogeológico do Sistema Aquífero e Definição dos Perímetros de Protecção das Captações de Água Subterrânea das Águas de Santo André SA, com recurso a Modelação Matemática*. Universidade de Évora/Universidade do Algarve. Relatório Técnico. 89p.
- CHAVES, M.L.; RIERADEVALL, M.; COSTA, J.L.; CHAINHO, P.; COSTA, M.J. & PRAT, N. 2008. Macroinvertebrate communities of non-glacial high altitude intermittent streams. *Freshwater Biology*, **53**: 55-76.
- CLARKE, K.R. & GORLEY R.N. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth UK, 192p.
- COIMBRA, C.N.; GRAÇA, M.A.S. & CORTES, R.M. 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, **94**: 301-307.
- CORREIA, M.J.; COSTA, J.L.; CHAINHO, P.; FÉLIX, P.M.; CHAVES, M.L.; MEDEIROS, J.P.; SILVA, G.; AZEDA, C.; TAVARES, P.; COSTA, A.; COSTA, A.M.; BERNARDO, J.; CABRAL, H.N.; COSTA, M.J. & CANCELA DA FONSECA, L. 2012. Inter-annual variations of macrobenthic communities over three decades in a land-locked coastal lagoon (Santo André, SW Portugal). *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, **110**: 168-175.
- COSTA, A.M.; CANCELA DA FONSECA, L. & CRISTO, M. 2003. Annual cycle of the benthic community of a coastal lagoon: Lagoa de Melides (Grândola, SW Portugal). *Revista de Biologia* (Lisboa), **21**: 71-89.
- COSTA, J.L.; DOMINGOS, I.; ASSIS, C.A.; ALMEIDA, P.R.; MOREIRA, F.; FEUNTEUN, E. & COSTA, M.J. 2008. Comparative ecology of the European eel, *Anguilla anguilla* (L., 1758), in a large Iberian river. *Environmental Biology of Fishes*, **81**: 421-434.
- DAY, J.W.; CHRISTIAN, R.R.; BOESCH, D.M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; MORRIS, J.; TWILLEY, R.R.; NAYLOR, L.; SCHAFFNER, L. & STEVENSON, C. 2008 Consequences of Climate Change on the ecogeomorphology of Coastal Wetlands. *Estuaries and Coasts* **31**:477–491
- DUAN, X.H.; WANG, Z.Y.; XU, M.Z. & ZHANG, K. 2009. Effect of streambed sediment on benthic ecology. *International Journal of Sediment Research*, **24**: 325–338.
- EC, 2000. Establishing a framework for community action in the field of water policy. Directive 200/60/EC of the European Parliament and of the Council. *Official J. Eur. Commun.* **L 327**: 1–72.
- ELLIOTT, M. & DEWAILLY, F. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal*

