

1. Introdução

As águas subterrâneas correspondem a cerca de 95% da água doce total disponível para consumo humano (Aurelin & Taniguchi, 2002) e estima-se que a totalidade deste recurso subterrâneo atinja, a nível mundial, valores na ordem dos 10 000 000 km³ (Struckmeier *et al.*, 2007). A utilização desta fonte de água como recurso tem vindo a aumentar por apresentar um baixo custo de tratamento e distribuição. Consequentemente, assistiu-se à crescente utilização destas águas para o abastecimento de sistemas de irrigação e consumo humano (Aurelin & Taniguchi, 2002). Este, não é contudo, o caso do Algarve onde a utilização de água subterrânea foi sendo gradualmente substituída desde os anos 50, pelo consumo de água doce superficial, armazenada em barragens (Monteiro, 2005).

Segundo McEwan *et al.* (2006) os aquíferos são considerados sistemas dinâmicos e constituídos por uma ou mais formações geológicas, capazes de armazenar e fornecer água através dos poros, fissuras ou espaços resultantes da dissolução do material rochoso (Mazor, 1995). Considera-se a intrusão de água num aquífero qualquer fluxo de água que dê entrada ao longo do sistema subterrâneo. Por exemplo, após a ocorrência de precipitação, parte das águas que atingem o solo infiltram-se para o subsolo durante períodos de tempo que variam em função da porosidade do solo, flora presente, declive do terreno e intensidade dos episódios de pluviosidade (Borghetti *et al.*, 2004). Contudo, a pluviosidade não é a única fonte a considerar, as águas que constituem estes sistemas possuem diferentes origens como o escoamento subsuperficial e o escoamento superficial com origem em rios, sistemas estuarinos e lagos. O movimento destas águas, no interior do sistema, é gerado por gradientes hidráulicos desde as zonas de entrada do aquífero até às zonas de descarga e, influenciado pela permeabilidade do aquífero, que condiciona a circulação vertical e/ou horizontal da água (Vanek, 1997).

As descargas de águas subterrâneas referem-se à perda de água do compartimento subterrâneo para os reservatórios limítrofes: água superficial, oceano e atmosfera, podendo atingir valores que correspondem a 10% dos fluxos fluviais (SCOR & LOICZ, 2000). Estas descargas manifestam-se em nascentes, lagos, descargas difusas ou pontuais no sedimento marinho, evaporação a partir do solo e transpiração da vegetação.

As descargas são condicionadas por vários factores, nomeadamente a hidromorfologia dos solos, acumulação de matéria orgânica particulada e dissolvida, alternância dos sedimentos permeáveis com os sedimentos impermeáveis e ocorrência de zonas de transição aeróbicas e zonas anaeróbicas (Fränzle & Kluge, 1997). Estas descargas assumem um papel importante na qualidade da água à superfície, mantendo o nível de água em lagos e contribuindo com o fluxo de água doce para os rios, riachos e outros sistemas aquáticos, dos quais são exemplo os sapais (Aureli & Taniguchi, 2002) e as zonas costeiras (Dulaiova *et al.*, 2006, Kroeger *et al.*, 2007).

Tal como acontece com as águas superficiais, a distribuição espacial das águas subterrâneas, a nível mundial, é muito variável, pois depende da inter-relação com as outras fases do ciclo hidrológico e das condições climáticas (Borghetti *et al.*, 2004). Para além da variabilidade espacial, deve ainda considerar-se a variabilidade temporal. Esta encontra-se intimamente relacionada com : a) tipo de aquífero e maré presentes, b) permeabilidade dos solos, c) regime de precipitação (Slomp & Cappellen, 2004), d) características regionais, e) idade geológica, f) composição litológica, g) nível a que o aquífero se encontra em relação ao nível médio do mar e h) impacto humano (Orehova, 2002).

Os aquíferos são constituídos grosseiramente por duas zonas distintas: a zona insaturada e zona saturada (Figura 1). À fronteira entre estas duas zonas dá-se o nome de nível freático. A primeira situa-se na parte superior do aquífero e é composta por água e ar, enquanto a última é constituída apenas por água (Instituto Geológico e Mineiro, 2001). Estes sistemas podem ser ainda classificados (Figura 1) em aquíferos livres ou não confinados e aquíferos confinados. Os primeiros são constituídos por uma camada superficial permeável e uma base impermeável. Neste tipo de aquíferos, mais comuns e mais utilizados pelo Homem, os níveis de água encontram-se dependentes dos regimes de pluviosidade existentes. Nos aquíferos confinados a água subterrânea encontra-se limitada superior e inferiormente por formações impermeáveis ou praticamente impermeáveis (Instituto Geológico e Mineiro, 2001).

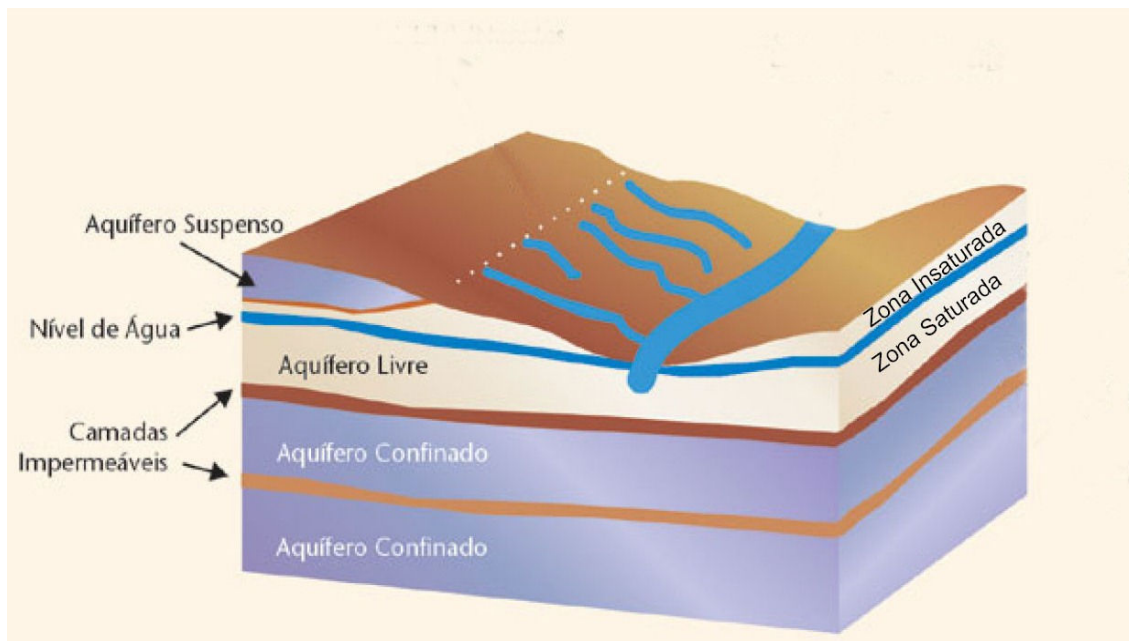


Figura 1 Representação da constituição de um aquífero- zona saturada e insaturada e classificação de aquíferos existentes: aquífero confinado e livre (Adaptado de: Instituto Geológico e Mineiro, 2001)

1.1 Interação entre a água subterrânea e os sapais

A dinâmica e características dos sapais são controladas, principalmente pelo fornecimento de sedimentos, clima e características hidrológicas existentes, regime de marés, nível do mar (Packham & Willis, 1997) e fluxo de água doce proveniente dos rios e do subsolo (Hemond & Fifield, 1982). Como resultado, estes ecossistemas apresentam variações bruscas ao nível de parâmetros físicos (temperatura e luminosidade) e químicos (salinidade, concentração de nutrientes dissolvidos) (Nybakken, 1988). A ação conjunta dos factores atrás mencionados faz com que os sapais apresentem funções importantes no que diz respeito à produção primária, acumulação de sedimentos e nutrientes ao nível dos tecidos da flora local, reciclagem biogeoquímica (Turner, 1993, Thomas & Christian, 2001) e transformação e regulação de fluxo de nutrientes (Tobias *et al.*, 2001). Os sapais são ainda responsáveis pela produção de matéria orgânica, da qual parte é exportada para os sistemas contíguos ao sapal (Wolanski *et al.*, 2006, Veiga *et al.*, 2006). Funcionam ainda como maternidades ao fornecer alimento e refúgio a larvas e pós-larvas de várias espécies de bivalves, peixes e crustáceos (Wolanski *et al.*, 2006).

Para compreender o funcionamento e a ecologia dos sapais é necessário conhecer os mecanismos dos quais estes dependem e, para tal, torna-se essencial descrever os regimes hidrológicos a que estes sistemas estão sujeitos (Bradley & Morris, 1990, Tobias *et al.*, 2001). O escoamento terrestre é considerado a fonte mais importante de água doce nos sapais. Contudo, o fluxo de água de origem fluvial e marinha e os fluxos subterrâneos representam também uma fracção importante da hidrologia destes ecossistemas (López-Flores *et al.*, 2009).

Apesar de serem considerados fluxos de menor magnitude quando comparados com o fluxo fluvial (Chambers, 1992), a existência e influência de descargas de água de origem subterrânea têm vindo a mostrar-se evidente, através de gradientes de água doce registados, em sistemas de sapais analisados, quando a água abandona o sistema no período maré vazante (Hemond & Fifield, 1982). Segundo Hughes *et al.* (1998) as águas subterrâneas são um factor importante a considerar na produtividade de sapais, uma vez que contribuem para a acumulação e remoção de nutrientes e toxinas, hiper-salinização, potencial de oxidação dos sedimentos, pH e humidade dos solos. Poderão ainda representar uma importante fonte de nutrientes inorgânicos dissolvidos, afectando a qualidade da água e potenciando alterações na produtividade do sistema (Tobias *et al.*, 2001, Inniss, 2002). De facto, as águas subterrâneas constituem fontes de nutrientes inorgânicos dissolvidos, nomeadamente de compostos de azoto (N), fósforo (P) e sílica (Si). Tal facto encontra-se relacionado com as reacções químicas resultantes destas águas com compostos geológicos, resíduos humanos e animais, ou ainda da aplicação de fertilizantes, lixiviação de matéria orgânica e erosão dos solos (Oberdorfer *et al.*, 1990). Segundo Schilling & Jacobson (2008) devem ainda considerar-se, variações na textura dos solos, o potencial de desnitrificação e outras propriedades físicas e químicas que afectam a dinâmica do carbono orgânico dissolvido, a remoção de nitratos e a concentração de fosfatos.

Os nutrientes inorgânicos presentes nas águas subterrâneas possuem duas origens distintas: a antropogénica associada ao uso de fertilizantes e águas residuais, e as fontes naturais. Estas últimas encontram-se relacionadas com a lixiviação do azoto e libertação de fósforo a partir da matéria orgânica que se encontra no solo. *In situ*, o azoto tem como origem a matéria orgânica, enquanto o fósforo resulta da sua libertação dos óxidos de ferro, em condições de anóxia (Slomp & Cappellen, 2004). Já a fonte de sílica encontra-se relacionada com a degradação de sedimentos, rochas cristalinas e diatomáceas (Domingues *et al.*, 2007). As maiores concentrações de nutrientes

associadas a sistemas de água subterrânea podem ser encontradas em ecossistemas com pouca profundidade e associados a terrenos agrícolas ou a cursos de águas residuais (Slomp & Cappellen, 2004).

O fluxo de nutrientes associado a descargas de águas subterrâneas depende de vários aspectos, tais como: a) os percursos e taxas de remoção das águas subterrâneas pois estas determinam o tempo de residência e de contacto com os aquíferos sólidos, b) a taxa de fornecimento dos nutrientes considerando as fontes naturais e antropogénicas, c) condições redox da subsuperfície, que influenciam a transformação e transferência de azoto e fósforo, d) o tipo de aquífero presente, e) permeabilidade e f) clima (Slomp & Cappellen, 2004). Deve ter-se em consideração o ritmo semi-diurno das marés, responsável pela sucessiva emersão e imersão dos sistemas intertidais, que poderá afectar o transporte de nutrientes para as águas superficiais (Kuwaie *et al.*, 2003).