- of *Aquatic Ecology*, **29**: 397-417.
- ELLIOTT, M. & QUINTINO, V., 2007. The estuarine quality paradox. Environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* **54**: 640-645.
- ELLIOTT, M. & WHITFIELD, A.K. 2001. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **94**: 306-314.
- ENVIRONMENT AGENCY 2013. *Summary Assessment Method – Identification of Groundwater Dependent Surface Water Bodies and Ecosystems. APPENDIX A - Regional WFD Contact Duties*. Acedido pela última vez em 03-10-2013. Disponível em: http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/g_gwde_s_v5_1006770_1778349.pdf.
- FÉLIX, P.M.; CHAINHO, P.; COSTA, J.L.; CORREIA, M.J.; CHAVES, M.L.; MEDEIROS, J.P.; CABRAL, H.N.; WOUTERS, N.; BERNARDO, J.; COSTA, A.M.; CRISTO, M.; SILVA, G.; AZEDA, C.; TAVARES, P.; COSTA, M.J. & CANCELA DA FONSECA L. 2013a. *Short-term versus long-term changes in the benthic communities of a small coastal lagoon: implications for ecological status assessment*. *Vie et Milieu*, **63**(1): 11-22.
- FÉLIX, P.M.; CORREIA, M.J.; CHAINHO, P.; COSTA, M.J.; CABRAL, H.N.; DOMINGOS, I.M.; COSTA, J.L. & CANCELA DA FONSECA, L. 2013b. Influence of streams discharges on the structure of fish communities of Portuguese land-locked coastal lagoons. *Cahiers de Biologie Marine*, **54**: 429-437.
- FRANÇA, S.; COSTA, M.J. & CABRAL, H.N. 2009. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **83**: 1-12.
- FREITAS, M.C.; ANDRADE, C.; FERREIRA, T.; CRUCES, A. & ARAÚJO, M.F. 2007. Wet dune slacks, sea-level and coastal evolution in the south-western Portuguese façade. *Journal of Coastal Research*, **SI 50**: 231-236.
- FREITAS, M.C.; SILVA, C.; ANDRADE, C.F.; CABRAL, H.N.; SILVA, J.M.; CARVALHO, M.R.; CORREIA, O.; BROTAS, V.; VIEIRA, A.R.; CRUCES, A.; WOUTERS, N.; BRANQUINHO, C.; SANTOS, P.R.; GAMEIRO, C. & ANTUNES, C. 2008. *Recovery project for the Melides lagoon*. Project report. Institute of Oceanography, Faculty of Sciences, Univ. Lisbon. 90p.
- GORDO, L.S. & CABRAL, H.N. 2001. The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: the Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia*, **459**: 125-133.
- GÜREL, M.; TANIK, A.; RUSSO, R.C. & GÖNENÇ, I.E. 2005. Biogeochemical cycles. In GÖNENÇ, I.E. & J.P. WOLFLIN (Eds) *Coastal Lagoons: Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development*. Boca Ratón, Florida, CRC Press. p. 79-192.
- HEALY, B. 2003. Coastal lagoons. In: OTTE, M.L. (Ed). *Wetlands of Ireland: Distribution, ecology, uses and economic value*. Dublin: University College Dublin Press. p. 51-78.
- INAG. 2009. *Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais- Rios e Albufeiras*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Lisboa. 29p.
- JÁIMEZ-CUÉLLAR, P.; VIVAS, S.; BONADA, N.; ROBLES, S.; MELLADO, A.; ÁLVAREZ, M.; AVILÉS, J.; CASA, J.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; SÁINZ-CANTERO, C.E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M.L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M.R.; ZAMORA-MUÑOZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, **21**, 187-204.
- KJERFVE, B. 1994. Coastal Lagoons. In: B. KJERFVE, (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanographic Series 60, Amsterdam, The Netherlands. p. 1-8.
- KLEIN TANK, A.M.G., & KÖNNEN, G.P. 2003. Trends in Indices of Daily Temperature and Precipitation Extremes in Europe, 1946-99. *Journal of Climate*, **16**: 3665-3680.
- LARDICCI, C. & ROSSI, F. 1998. Detection of stress on macrozoobenthos: evaluation of some methods in a coastal Mediterranean lagoon. *Mar. Environ. Res.* **45**:367-386.
- LOBO FERREIRA, J.P.C.; MOINANTE, M.J.; OLIVEIRA, M.M.; NOVO, M.E.; LEITÃO,