A descarga de águas subterrâneas pode influenciar a disponibilidade de nutrientes dissolvidos nas zonas aquáticas adjacentes através, do fornecimento de um nutriente que de outra forma seria limitante, promovendo assim a produção primária, ou através da alteração do nutriente limitante (Slomp & Cappellen, 2004). Tal, é especialmente relevante no caso da sílica, em casos onde o fluxo fluvial se encontra modificado. Enquanto os restantes nutrientes acabam por ser repostos no sistema através de actividades antropogénicas, a concentração de sílica é extremamente afectada devido à retenção das águas em barragens (Chícharo *et al.*, 2006). Neste contexto uma fonte alternativa de nutrientes, constituída pelas descargas subterrâneas associadas a um aquífero cuja composição litológica é passível de fornecer sílica, poderá ser de extrema importância (Slomp & Cappellen, 2004).

1.2 Dinâmica fitoplanctónica

A dinâmica fitoplânctónica pode ser definida como o conjunto de respostas dadas ao nível dos processos individuais que acabam por afectar as taxas de crescimento, a biomassa, a composição específica e a distribuição espacial da população no geral (Reynolds, 2006). Segundo Roelke (2000), existem vários factores, de natureza biótica e abiótica, que interagem e influenciam estes processos. A taxa de crescimento aparente deve a sua variação a alterações na turbidez, concentração de nutrientes, predação, sedimentação na coluna de água e ainda ao transporte horizontal em consequência das correntes, acção dos ventos e gradientes horizontais de densidade da água (Lucas *et al.*, 1999, Sellers & Bukaveckas, 2003, Domingues, 2007). A biomassa, por sua vez é controlada pelo transporte dos organismos assim como pelas condições de crescimento que variam espacialmente e temporalmente (Lucas *et al.*, 1999).

Como referido anteriormente, a redução do fluxo fluvial em sapais provoca modificações profundas na dinâmica destes ecossistemas, que se reflecte na qualidade da água e ao nível do *ratio* de Redfield. Em condições favoráveis as diatomáceas consomem sílica dissolvida, azoto e fósforo inorgânico dissolvido, numa proporção molar Si:N:P de 16:16:1. Quando a concentração relativa de sílica diminui, ocorre uma alteração na disponibilidade de nutrientes, reduzindo a capacidade das diatomáceas usarem este recurso no seu metabolismo (Rocha *et al.*, 2002, Domingues *et al.*, 2004 e Domingues *et al.*, 2005). Como resultado, ocorrem alterações na comunidade fitoplanctónica onde os grupos com menores requisitos no que diz respeito a este nutriente se encontram melhor adaptados (Ragueneau *et al.*, 2005). Estas modificações acabam por trazer impactos profundos na teia trófica pois, as diatomáceas constituem a base alimentar para consumidores secundários que sustentam uma teia alimentar curta, logo produtiva, onde os produtores de topo são ricos em termos de biomassa (Lally & Parsons, 1994). Especulou-se a ocorrência de alterações na produtividade do estuário do Guadiana associada às alterações de caudal que o rio foi sujeito, principalmente após a construção da barragem do Alqueva (Rocha *et al.*, 2002, Domingues *et al.*, 2005, Morais *et al.*, 2009). Contudo, durante o enchimento da barragem, com o fluxo fluvial a ser minimizado, esta relação não existiu, chegando mesmo a ocorrer um aumento da concentração deste nutriente (Domingues *et al.*, 2007, Morais *et al.*, 2009, Barbosa *et al.*, 2010). A origem deste aumento poderá estar relacionada com a dissolução de sílica

a partir dos solos recentemente inundados pelo enchimento da barragem (Domingues *et al.*, 2007).

A disponibilidade de nutrientes é considerada, segundo vários autores (Cabeçadas & Brogueira, 1981, Oliveira 1985, Rocha *et al.*, 2002, Chícharo *et al.*, 2006), como um factor importante e controlador do crescimento e produção fitoplanctónica do estuário do Guadiana. Desta forma, a existência de aquíferos associados a sapais poderá ser de extrema relevância, uma vez que os seus fluxos contribuem para a estabilização do sistema, ao manterem o equilíbrio entre a água salgada e a água doce ou ao funcionarem como um veículo transportador de nutrientes dissolvidos. Este fluxo de nutrientes associados às descargas subterrâneas poderá representar um suporte ecológico para a dinâmica fitoplanctónica. A disponibilidade luminosa é também reconhecida como recurso limitante ao desenvolvimento do fitoplâncton no estuário do Guadiana (Domingues *et al.*, 2005, Domingues *et al.*, 2007 e Morais *et al.*, 2009). O ambiente luminoso é maioritariamente controlado pela turbidez, que neste tipo de sistema poderá ser bastante variável, sendo mais elevada em períodos onde a escorrência fluvial é maior, devido ao elevado concentração de partículas em suspensão (Herbert, 2004).

Ao controlo exercido pelos parâmetros abióticos, tais como a temperatura, acção das correntes, nutrientes e luz, dá-se o nome de controlo *bottom-up*, uma vez que tem incidência ao nível da base da teia trófica.

Para além do impacto causado pelos parâmetros abióticos há ainda a considerar a pressão exercida pelos parâmetros bióticos. A predação selectiva por parte do zooplâncton possui um papel fulcral na regulação fitoplanctónica ao afectar a abundância de certas espécies e conseqüentemente a produção e composição primária (Sin *et al.*, 1999). A influência deste tipo de controlo foi detectada, no estuário do Guadiana, por Domingues *et al.* (2005) e Chícharo *et al.* (2009).

À regulação que se dá a partir dos níveis tróficos superiores, dá-se o nome de *top-down*.

1.3 Dinâmica zooplanctónica

O zooplâncton constitui um elo importante na teia trófica dos sistemas estuarinos e em sistemas com pouca profundidade, como é caso dos sapais (Carlson, 1978), uma vez que se alimentam principalmente de fitoplâncton e, por sua vez, servem de alimento aos níveis tróficos superiores (Silva *et al.*, 2003). Para além deste papel, mais duas funções são atribuídas a estes organismos: a) remineralização de matéria orgânica (Järvinen, 2002, Azeiteiro *et al.*, 2005) e nutrientes (Ikeda *et al.*, 2001), importante para o crescimento fitoplanctónico, e b) controlo da comunidade e biomassa bacteriana e fitoplânctónica (Wen & Peters, 1994, Balseiro *et al.*, 1997, Burks *et al.*, 2002). O zooplâncton é, por estas razões, mediador por excelência, de matéria, energia e biomassa nos sistemas aquáticos (Kuipers & Witte, 1999, Júnior *et al.*, 2007).

Tal como no caso do fitoplâncton, a dinâmica destes organismos é também fortemente influenciada pela variabilidade espacial e temporal inerente aos sistemas estuarinos (Marques *et al.*, 2006), sendo igualmente afectada pelas características e alterações hidrológicas presentes (Champalbert 1996). Esta variabilidade reflecte-se no tipo de habitat presente e nas suas características físicas (temperatura e turbidez) e químicas (Montien-Art *et al.* 1998) e ainda na disponibilidade e qualidade de alimento. A composição, abundância e biomassa zooplanctónica é influenciada ainda, pela presença de predadores e competidores (Esteves *et al.*, 2000).

A abundância e biomassa zooplanctónica, em ecossistemas temperados, tendem a variar sazonalmente. Tipicamente estes organismos apresentam uma distribuição unimodal, com um pico de abundância e biomassa a ocorrer no final da primavera e início de verão a partir do qual, os valores tendem a decrescer. Este padrão encontra-se relacionado com a temperatura, mas essencialmente com a abundância e disponibilidade de fitoplâncton que apresenta o seu máximo no início da primavera (Kjørbe & Nielsen, 1994).

1.4 Objectivos

Perante o que foi mencionado nas secções anteriores, os objectivos deste trabalho foram:

1. Caracterização do fluxo de nutrientes associados às descargas de água subterrânea do aquífero de Monte Gordo
2. Avaliação da influência das descargas do aquífero na qualidade da água do sapal de Castro Marim
3. Avaliação da influência das descargas de água doce na comunidade de fito e zooplanctónica do Sapal de Castro Marim

2. Material e Métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

2.1.1 Sapal de Castro Marim

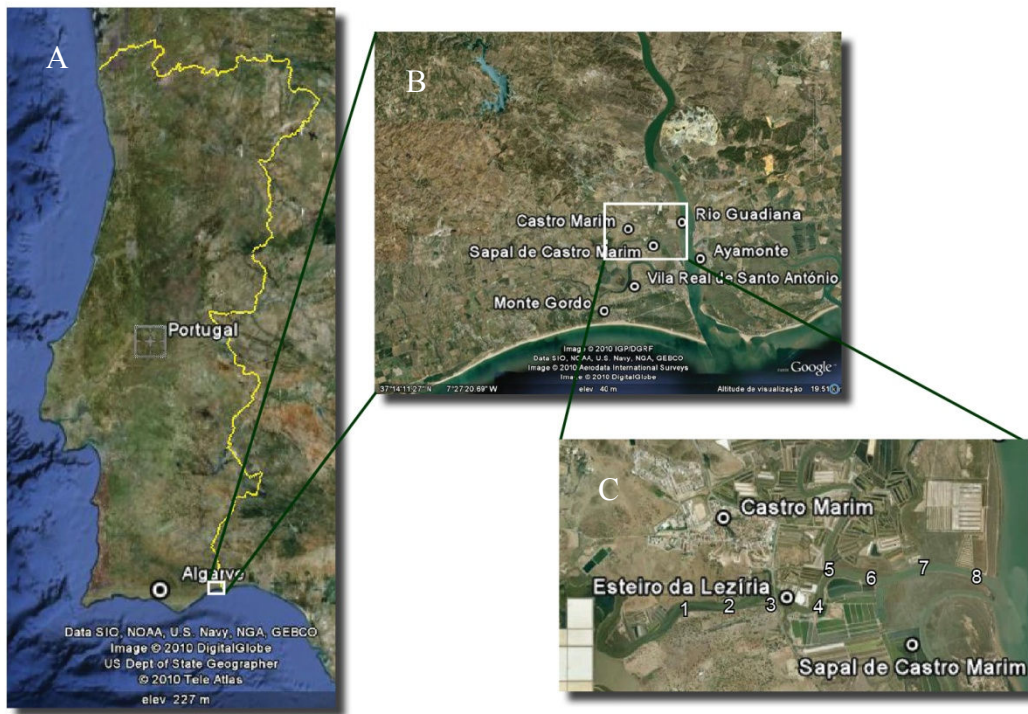


Figura 2 Localização do Sapal de Castro Marim (B), em Portugal continental (A), situado na costa Este do Algarve, como indicação do esteiro da Lezíria (C) e as respectivas estações de amostragem (C) (Fonte: Google Earth)

O Sapal de Castro Marim fica situado na costa sueste do Algarve (Figura 2), junto à foz do rio Guadiana, fazendo parte da sua bacia hidrográfica. Devido ao seu valor ecológico o sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António foi a primeira Reserva Natural criada no continente português (Decreto-lei nº 162/75, de 27 de Março) e possui cerca de 1222 ha, sendo as coordenadas do seu ponto central, 37° 11' 0'' N de latitude e 7° 25' 0'' W de longitude (ICN, 2009).

Este ecossistema estuarino é constituído por uma zona húmida (cerca de 67%), sendo o restante constituído por zonas agrícolas, florestais e meios semi-naturais (Lavinhas 2004). A região onde se encontra inserido possui um clima do tipo mediterrânico, onde as temperaturas mais altas são atingidas no mês de Agosto e os

mínimos em Janeiro. Durante o período de Inverno o vento é predominantemente do Norte, enquanto no Verão o vento sopra geralmente de Sudoeste (Serrano, 1988).

O sapal é constituído por enclaves, poças de maré e canais, sendo os esteiros principais designados de Lezíria e Carrasqueira. Estes atravessam o sapal e é através deles que a água salgada penetra o sistema, em cada ciclo de maré (Lavinias, 2004), contudo este só é completamente inundado em situação de maré viva.

O ecossistema caracteriza-se por ser um sistema mesotidal, com descargas irregulares e com uma amplitude média de marés de 2,0 m, com regime de marés é semi-diurno (Morales, 1997, Bettencourt *et al.*, 2004). Apesar de influenciado pela acção do mar, encontra-se protegido da sua acção directa pela faixa litoral de Monte Gordo (Santos & Boski, 2000). No inverno, assiste-se à formação de lagoas de água doce com origem em episódios de precipitação, tendo, por isso um carácter temporário (Lavinias 2004).

A diversidade de biótipos que apresenta potencia a existência de uma grande diversidade de organismos terrestres e aquáticos (Serrano, 1988). Funciona ainda como maternidade de várias espécies de aves, peixes, moluscos e crustáceos que aqui encontram alimento e refúgio de predadores (Sá *et al.*, 2006).

2.1.2 Caracterização do Aquífero de Monte Gordo

O aquífero de Monte Gordo é considerado uma província hidrogeológica da Orla Meso- Cenozóica Meridional (INAG, 2001). Recai na classificação de aquífero não confinado e poroso e ocupa uma área aproximada de 10 km², estendendo-se 10 km entre Vila Real de Santo António e a fronteira da Praia Verde, com uma largura média de 2 km (Diamantino & Ferreira, 2001) (Figuras 3).

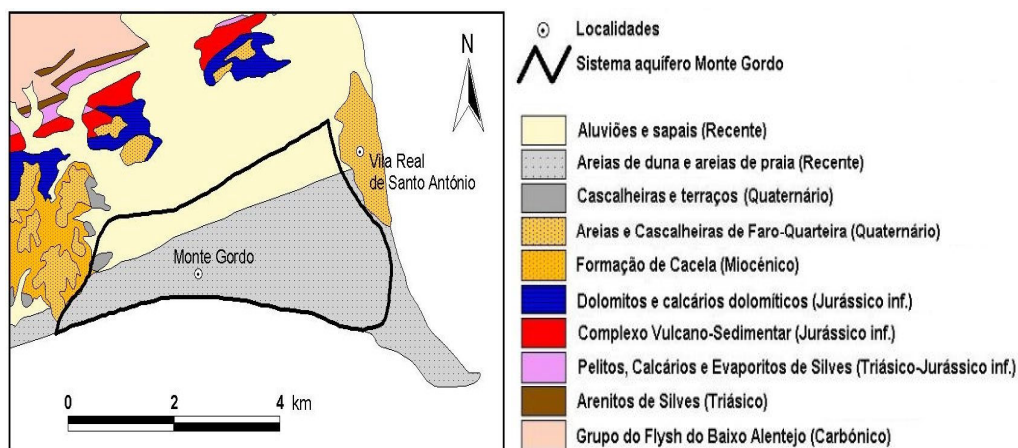


Figura 3 Enquadramento geográfico e litoestratigráfico do sistema aquífero Monte Gordo, situado na costa Este do Algarve, SA Portugal (Fonte: Almeida *et al.*, 2000)

A estrutura apresentada pelo aquífero é a de uma bacia alongada E-W, com o limite a oeste a atingir os arenitos Pliocénicos e o limite sul a ser representado pelo mar. Tem ainda como limite leste o Rio Guadiana e a norte o esteiro da Carrasqueira (INAG, 2001).

Litologicamente é composto por areias de praia que afloram numa faixa estreita e areias de duna que se encontram restritas à zona do pinhal. A norte é constituído, por areias de calibre variável que apresentam uma componente importante argilosa e de matéria orgânica, que correspondem à duna destruída (Diamantino & Ferreira, 2001). Há ainda a considerar a presença do aglomerado urbanístico constituído por Monte Gordo, do qual o aquífero recebe o nome (INAG, 2001) (Figura 3).

O seu substrato é considerado impermeável, quase horizontal, tendo uma ligeira inclinação para sul e constituído por siltes e argilas com vegetais (Diamantino & Ferreira, 2001). Esta composição indica a presença de um ambiente estuarino com sedimentação lenta e com algum transporte fluvial, sendo este último evidente pela presença de flora (INAG, 2001).

A zona saturada, exclusivamente preenchida por água, deste aquífero apresenta uma espessura média de 12 m composta de areias de praia e estuário. À superfície ocorre uma camada irregular de 10 m, dependente da topografia local, constituída por areias de duna (Diamantino & Ferreira, 2001), e que de acordo com INAG (2001) podem ocorrer ainda camadas mais espessas, com cerca de 20 m, correspondentes a areias de duna.

Segundo Almeida *et al.* (2000) o aquífero de Monte Gordo é um aquífero de relativa importância no panorama nacional, que até recentemente satisfiz as necessidades

hídricas da região onde está inserido. Actualmente continua a ser uma fonte usada quer para sistemas de rega, quer para reservas de água de abastecimento. Para além disso, este aquífero drena directamente para o Sapal de Castro Marim, um sistema bastante importante pela biodiversidade de biótopos e organismos que apresenta (Almeida *et al.* 2000).

2.2 Metodologias de campo

Para investigação a importância das descargas de água subterrânea na comunidade planctónica do Sapal de Castro Marim foram realizadas 2 campanhas de amostragens, ao longo do esteiro da Lezíria (Figura 2). A primeira foi efectuada durante o inverno (I), em Novembro (13 de Novembro de 2008), e a segunda foi levada a cabo na primavera (P), em Abril (29 de Abril de 2009). As amostragens realizadas em períodos diferentes, tiveram como objectivo verificar a existência de possíveis diferenças sazonais para as variáveis estudadas. A escolha dos meses em questão prendeu-se com o facto das descargas efectuadas pelo aquífero no início do inverno (Novembro) serem, por norma, de menor magnitude, uma vez que são o resultado da menor acumulação de água que ocorre nos meses mais quentes. Em contraste, a descarga de água subterrânea no início da primavera (Abril), possui uma maior expressão pois resulta da maior intrusão de água no aquífero que ocorre durante os meses de inverno.

A descarga de água subterrânea neste esteiro foi detectada anteriormente no âmbito do projecto “Interacções água subterrânea - água superficial e a sua importância na sustentabilidade dos ecossistemas em zonas húmidas” (ECOWET, POCI/CTE-GEX/58951/2004), decorrido entre 2005 e 2008. A detecção deste fluxo foi feita através da análise geofísica das falhas e observação da diminuição da salinidade no esteiro.

2.2.1 Desenho experimental

A amostragem foi realizada no início da baixa-mar para verificação do limite da descarga de água subterrânea. Relativamente à hora da maré, foram consultadas as tabelas de marés (www.hidrografico.pt) referentes ao porto de Vila Real de Santo António (VRSA). Devido ao desfasamento da onda de maré ao longo do estuário e sapal, a hora da preia-mar no esteiro tem uma diferença de +1 hora.

Foram amostradas, numa extensão de 2400m do esteiro, 8 estações (Figura 2), numeradas de 1 a 8 e distanciadas entre si cerca de 300m. A primeira situa-se junto ao afloramento de água subterrânea e a última na união entre o esteiro e o canal principal do estuário estando, por isso as últimas estações, sobre maior influência estuarina. As estações de inverno foram designadas por I1, I2, I3, I4, I5, I6, I7, I8 e as estações amostradas na primavera por P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8.

Nas várias estações e em ambos os períodos (inverno e primavera) foi recolhida uma amostra de água para cada componente analisada (macronutrientes inorgânicos dissolvidos, fitoplâncton, zooplâncton e concentração de clorofila *a*). Todo o material utilizado para a recolha e conservação foi previamente descontaminado através da lavagem com uma solução de ácido clorídrico (HCL a 37%) a 10 % (v/v), passagem por uma solução de hidróxido de sódio (NaOH 1g/L) e, por último, com água destilada. Para além disso, os recipientes destinados a receber a água para análise de clorofila *a* e fitoplâncton foram envoltos em papel de alumínio, para efeitos de protecção luminosa.

A amostra de água destinada à análise de macronutrientes inorgânicos dissolvidos, fitoplâncton e clorofila *a*, foi recolhida à superfície, recorrendo a um recipiente de 330 ml, para cada componente. Após a recolha, as amostras de fitoplâncton foram imediatamente fixadas com solução de lugol ácido (0,15 mL de lugol para 50 mL de amostra).

O zooplâncton foi recolhido, nas 8 estações amostradas, com uma rede de plâncton de 200 µm de malha, utilizada na realização de arrastos horizontais sub-superficiais, com uma duração de 5 minutos, a uma velocidade de 2 nós. Após a recolha as diferentes amostras foram de imediato preservadas em formaldeído tamponizado a 4%.

Foram ainda medidos *in situ*, em cada estação, à superfície da água a temperatura da água (°C) e salinidade, usando-se para o efeito uma sonda multiparamétrica modelo YSY 85.

2.3 Macronutrientes inorgânicos dissolvidos

2.3.1 Determinação da concentração de nutrientes dissolvidos

Para a determinação da concentração de macronutrientes inorgânicos: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amónia (NH_4^+), silicato (SiO_4^{4-}) e ortofosfato (PO_4^{3-}), filtrou-se primeiramente as amostras (20 ml) através de filtros de acetato de celulose ($0,45\mu\text{m}$), de modo a eliminar a matéria em suspensão, que poderia interferir na análise química das amostras. A determinação da concentração de nutrientes foi feita em triplicado de acordo com os métodos espectrofotométricos descritos por Grasshoff (1983a, b) e Koroleff (1983a,b,c).

Após filtração, o volume amostrado para análise de NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ e PO_4^{3-} , foi colocado em frascos de vidro previamente descontaminados. O volume de amostra destinado à análise de SiO_4^{4-} foi colocado em frascos de polietileno, uma vez que poucas horas após o armazenamento em frascos de vidro, a dissolução de sílica nestes é suficiente para contaminar a amostra. Acabado o processo de filtração, as amostras foram congeladas até ao momento da determinação da concentração.

A concentração dos vários nutrientes inorgânicos dissolvidos foi determinada através de um autoanalisador SKALAR SANSPLUS.

2.3.2 Identificação do nutriente potencialmente limitante para o fitoplâncton

O potencial efeito da limitação de nutrientes no crescimento do fitoplâncton foi analisado tendo em conta os ratios molares entre Si, N e P, $\text{Si:N:P}=16:16:1$ estabelecidos por Redfield *et al.* (1963) e Brzezinsky (1985). Qualquer desvio a este ratio pode originar potencial limitação de Si, N ou P, no crescimento fitoplanctónico (Justić *et al.*, 1995). O uso de critérios estequiométricos por si só não fornece indicações sobre a provável limitação nutritiva. Assim, conjuntamente, comparou-se as concentrações determinadas, com as constantes de meia saturação (K_s) (Justić *et al.*, 1995). A compilação dos dois critérios utilizados na avaliação dos nutrientes potencialmente limitantes encontra-se reunida na tabela 1.