- T.E.; MOREIRA, P.E. & HENRIQUES, M.J. 1999 *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. 1ª Fase. Caracterização dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Área Abrangida pelo Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado. Anexo Temático 4 - Recursos Hídricos Subterrâneos. Parte B – Caracterização das Áreas com Potencial Interesse Hidrogeológico. Revisão 1 de 30/10/2003.* Relatório técnico. Hidroprojecto, Engenharia e Gestão, S.A. Lisboa, 258p.
- MAOT, 2000. Decreto-Regulamentar nº10/2000. *Diário da República, 1ª Série-B* Nº 193. 22 de Agosto de 2000: 2240-2245. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa, Portugal.
- MATONO, P.; BERNARDO, J.M.; OBERDORFE, T. & ILHÉU, M. 2012. Effects of natural hydrological variability on fish assemblages in small Mediterranean streams: Implications for ecological assessment. *Ecological Indicators*, **23**: 467–481.
- MONTEIRO, J.P.; CHAMBEL, A. & MARTINS, J. 2008. Conceptual and Numerical Flow Model of the Sines Aquifer System (Alentejo, South Portugal). International Groundwater Symposium. International Association of Hydraulic Engineering and Research (IAHR). Istanbul-Turkey. p.38 (abstract) and doc. elect. CD-Rom 9p.
- NICOLAU, R. 2002. *Modelação e Mapeamento da Distribuição Espacial da Precipitação – Uma aplicação a Portugal Continental.* Tese de Doutoramento, FCT, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal, 356p.
- OLIVER, G. 2009. An Introduction to the Coastal Lagoons of Ireland. Actas do 2.º Seminário sobre Sistemas Lagunares Costeiros. Escola Superior de Educação “João de Deus”, Lisboa. p. 9-17.
- PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **16**: 229-311.
- PÉREZ-RUZAFÁ, A.; MOMPEÁN, M.C. & MARCOS, C. 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia*, **577**: 107-125.
- PINTO, P. & FEIO, M.J. 2009. Eficiência dos índices de macroinvertebrados desenvolvidos no exercício de intercalibração na avaliação do estado ecológico dos rios de Portugal continental. *Revista APRH*, **30**: 65-76.
- POMBO, L. & REBELO, J.E. 2002. Spatial and temporal organization of a coastal lagoon fish community - Ria de Aveiro, Portugal. *Cybium*, **26**: 185-196.
- PRAT, N.; RIERADEVALL, M. & FORTUÑO, P. 2012. *Metodología F.E.M. para la evaluación del estado ecológico de los ríos Mediterráneos.* Departament d'Ecologia Universitat de Barcelona. 44p.
- PRESIDÊNCIA DO CONSELHO DE MINISTROS. 1997. Resolução do Conselho de Ministros nº 142/97. *Diário da República, 1ª Série – B*, pp. 4462- 4475, Lisboa, Portugal.
- RIBEIRO, J.; MONTEIRO, C.C.; MONTEIRO, P.; BENTES, L.; COELHO, R.; GONÇALVES, J.M.S.; LINO, P.G. & ERZINI, K. 2008. Long-term changes in fish communities of the Ria Formosa coastal lagoon (southern Portugal) based on two studies made 20 years apart. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **76**: 57-68.
- SABETTA, L.; BARBONE, E.; GIARDINO, A.; GALUPPO, N. & BASSET, A., 2007. Species-area patterns of benthic macro-invertebrates in Italian lagoons. *Hydrobiologia*, **577**:127–139.
- SALVADOR, N.; HUGMAN, R.; STIGTER, T.; MONTEIRO, J.P.; NUNES, L. & DUARTE, D. 2013. Quantificação e modelação das relações rio-aquífero no sistema aquífero de Sines. Uma contribuição para a avaliação do estado da lagoa de Santo André. 9º Seminário Sobre Águas Subterrâneas, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH), Monte da Caparica, Portugal, 4p.
- SCHOT, P. & WINTER, T. 2006. Groundwater–surface water interactions in wetlands for integrated water resources management. *Journal of Hydrology*, **320**: 261–263.
- SEGURADO, P.; SANTOS, J.M.; PONT, D.; MELCHER, A.H.; JALON, D.G.; HUGHES, R.M. & FERREIRA, M.T. 2011. Estimating species tolerance to human perturbation: Expert judgment versus empirical approaches. *Ecological Indicators*, **11**: 1623–1635.

- SHEWCHUK, J.R. 1996. Triangle: Engineering a 2D Quality Mesh Generator and Delaunay Triangulator, In MING C. LIN & DINESH MANOCHA (Eds) Applied Computational Geometry: Towards Geometric Engineering, *Lecture Notes in Computer Science*, **1148**:203-222.
- SILVEIRA, M.; ENCARNACAO, P.; VIDAL, A. & CANCELA DA FONSECA, L. 2009. Aves aquáticas e gestão da Lagoa de Santo André. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, **9**: 55-70.
- SMITH, N.P. 1994. Water, salt, and heat balances of coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal lagoon processes*. Elsevier Oceanography Series 60, Amsterdam. p. 69-101.
- SUBIDA, M.D.; CUNHA, M.R. & MOREIRA, M.H. 2009. Life history, reproduction, and production of *Gammarus chevreuxi* (Amphipoda: Gammaridae) in the Ria de Aveiro, northwestern Portugal. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**: 82-100.
- Ter BRAAK, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, **67**: 1167-1179.
- VINAGRE, C.; MAIA, A.; REIS-SANTOS, P.; COSTA, M.J. & CABRAL, H.N. 2009. Small-scale distribution of *Solea solea* and *Solea senegalensis* juveniles in the Tagus estuary (Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **81**:296-300.
- VOELZ, N.J. & MCARTHUR, J.V. 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation*, **9**: 1543–1570.



FORMAÇÃO E OCUPAÇÃO DE LITORAIS
nas margens do atlântico • Brasil / Portugal

ISBN 978-85-98460-20-8



9 788598 460208