Tabela 1 Ratios molares dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e constantes de meia-saturação (Ks) para o fitoplâncton, na avaliação dos nutrientes potencialmente limitantes, de acordo com a estratégia proposta por Justić *et al.* (1995)

Nutriente limitante	Ratios molares	Ks
Si	Si:P <10 Si: DiN <1	2µM
N	DiN:P <10 Si:DiN >1	1µM
P	Si:P >22 DiN:P >22	0,1µM

2.4 Fitoplâncton

Na caracterização da comunidade fitoplanctónica, determinou-se a concentração de clorofila *a* (Chl *a*), assim como abundância e biomassa específica fitoplanctónica.

2.4.1. Concentração da clorofila *a*

A concentração (µg/L) de Chl *a* foi avaliada, através da análise de fluorescência *in vivo*, com o auxílio de um fluorímetro 10-AU Turner Designs. Para obter a concentração de Chl *a*, recorreu-se a uma série de dados de fluorescência anteriormente recolhidos no estuário e sapal, cuja concentração foi posteriormente quantificada após extração através do método espectrofotométrico de Lorenzen (1967). A partir da relação encontrada entre a fluorescência *in vivo* e a Chl *a* foi determinada uma recta de regressão linear ($y=9,49x + 0,25$, $n=19$, $R^2=0,97$).

2.4.2. Abundância e biomassa fitoplânctonica

O método utilizado, para a contagem de diatomáceas, clorofíceas, euglenofíceas e dinoflagelados foi o de Utermöhl, descrito por Hasle (1978). De cada amostra sedimentaram-se 10 mL ou 25 mL durante 8 horas, dependendo o volume sedimentado da concentração de organismos na amostra. As amostras foram observadas no microscópio de inversão Zeiss Axiovert S 100 com contraste de fase. Com uma

ampliação de 400 x, observaram-se no mínimo 50 campos visuais para cada amostra, sendo organismos identificados geralmente até ao género, com base em Tomas (1997). A abundância fitoplanctónica foi calculada de acordo com a equação 1:

$$\text{Abundância (Cel /L)} = x.A.d \div a.n.v \quad \text{Equação 1}$$

onde x é o número de células contadas, A a área total da câmara de sedimentação (mm^2), d o factor de diluição devido à adição de lugol (volume final/volume amostra); a a área do campo (mm^2), n o número de campos enumerados e v o volume de amostra fixada (L).

O cálculo da biomassa fitoplanctónica, em conteúdo em carbono, foi realizada, considerando o volume celular médio. Para tal, utilizaram-se as fórmulas descritas por Hillebrand *et al.*, (1999) que melhor se adequam a cada *taxa*. Neste processo foi, por vezes necessário inferir sobre a espessura ou a terceira dimensão de alguns organismos. Para o efeito foi utilizada a conversão sugerida por Chavez *et al.* (1991), resumida na Tabela 2.

Tabela 2 Estratégia utilizada na estimativa da espessura da terceira dimensão para diatomáceas pinuladas e cêntricas, e dinoflagelados com teca e sem teca (Chavez *et al.*, 1991)

Fitoplâncton	Cálculo da espessura da terceira dimensão
Diatomáceas pinuladas	Distância perivalvar = largura da valva
Diatomáceas cêntricas	Largura da valva = 0,6*comprimento da valva
Dinoflagelados com teca	Espessura da valva =0,5*largura
Dinoflagelados sem teca	Espessura da valva = 0,75*largura

A biomassa fitoplanctónica baseada no conteúdo em Carbono (CC), foi calculada segundo:

$$\log CC(\text{pgC / cél}) = \log a + b \log V \quad \text{Equação 2a}$$

$$B = A \times CC \quad \text{Equação 2b}$$

onde CC é o conteúdo em carbono em $pgC/cél$, V o volume celular, B a biomassa e A a abundância fitoplanctônica.

Na sua estimativa foram usados modelos alométricos com base nas relações de $CC: V$ publicadas e estabelecidas para cada grupo identificado (Tabela 4).

Tabela 3 Valores de $\log a$ e b atribuídos para Diatomáceas e Dinoflagelados com teca, no cálculo do conteúdo em carbono

Grupo Fitoplanctônico	$\log a$	b	Referência bibliográfica
Diatomáceas	-0,420	0,850	Montagnes & Franklin (2001)
Dinoflagelados	-0,050	0,774	Mender-Deuer & Lessard (2000)

2.5 Metazooplâncton

Para o cálculo da abundância e biomassa zooplanctônica, às diferentes amostras foram retirados fragmentos de vegetação e posteriormente diluídas em 500ml de água.

2.5.1. Abundância e biomassa metazooplâncton

O biovolume de zooplâncton ($> 200\mu m$), como medida aproximada da biomassa, foi obtido através da medição do volume deslocado de cada amostra (Harris *et al.*, 2000). Neste sentido, procedeu-se à filtração das amostras já diluídas para um balão volumétrico, utilizando um filtro com poro de $50\mu m$. Esse volume foi novamente medido, representando a diferença entre o volume inicial e o volume final, o volume de zooplâncton ou volume deslocado (VD).

$$Biomassa (mgC / m^3) = 10^{\wedge} (\log VD + 1,842) / 0,865 \quad \text{Equação 3}$$

Na análise da abundância destes organismos recorreu-se à subdivisão das amostras quando as mesmas apresentavam uma densidade elevada. Para o efeito utilizou-se um fraccionador de Folsom que permite subdividir a amostra em sucessivas alíquotas.

A enumeração e identificação de zooplâncton foram feitas com uma lupa Zeiss Stemi 2000, utilizando-se câmaras de contagem de zooplactontes.

Para a identificação recorreu-se a Tréogouboff & Rose (1957), sendo os diferentes organismos identificados geralmente até ao género. A abundância (indivíduos/m³) foi calculada segundo a equação 4, proposta por Newell & Newell (1963).

$$N^{\circ} \text{ ind. m}^{-3} = \frac{n}{v} \quad \text{Equação 4}$$

onde n é o número de indivíduos na amostra e v , o volume de água filtrada durante o período do arrasto.

A abundância relativa foi calculada segundo a seguinte fórmula

$$\text{Abundância relativa(\%)} = \frac{n * 100}{N} \quad \text{Equação 5}$$

onde n é o número de organismos da espécie, N é o número total de organismos na amostra. Na análise da abundância relativa foi adoptado o seguinte critério (Browner & Zar, 1984):

- Muito abundante > 50%
- Abundante 50-30%
- Pouco abundante 30-10%
- Raros < 10%

2.6 Análise de dados

2.6.1 Análise Univariada

Foram calculados o número de espécies (S), riqueza específica (d), o índice de diversidade de Shannon – Wiever (H') e o índice de equitabilidade (J'), das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton, utilizando para o efeito o procedimento DIVERSE do programa PRIMER-E (versão 5.1.2). O índice de equitabilidade varia entre 0 e 1, sendo máxima em amostras em que todas as espécies se encontram igualmente representadas e, aproximando-se de 0 quando uma espécie se torna significativa e progressivamente mais elevada do que as restantes (Browner & Zar, 1984).

A existência de diferenças estatísticas ao nível das variáveis químicas (macronutrientes inorgânicos dissolvidos) e biológicas (chl a , abundância e biomassa específica fitoplanctónica, biomassa, abundância relativa e densidade zooplanctónica, e índices ecológicos), entre estações de amostragem (independentemente para cada período considerado) e entre períodos de amostragens (inverno e primavera) foi testada utilizando a análise de variância (ANOVA). Na análise das diferenças sazonais foram utilizados as 8 estações de amostragem, sendo estes tratados como amostras independentes. As ANOVAS foram apenas efectuadas quando todos os pressupostos estatísticos (distribuição normal das amostras, homogeneidade de variância e independência de amostras) se encontravam reunidos. Nos casos em que os pressupostos da ANOVA não se verificaram, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal- Wallis (K-W), ANOVA “on ranks” (Zar, 1996).

Sempre que se verificou a existência de diferenças significativas, estas foram testadas utilizando o teste de comparações múltiplas de Dunn’s (Zar, 1996), teste este em que os pares de amostras são comparados com um controlo, pré determinado, *à priori*. No caso deste estudo, a estação de impacto serviu como ponto de comparação.

O Software estatístico utilizado para a análise de variância foi o Statistica versão 3.5.

De modo a avaliar a existência de uma relação linear entre as variáveis abióticas (salinidade e concentração de nutrientes dissolvidos) e bióticas (concentração de clorofila a , abundância de fitoplâncton e zooplâncton), efectuou-se uma análise de correlação Spearman, aconselhada para dados não paramétricos. Foi então calculado o

coeficiente de correlação (r), que mede a força da associação existente entre duas variáveis. Este coeficiente varia entre -1 e 1, indicando o primeiro a existência de uma correlação inversa, onde uma das variáveis tende a aumentar quando a outra decresce. Quando r iguala o valor 1, diz-se haver uma associação positiva entre as variáveis, onde ambas tendem a aumentar. Quanto mais próximo de -1 ou 1 o r estiver, mais forte é a relação entre as duas variáveis. Quando r toma o valor entre de 0-0,2 significa que não existe uma relação linear. Associado ao valor de r encontra-se um valor de P . Quando $P < 0,05$, existe uma relação significativa entre variáveis (Zar, 1996). No cálculo do coeficiente de Spearman recorreu-se ao programa Statistica versão 3.5.

2.6.2 Análise Multivariada

A relação entre a salinidade, concentração de nutrientes dissolvidos, e os diferentes locais de amostragem, nos dois períodos analisados, foi avaliada recorrendo à Análise de Componentes Principais (ACP), consistindo este método na construção de gráficos bidimensionais. Nestes é possível: i) verificar as correlações entre os parâmetros bióticos e abióticos, ii) verificar a relação entre os parâmetros atrás referidos e as estações. Esta última segue o seguinte critério: variáveis e estações que se encontram compreendidas entre um ângulo de 45° estão positivamente correlacionadas; entre ângulos compreendidos entre 45° e 180° não existe correlação; para ângulos superiores a 180° correlação é negativa.

Para a análise multivariada da componente química foi usado o programa BRODGAR.

A existência de diferenças na estrutura da comunidade fitoplanctónica (abundância) e zooplanctónica (abundância), entre pontos de amostragem, para cada período amostrado, foi analisada através de dois métodos distintos: Análise de agrupamentos (CLUSTER) e Multi Dimensional Scaling (MDS). A primeira análise baseia-se no agrupamento das variáveis com maior similaridade entre si. A interligação das amostras, tendo em conta as suas associações, resulta num dendograma, onde os grupos de amostras são dispostos, sucessivamente, em clusters mais pequenos, onde o grau de similaridade aumenta. A análise MDS baseia-se no seguinte pressuposto: a similaridade entre duas amostras pode ser expressa em função da distância entre dois pontos representativos dessas mesmas amostras. Desta forma, amostras semelhantes

encontram-se mais próximas no espaço multidimensional, enquanto aquelas que estão mais afastadas têm um maior grau de dissimilaridade entre si.

Na análise multivariada do fito e zooplâncton o coeficiente de similaridade utilizado para calcular as distâncias entre amostras foi o de Bray-Curtis. Este coeficiente de similaridade varia entre 0, quando um par de amostras não apresenta nenhuma similaridade entre si, e 100 quando os pares se apresentam idênticos. O coeficiente de Bray-Curtis é utilizado em análises quantitativas, uma vez que ignora a existência de duplas ausências (Clarke & Warwick, 1994). Contudo, podendo haver a sobrevalorização das espécies mais abundantes e a subvalorização das mais raras, foi aplicada, tanto na abundância fitoplanctónica como na abundância zooplanctónica, uma transformação do tipo presença/ausência (Krebs, 1999). De forma, a realçar a contribuição, em termos de espécies, na separação de dois grupos de amostras diferentes, realizou-se à *posteriori* uma análise de Similaridade Percentual (SIMPER).

Todas as análises multivariadas referentes ao fitoplâncton e zooplâncton foram realizadas com o programa PRIMER-E (versão 5.1.2).

3. Resultados

3.1 Características hidrológicas

Na caracterização do ano hidrológico (www.snirh.pt) tiveram-se em conta o escoamento (m^3/s) e pluviosidade anual média (mm), calculada a partir dos valores mensais médios, assim como os valores referente às últimas duas décadas. No que diz respeito, ao escoamento foram utilizados os dados respeitantes à estação Pulo do Lobo e para a pluviosidade foram utilizados os dados referentes à estação de Martim Longo. Nas últimas duas décadas o escoamento registado para a bacia do Guadiana foi de $44,42 \cdot 10^5 m^3/s$, enquanto a pluviosidade foi de 42,70 mm. No ano hidrológico de 2008/2009 o escoamento médio anual foi de $3,80 \cdot 10^5 m^3/s$. Já a pluviosidade média anual registada, para esse ano, foi de 17,68 mm (Anexo1). Integrou-se ainda na análise das variáveis em estudo, dados referentes à pluviosidade e caudal do rio Guadiana relativos à semana anterior às duas campanhas de amostragem. Para tal, recorreu-se à base de dados referentes à estação de Castro Marim e Alcaria, no caso da pluviosidade e

estação Pulo do Lobo, no caso do escoamento. Da base de dados referentes aos meses de Novembro de 2008 e Abril de 2009, filtraram-se os dados respeitantes às semanas que antecederam as duas amostragens e efectuou-se a respectiva média.

3.2 Variáveis ambientais : salinidade e temperatura

A temperatura da água, Figura 4A, variou, nos dois períodos amostrados, entre 15,8°C e 16,7°C. Os valores deste parâmetro mostraram ser, em média, superiores na Primavera ($T_{\text{média}} = 16,1^{\circ}\text{C} \pm 0,21$), quando comparados com os valores registados no Inverno ($T_{\text{média}} = 15,9^{\circ}\text{C} \pm 0,1$), existindo diferenças significativas entre os períodos (K-W: $H = 9,33$ $P = 0,01$)

De maneira geral, (Figura 4B), a salinidade revelou ser mais elevada durante o inverno, com um valor médio de $29 \pm 3,95$, enquanto na primavera a salinidade média foi de $25,44 \pm 1,96$. Contudo, não se verificaram diferenças estatísticas entre os períodos (K-W: $H = 3,60$ $P = 0,07$). Assistiu-se a um padrão, em ambos os períodos, que se traduziu em valores de salinidade mais baixos junto à fonte de água subterrânea, que gradualmente vão aumentando ao longo do transecto.

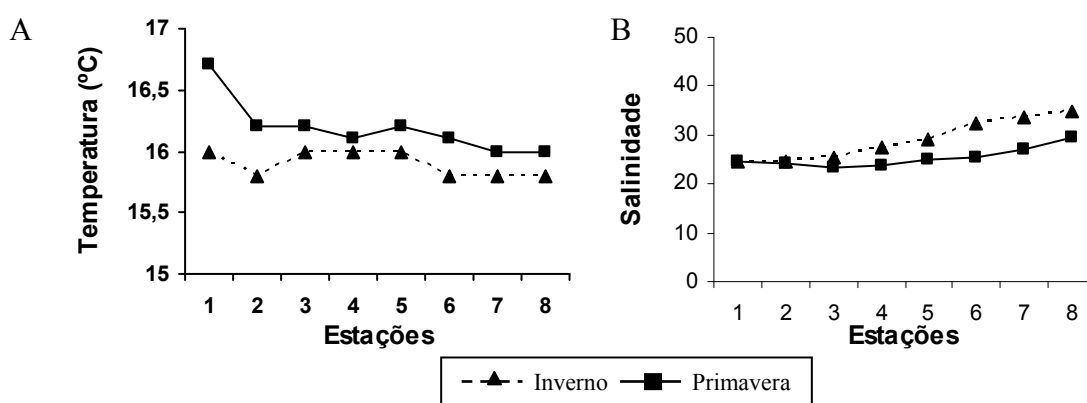


Figura 4 Variação da- A) Temperatura (°C), B) Salinidade- ao longo do transecto de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009), efectuado no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim)

3.3 Macronutrientes inorgânicos dissolvidos

3.3.1 *Variação espaço-temporal da concentração de nutrientes dissolvidos*

Foi no inverno que observaram as maiores oscilações de valores de concentração de SiO_4^{4-} (Figura 5A), observando-se, de maneira geral, um decréscimo com o aumento da distância à fonte de água subterrânea, havendo diferenças estatísticas entre estações (ANOVA: $P=0,01$). Quando se compara a estação de impacto com cada uma das outras estações (Tabela 5), os únicos pares comparativos a apresentarem diferenças significativas são I1 e I6 e I1 e I8 (Dunnett's: $P=0,05$). É ainda de salientar, o elevado valor de concentração que ocorre na estação I6. Na primavera verificou-se o mesmo padrão, com a ocorrência da concentração mais elevada em P1, havendo diferenças entre todas as estações (K-W: $H=14,82$ $P=0,04$). Quando se compara os diferentes pontos de amostragem com a estação de impacto, o único par comparativo a apresentar diferenças significativas é P1 e P8 (Dunn's: $P=0,05$). A análise temporal da concentração de SiO_4^{4-} revelou a existência de diferenças significativas (K-W: $H=22,05$ $P=0,01$), onde o inverno a apresentou valores mais elevados, com uma concentração média de $16,01 \mu\text{M} \pm 7,34$, contrastando com a concentração média de $4,41 \pm 2,71 \mu\text{M}$ registada na primavera.

Durante o inverno (Figura 5B) a concentração de fosfatos (PO_4^{3-}) sofreu oscilações espaciais, facto que se reflectiu nas diferenças encontradas (Tabela 5) entre estações (K-W: $H=22,57$ $P=0,002$), nomeadamente entre I1 e I2 (Dunn's: $P=0,05$). Na primavera, observou-se um padrão menos oscilatório, no que se refere à concentração deste nutriente, com diferenças significativas a serem registadas entre todas as estações (K-W: $H=14,91$ $P=0,04$) mas não entre I1 e as restantes estações (Dunn's $P>0,05$). Diferenças estatísticas foram encontradas ao nível sazonal (K-W: $H=22,56$ $P=0,01$), onde o inverno apresentou $I_{\text{média}} = 2,99 \pm 3,41 \mu\text{M}$, enquanto o valor médio da primavera foi de $P_{\text{média}} = 0,14 \pm 0,04 \mu\text{M}$.

No que diz respeito à concentração de nitrato (NO_3^-) (Figura 5C), no inverno verificou-se que as concentrações mais elevadas (Tabela 5) ocorreram em I1 ($I_{\text{máx}} = 13,4$

μM), a partir da qual a concentração decresce gradualmente até à última estação. De facto, verificou-se a existência de diferenças estatísticas entre estações (K-W: $H=14,31$ $P=0,05$), nomeadamente entre I1 e I8 (Dunn's: $P=0,05$). No transecto de primavera, não se assistiu a um padrão bem definido na concentração de NO_3^- , existindo, no entanto, diferenças entre as estações (K-W: $H=14,82$ $P=0,002$). Contudo, não foram encontradas diferenças significativas entre as diferentes estações e a estação de impacto (Dunn's: $P>0,05$). Ao contrário do observado para os SiO_4^{4-} e PO_4^{3-} , a concentração de NO_3^- , foi de maneira geral mais elevada na primavera ($P_{\text{média}}= 6,72 \pm 4,0 \mu\text{M}$) do que no inverno ($I_{\text{média}}= 3,63 \pm 2,46 \mu\text{M}$).

Nos dois períodos amostrados, a concentração de nitrito (NO_2^-) (Figura 5D), tendeu a diminuir ligeiramente com o afastamento à fonte de água subterrânea, havendo diferenças entre as estações (Inverno K-W: $H= 14,30$ e $P=0,05$; Primavera K-W: $H=14,37$ e $P=0,05$). Este decréscimo foi mais acentuado na primavera, onde P1 se destacou pelo valor elevado apresentado ($P1= 1,70 \mu\text{M}$), a partir do qual a concentração decresceu (Dunn's: $P=0,05$).

A concentração de amónia (NH_4^+) (Figura 5E), no inverno como na primavera, apresentou um padrão semelhante ao observado para o NO_2^- , isto é, as oscilações existentes nos valores de concentração não são muito acentuadas, havendo diferenças entre as estações amostradas (Inverno K-W: $H=17,72$ $P=0,01$ e Primavera K-W: $H=14,51$ $P=0,04$). Mais uma vez observou-se um valor elevado na primeira estação primaveril ($P1=12,62 \mu\text{M}$), a partir da qual a concentração decresce. Existiram diferenças, (Tabela 5) significativas entre os dois períodos amostrados (Dunn's: $P=0,05$).

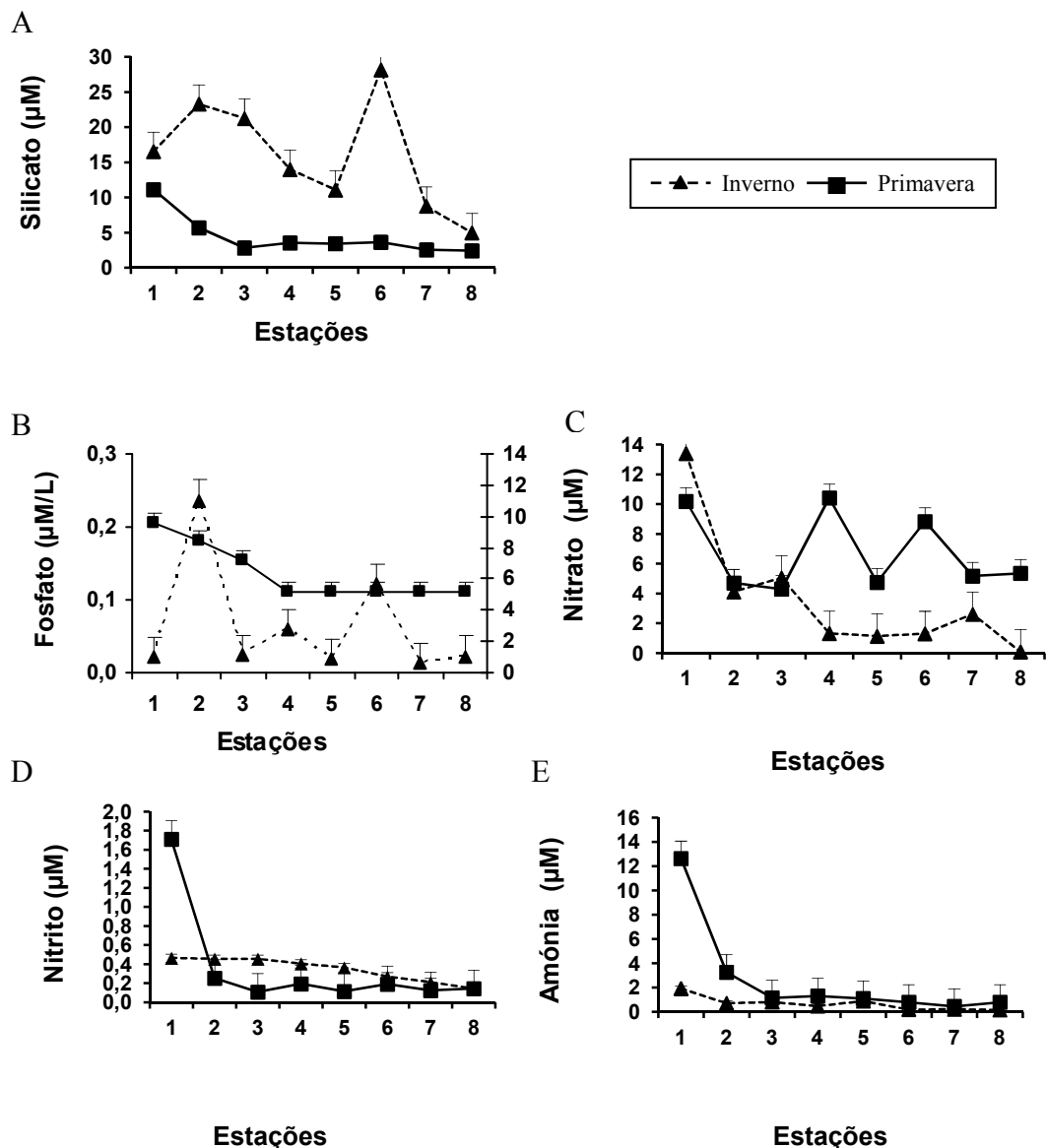


Figura 5 Variação da concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos ao longo do transecto de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009), efectuado no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim), - A) Silicato (μM), B) Fosfato (μM) C) Nitrato (μM), D) Nitrito (μM) e E) Amónia (μM)

Através da análise de componentes principais é possível verificar, que no inverno (Figura 6A) existiu de uma correlação positiva entre: a) a concentração de fosfato e silicato e estações I2 e I4, b) a concentração de silicato e as estações I4 e I3, c) a concentração de nitrato e amónia e d) a salinidade e as estações I4, I8 e I7. No inverno observou-se ainda uma correlação negativa entre a salinidade e a concentração de fosfato, silicato e nitrito e a inexistência de uma correlação entre a salinidade e a concentração de nitrato e amónia. É importante ainda realçar que a estação de impacto, I1, não é correlacionável com nenhuma variável ou estação.

Na Primavera (Figura 6B), observou-se uma forte correlação entre a concentração de nitrito, silicato, amónia e salinidade e a estação P1. Foi possível, ainda estabelecer uma correlação, mais fraca, entre a concentração de silicato, amónia e salinidade com a concentração de fosfato. Contudo, não se assistiu a uma correlação entre as restantes estações e as variáveis analisadas.

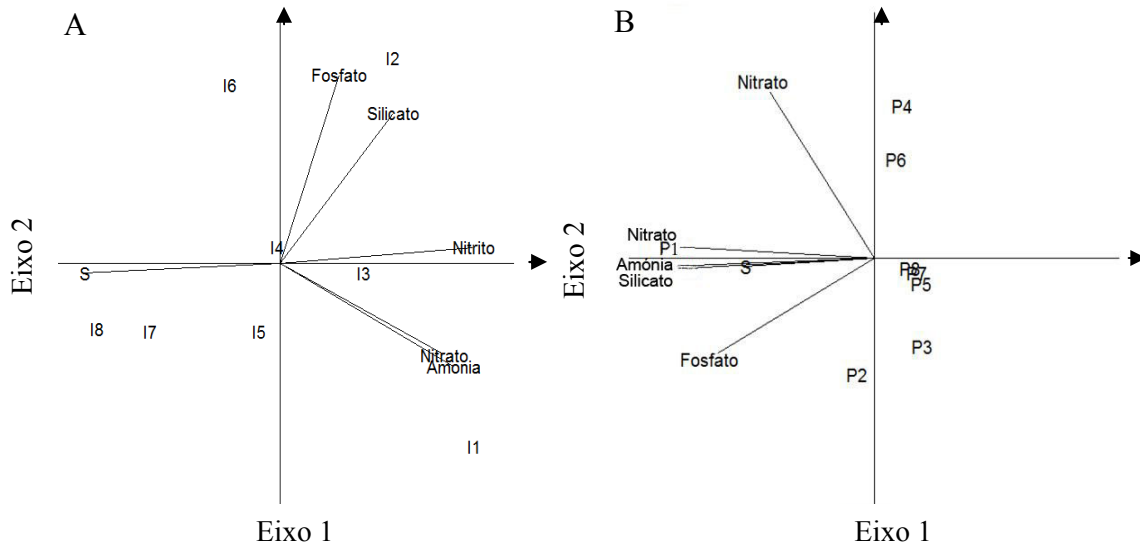


Figura 6 Análise Componentes Principais das concentrações de nutrientes dissolvidos (SiO_4^{4-} , PO_4^{3-} , NO_3^- e NO_2^-), salinidade e as estações amostradas no, A) Inverno (13 de Novembro 2008) e B) Primavera (29 Abril de 2009), no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim)

Tabela 5 Valores mínimos (Min), máximo (Máx), média±desvio padrão (Méd±dp), análise estatística espacial entre estações e entre a estação I e as restantes e análise estatística sazonal, obtidos, no Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009) no esteiro da Lezíria, para as variáveis físicas e químicas: temperatura (T °C), salinidade, Concentração (µM) de nutrientes dissolvidos (SiO₄⁴⁻, PO₄³⁻, NO₃⁻, NO₂⁻ e NH₄⁺). Na análise estatística espacial aplicada entre a estação I e os restantes pontos de amostragem apenas foram mencionados os pares comparativos que apresentaram diferenças significativas.

	Inverno						Primavera				Análise estatística sazonal	
	Análise estatística espacial						Análise estatística espacial					
	Min	Máx	Méd±dp	Entre estações	I1 vs Ix		Min	Máx	Méd±dp	Entre estações		PI vs Px
T	15,8	16	19,9±0,1	-	-		16	16,7	16,1±0,21	-	-	K-W: H= 9,33 P=0,01
S	24,5	34,7	29±3,94	-	-		32	29,6	25,3±1,95	-	-	K-W: H= 3,60 P=0,07
SiO ₄ ⁴⁻	4,99	28,18	16,01±7,34	P=0,01	I1 vs I6 e I2 Dunn's P=0,05		2,42	11,12	4,41±2,71	K-W:H=14,82 P=0,04	P1vs P8 Dunn's P=0,05	K-W: H= 22,05 P=0,01
PO ₄ ³⁻	0,59	11,02	2,99±3,41	K-W: H= 22,57 P=0,001	I1 vs I2 Dunn's P=0,05		0,11	0,21	0,14±0,04	K-W:H=14,91 P=0,04	-	K-W: H= 22,56 P=0,01
NO ₃ ⁻	0,09	13,4	3,60±4,00	K-W: H= 14,31 P=0,05	I1 vs I8 Dunn's P=0,05		4,30	10,43	6,72±2,46	K-W:H=14,82 P=0,002	-	K-W: H= 10,03 P=0,05
NO ₂ ⁻	0,15	0,47	0,35±0,12	K-W: H= 14,30 P=0,05	I1 vs I8 Dunn's P=0,05		0,11	1,71	0,36±0,51	K-W:H=14,37 P=0,05	PI vs Px Dunn's P=0,05	Dunn's P=0,05
NH ₄ ⁺	0,15	1,91	0,67±0,54	K-W: H= 14,30 P=0,05	I1 vs Ix Dunn's P=0,05		0,44	12,62	2,68±3,84	K-W:H=14,51 P=0,04	PI vs Px Dunn's P=0,05	P=0,05

3.3.2 Identificação do nutriente potencialmente limitante para o fitoplâncton

Na amostragem efectuada no inverno (Figura 7A), o ratio molar N:P manteve-se abaixo de 16, sendo a única excepção a estação 1, com N:P = 16,56 (Anexo 2). O ratio Si:N foi, em todas estações, superior a 1, já o ratio entre Si:P, manteve-se, de maneira geral abaixo de 16, constituindo as excepções as estações 1 (Si:P = 17,36) e 3 (Si:P = 18,86).

Na primavera (Figura 7B), tanto o ratio molar entre N:P como o ratio entre Si:P, mantiveram-se superiores a 16, enquanto o ratio entre Si:N, estabeleceu-se, em todas estações abaixo de 1.

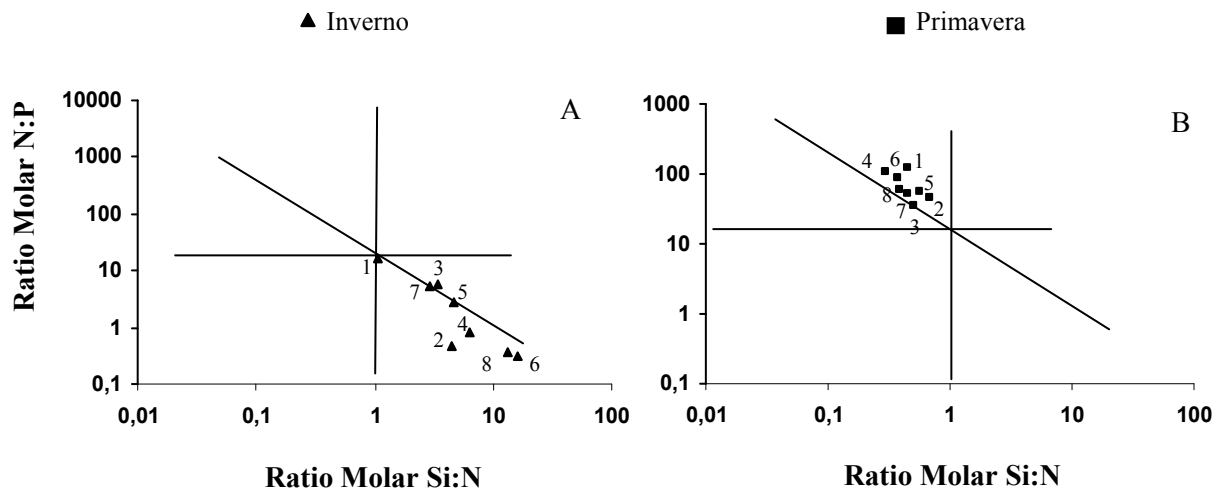


Figura chave

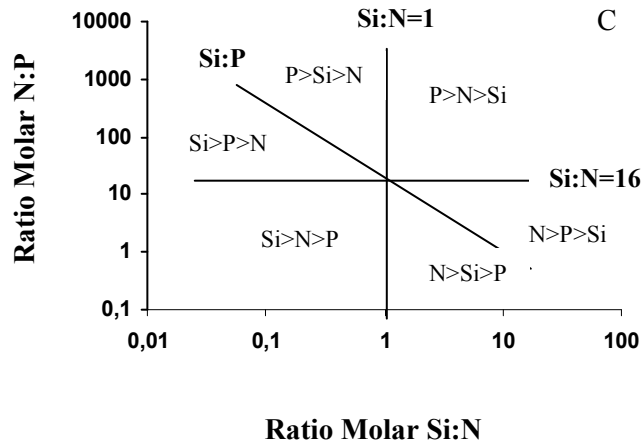


Figura 7 Representação do ratio molar Si:N:P, no esteiro da Lezíria, Sapal de Castro Marim, no A) Inverno (13 de Novembro de 2008), B) Primavera (29 de Abril de 2009) e C) os coeficientes molares entre as concentrações de nutrientes potencialmente limitantes pelas rectas Si:N=1, N:P=16 e Si:P=16. Estas definem 6 áreas diferentes na figura, cada uma delas caracterizada, pelo seu potencial no que diz respeito ao nutriente limitante, por ordem de prioridade (Rocha *et al.*, 2002)

3.4 Fitoplâncton

3.4.1 Composição e abundância fitoplanctônica

Foram identificados 19 *taxa* fitoplanctônicas distintos, durante a amostragem efectuada no inverno e primavera (Tabela 5). Todos os organismos identificados foram diatomáceas.

Os valores mais elevados de abundância (Tabela 6) ocorreram na primavera ($\text{Abund}_{\text{média}} = 2,6 \text{ E}^4 \pm 2,5 \text{ E}^4 \text{ cel/L}$), quando comparados com os valores obtidos no inverno ($\text{Abund}_{\text{média}} = 2,3 \text{ E}^3 \pm 2,2 \text{ E}^3$), com diferenças a existirem entre os dois períodos amostrados (K-W: $H = 29,58$ $P = 0,01$). Dos *taxa* identificados, no período primaveril, *Detonula pumila* ($4,67 \text{ E}^5 \text{ cel/L}$), *Lauderia annulata* ($3,09 \text{ E}^5 \text{ cel/L}$) e o género *Chaetoceros* ($2,04 \text{ E}^5 \text{ cel/L}$), são aqueles que apresentaram abundâncias mais elevadas. No inverno a característica de realce é a ausência de muitas espécies, tendo sido registado apenas 40% dos grupos vistos nos dois períodos. Os valores de abundância registados encontraram-se compreendidos entre $8,4 \text{ E}^2 \text{ cel/L}$ (*Cyclotella*) e $1,4 \text{ E}^4 \text{ cel/L}$ (*Guinardia striata*).

Tabela 6 *Taxa* fitoplanctônicas identificados e respectivas abundâncias (Células. 10⁵/L), no período de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009), no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim)

	<i>Taxa</i>	Abundância (células.10 ⁵ /L)	
		Inverno	Primavera
Diatomáceas	<i>Bellerochea malleus</i>	0,69	-
	<i>Cerataulina</i>	0,27	2,90
	<i>Chaetoceros</i>	0,08	20,42
	<i>Coscinodiscus</i>	-	-
	<i>Cyclotella</i>	-	2,89
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	-	0,98
	<i>Detonula pumila</i>	-	46,67
	<i>Eucampia</i>	-	1,79
	<i>Guinardia delicatula</i>	-	7,99
	<i>Guinardia striata</i>	1,45	1,93
	<i>Gyrosigma/Pleurosigma</i>	0,17	1,71
	<i>Lauderia annulata</i>	0,43	30,89
	<i>Leptocylindrus</i>	0,09	11,62
	<i>Odontella</i>	-	-
	<i>Pennales</i> não identificadas	-	17,87
	<i>Pseudonitzschia</i>	-	2,55
	<i>Rhizosolenia</i>	-	0,72
	<i>Skeletonema</i>	-	3,07
<i>Stephanopyxis turris</i>	-	2,78	

3.4.2 Concentração de clorofila *a*, Abundância e Biomassa específica fitoplanctónica

A concentração de chl *a* (Figura 8A) foi mais baixa durante o período de inverno (chl a_{\min} = 0,27 µg/L, chl a_{\max} = 0,76 µg/L, chl $a_{\text{média}}$ = 0,52 ± 0,16 µg/L), quando comparada com a primavera (chl a_{\min} = 1,04 µg/L, chl a_{\max} = 2,49 µg/L, chl $a_{\text{média}}$ = 1,63 ± 0,48 µg/L), havendo diferenças significativas entre os dois períodos (K-W: H= 53,31 P= 0,01). Tanto para o inverno como para a primavera verificou-se a existência de diferenças na concentração de chl *a* entre as várias estações de amostragem (Inverno K-W: H=20,51 P=0,01; Primavera ANOVA: P=0,01). Contudo, quando se compara a estação de impacto com as restantes, apenas na primavera se encontraram diferenças entre todos os pares comparativos (Dunn's: P=0,05). No inverno não se registou diferenças significativas entre a primeira e as outras estações (Dunn's: P>0,05).

No inverno a abundância (Figura 8B) apresentou valores baixos quando comparados aos obtidos na primavera. Os valores mais baixos foram registados nas

primeiras estações, enquanto as mais elevadas foram observadas nas estações I5, I6 e I7 ($I_{\min} = 8,4 \text{ E}^2 \text{ Células/L}$, $I_{\max} = 9,1 \text{ E}^3 \text{ Células/L}$, $I_{\text{média}} = 4,1 \text{ E}^3 \pm 3,2 \text{ E}^3 \text{ Células/L}$). Na primavera as variações foram mais acentuadas, do que aquelas apresentadas pelo transecto de inverno ($P_{\min} = 9,8 \text{ E}^4 \text{ Células/L}$, $P_{\max} = 3,3 \text{ E}^5 \text{ Células/L}$, $P_{\text{média}} = 2,0 \text{ E}^5 \pm 5,9 \text{ E}^5 \text{ Células/L}$). O valor mais baixo foi registado na primeira estação, a partir da qual a concentração, contrariamente ao registado com a chl *a*, cresceu ligeiramente, mantendo-se relativamente constante ao longo do transecto. A única excepção, ocorreu na estação P5, onde se obteve o valor mais elevado ($3,3 \text{ E}^5 \text{ Células/L}$). Quando comparados o transecto de inverno e primavera, assistiu-se a diferenças significativas entre os dois períodos (K-W: $H=11,29$ $P=0,01$), com a primavera a registar valores mais elevados.

A biomassa específica total de fitoplâncton (Figura 8C), apresentou o mesmo padrão do que a abundância total de espécies, tanto no inverno como na primavera. Este último período ($P_{\min} = 2,4 \text{ E}^5 \mu\text{g C/L}$, $P_{\max} = 7,8 \text{ E}^5 \mu\text{g C/L}$, $P_{\text{média}} = 5,1 \text{ E}^5 \pm 1,4 \text{ E}^5 \mu\text{g C/L}$), registou valores significativamente superiores aos mostrados pelo inverno ($I_{\min} = 2,2 \text{ E}^3 \mu\text{g C/L}$, $I_{\max} = 3,0 \text{ E}^4 \mu\text{g C/L}$, $I_{\text{média}} = 1,2 \text{ E}^4 \pm 9,9 \text{ E}^3 \mu\text{g C/L}$) (K-W: $H=11,29$ $P < 0,01$).

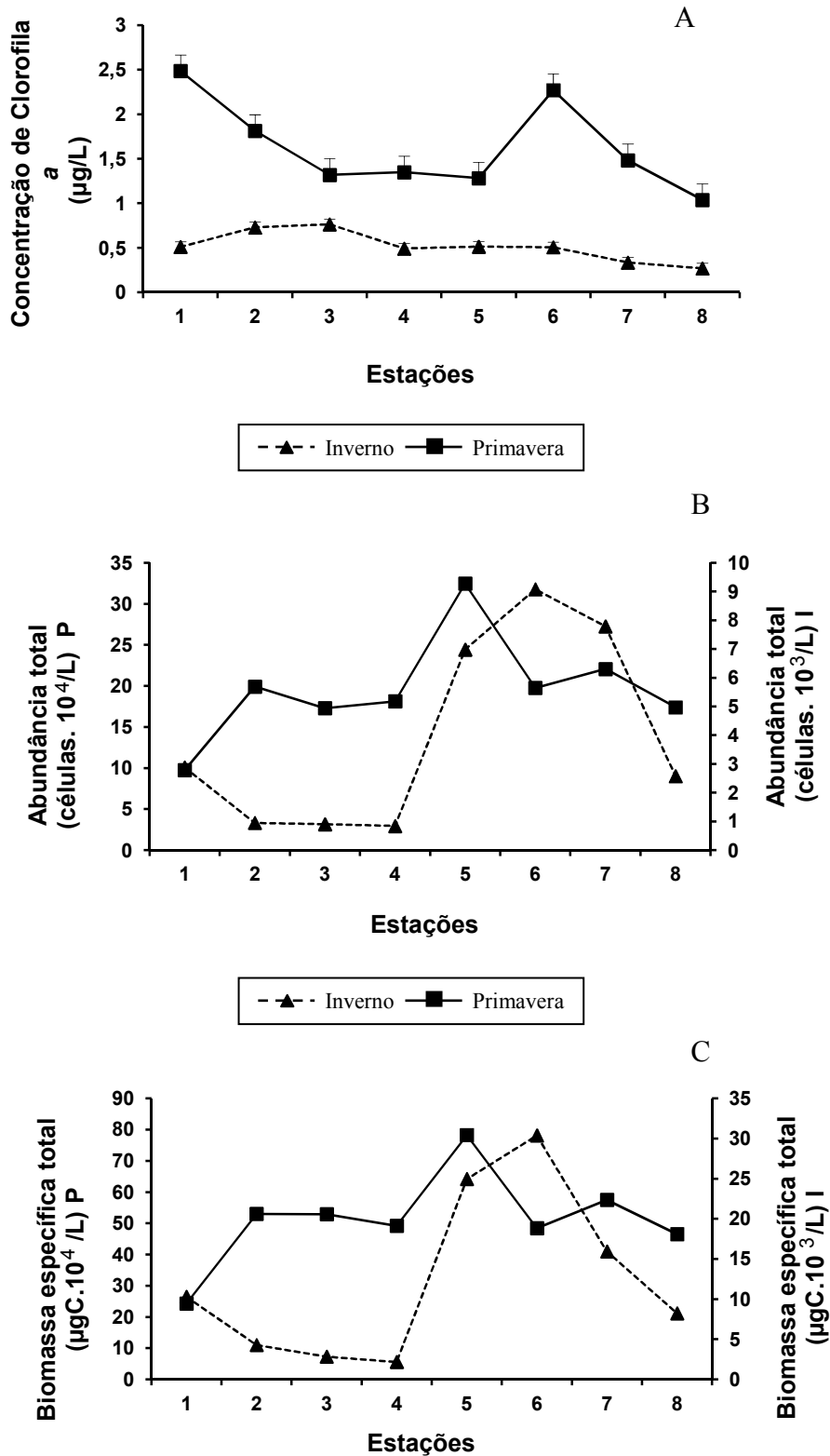


Figura 8 Concentração de chl *a* ($\mu\text{g/L}$) (A), abundância total de espécies (Célula/L) (B) e Biomassa específica total ($\mu\text{g C/L}$) (C), nas estações amostradas ao longo do transecto de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009), no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim)

3.4.3 Índices ecológicos

No inverno (Tabela 7), foram observadas em média $1,63 \pm 0,70$ taxa fitoplanctónicas (S), onde as estações mais afastadas (I6-I8) do ponto de descarga de água subterrânea registaram um maior número de taxa. Na primavera foram encontrados em média $7,5 \pm 2,12$ taxa, ao longo das estações amostradas, sendo, por isso, neste período que se regista o maior número de organismos (ANOVA: $P < 0,01$). Ao longo do transecto, o número de taxa registados oscilaram, não sendo por isso possível definir um padrão.

No inverno os valores de d e H' ($d_{\text{médio}} = 0,07 \pm 0,08$ e $H'_{\text{médio}} = 0,32 \pm 0,32$) foram baixos, chegando mesmo a registarem-se valores nulos (para $S=1$), originando estações cujo os valores de diversidade são muito baixos. Os valores destes índices foram mais elevados nas últimas estações, quando comparados com a primeira estação. Na primavera, os valores médios de d e H' , foram de $0,17 \pm 0,03$ e $1,72 \pm 0,23$. Ambos apresentaram oscilações ao longo do transecto, contudo, de maneira geral, observaram-se valores superiores após a primeira estação. Para estes dois índices, ambos os períodos amostrados, revelaram ter entre si diferenças significativas (Riqueza específica: ANOVA $P < 0,01$ e Índice de diversidade: ANOVA: $P < 0,01$).

No inverno a equitabilidade foi de $J'_{\text{médio}} = 0,42 \pm 0,44$, onde os valores na primeira estação revelaram ser superiores quando comparados com as restantes. Na primavera todas as estações apresentam valores de J' acima de 0,5 ($J'_{\text{médio}} = 0,88 \pm 0,06$), não existindo grandes oscilações entre estações.

Tabela 7 Índices ecológicos – Número de *taxa* fitoplanctónicas (S), Riqueza Específica (d), Índice de equitabilidade (J') Índice de diversidade de Shannon- Wiever (H') no inverno (13 de Novembro 2008) e primavera (29 Abril de 2009), no esteiro da Lezíria (Sapal de Castro Marim)

Estações	S	d	J'	H'
I1	2	0,13	0,92	0,64
I2	1	-	-	-
I3	1	-	-	-
I4	1	-	-	-
I5	1	-	-	-
I6	3	0,22	0,55	0,60
I7	2	0,11	0,99	0,69
I8	2	0,13	0,92	0,64
P1	6	0,44	0,93	1,66
P2	10	0,74	0,87	2,00
P3	4	0,25	0,94	1,31
P4	9	0,66	0,88	1,92
P5	6	0,39	0,82	1,47
P6	9	0,66	0,79	1,73
P7	10	0,73	0,85	1,95
P8	6	0,41	0,95	1,71

3.4.4 Análise Cluster e MDS da comunidade fitoplanctónica

No inverno (Figura 9A), tornou-se evidente a existência de diferenças na estrutura da comunidade fitoplanctónica ao longo do transecto efectuado, destacando-se a dissimilaridade (100%) existente entre I3, I4 e I5 e as restantes estações. Os 50% de similaridade são observados entre as estações I7, I8, I1 e I6. Quando se procedeu à comparação entre I1 e as restantes estações, verificou-se uma maior similaridade entre esta e as estações I6, I7 e I8 do que com as estações I2, I3 e I4. Com a análise MDS (Figura 9B) foi possível observar o afastamento espacial dos vários pontos de amostragem, cuja distância máxima é atingida pelas estações I3, I4 e I5, corroborando o já realçado pela análise CLUSTER.

Na primavera (Figura 9C), segundo a análise CLUSTER, todas as estações apresentaram similaridade acima dos 50%. A similaridade entre a estação de impacto e as restantes foi, geralmente, diminuindo ao longo do transecto. Como resultado, P1 apresentou uma maior percentagem de similaridade com P3 e P2 e uma menor com P6, P7, P5 e P8. A análise MDS (Figura 9D) realizada vem a suportar o já mencionado anteriormente em relação à análise CLUSTER.

De maneira geral, em ambos os períodos analisados, não se verificaram, quer pela análise CLUSTER quer pela MDS, diferenças na estrutura da comunidade fitoplânctónica, ao nível das estações amostradas e também quando se compara a estação de impacto com as restantes.

A análise CLUSTER (Figura 9E) revelou uma separação quase total dos dois períodos amostrados. Formam-se assim 2 grupos, sendo o primeiro formado pela maioria das estações invernais, que possuem entre si uma similaridade de 30%. O segundo é constituído por todas as estações amostradas na primavera, com uma percentagem de similaridade de 58%. Há ainda a realçar a estação I4 cuja estrutura fitoplanctónica se aproxima mais dos valores obtidos durante a amostragem primaveril.

A análise MDS (Figura 9F) vem a reforçar o já mencionado anteriormente, sendo aqui mais perceptível a maior aproximação entre a similaridade da estrutura da comunidade na primavera, quando comparada com os valores obtidos no inverno.

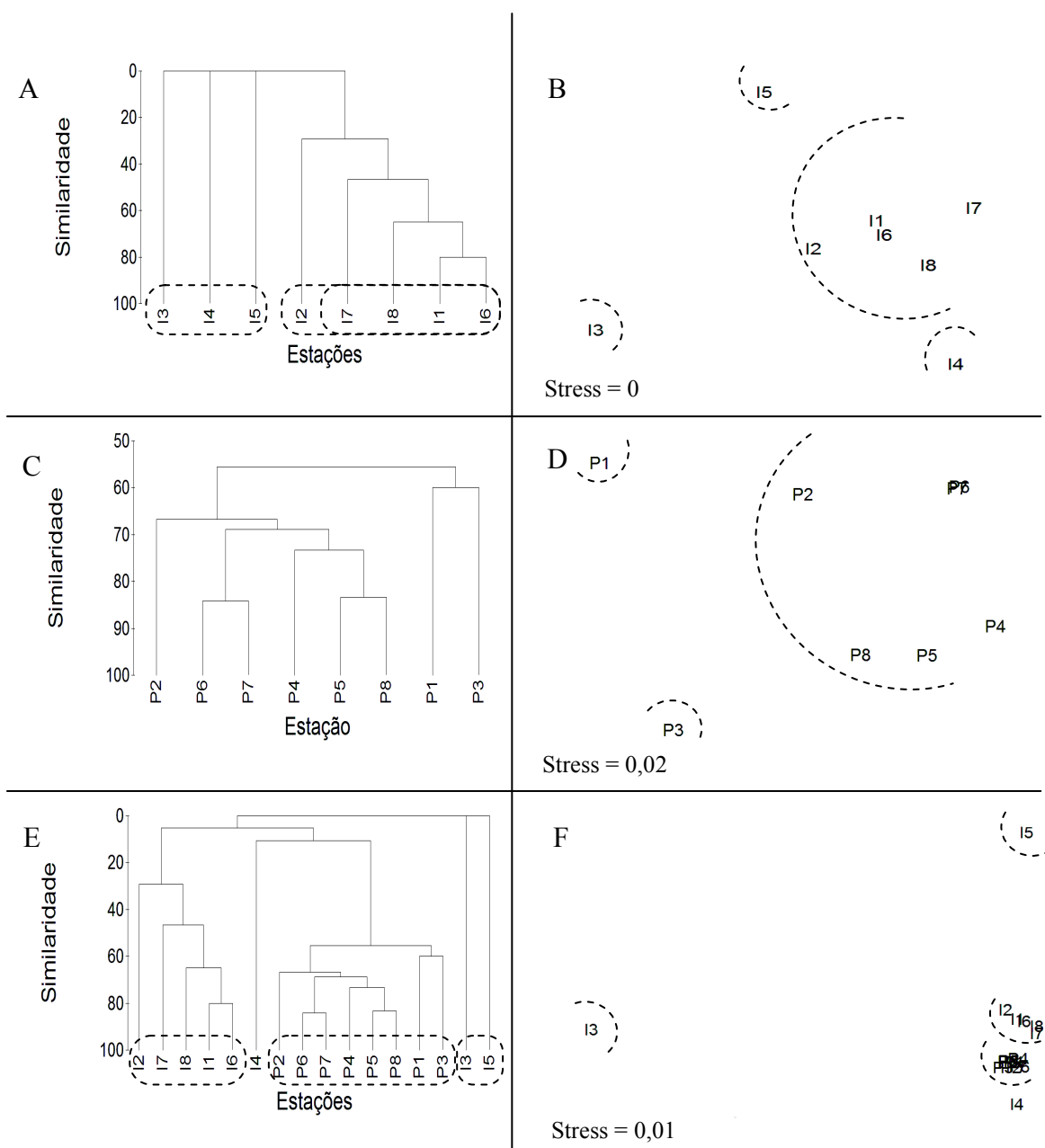


Figura 9 Análise de similaridade da estrutura da comunidade fitoplanctónica, nas estações amostradas no transecto de inverno e primavera, no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim): A) análise CLUSTER das estações amostradas no inverno, B) análise MDS das estações amostradas no inverno; C) análise CLUSTER das estações amostradas na primavera; D) análise MDS das estações amostradas na primavera; E) análise CLUSTER dos dois períodos amostrados, inverno e primavera e F) análise MDS dos dois períodos amostrados, inverno (13 de Novembro 2008) e primavera (29 Abril de 2009)

A análise SIMPER revelou uma elevada dissimilaridade entre períodos de amostragem, 94,95% relacionada com a ausência ou baixa abundância, dos seguintes *taxa* no inverno (Tabela 8).

Tabela 8 *Taxa* fitoplanctónicas responsáveis pela dissimilaridade entre o transecto de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009) efectuado no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim) e respectiva contribuição (%), dada pela análise SIMPER

<i>Taxa</i>	Contribuição (%)
<i>Detonula pumila</i>	12,36
<i>Lauderia annulata</i>	12,36
<i>Pennales</i> não identificadas	12,36
<i>Chaetoceros spp.</i>	8,24
<i>Leptocylindrus spp.</i>	7,74

3.5 Metazooplâncton

3.5.1 Composição e abundância de metazooplâncton

Foram no total observados 35 *taxa*, nos diferentes períodos e estações amostradas (Tabela 9). Foi possível agrupar os diferentes organismos identificados em 6 grupos: Anelidea, Cnidaria, Crustacea, Molusca, Urochordata e Vertebrata. O subfilo crustácea foi o mais representado em todas as amostras, sendo a subclasse copepoda a dominante entre os diferentes grupos presentes.

Na amostragem de inverno (Tabela 9) o valor mais baixo de abundância relativa pertenceu *Temora longicornis* e Velígera Lamelibranquia, com 0,01% cada, enquanto o valor mais elevado pertenceu a *Acartia spp.*, com 36,43%, sendo por isso considerada um *taxa* abundante. Na primavera a abundância relativa mínima e máxima foram de 0,02% (*Acartia grani* e gastrópodes) e 38,51% (*Acartia spp.*), respectivamente.

Quando se comparam os dois períodos, verificou-se que no inverno se registaram *taxa* que na primavera se mostraram estar ausentes. As maiores ausências são notadas nos grupos representados pelos estágios primários de alguns organismos tal como, copepodite calanoida, náupliu de copépode, protoconcha de gastrópode, velígera

de lamelibranquia, zoea de anomura e caridea, mas também *corycaeus*, harpactacoide, *penilia*, sifonóforos, isópode e poliqueta.

Tabela 9 *Taxa* zooplanctônicos identificados e respectivas abundâncias relativas (%), no período de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009) nas diferentes estações amostradas, no esteiro das Lezírias (Sapal de Castro Marim)

	<i>Taxa</i>	Abundância relativa (%)	
		Inverno	Primavera
Anelídea	Larva Poliqueta	0,88	0,25
	Poliqueta	0,03	-
Cnidária	Hidromedusa	1,06	0,05
	Sifonóforo	0,20	-
Crustácea	<i>Acartia grani</i>	0,31	0,02
	<i>Acartia spp.</i>	36,43	38,51
	Calanoida não identificado	2,66	0,18
	Copepodite calanoida	1,24	-
	Copepodite não identificado	-	0,19
	Naúpliu Copépode	0,21	-
	<i>Centropages spp.</i>	2,32	0,07
	<i>Clausocalanus spp.</i>	0,11	0,03
	<i>Corycaeus</i>	0,06	-
	<i>Euterpina acutifrons</i>	2,55	6,48
	Harpacticoide	0,30	-
	<i>Oithona sp.</i>	1,91	0,09
	<i>Oncaea sp.</i>	1,14	0,38
	<i>Paracalanus spp.</i>	15,19	1,31
	<i>Temora longicornis</i>	0,01	0,38
	Anfípode	-	0,21
	Isópode	0,81	-
	<i>Penilia spp.</i>	2,60	-
	<i>Podon spp.</i>	6,89	0,93
	<i>Evadne spp.</i>	0,38	0,03
	Cyprid Cirrípede	0,36	3,38
	Nauplio Cirrípede	4,39	20,65
	Zoea Anomura	0,15	-
Zoea Brachyura	0,06	0,51	
Zoea Caridea	0,04	-	
Molusca	Bivalve	0,04	0,15
	Velígera Lamelibranquia	0,01	-
	Gastrópode	-	0,02
	Protoconcha Gastrópode	0,26	-
	Velígera Gastrópode	13,23	11,90
Urochordata	<i>Oikopleura spp.</i>	3,68	12,86
Vertebrata	Larva Peixe	0,07	0,10
	Ovo Peixe	0,42	0,04
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	-	1,29

3.5.2 Abundância e biomassa de metazooplâncton

Os valores da abundância (Figura 10A) de inverno, variaram entre 180,32 ind/m³ (I1) e 3515,23 ind/m³ (I2) ($\text{Abundância}_{\text{média}} = 1104,28 \pm 977,44 \text{ ind/m}^3$), com a estação I1 a apresentar valores inferiores quando comparado às restantes estações. A primavera apresentou um mínimo de 913,40 org/m³, na estação 2, e um máximo de 5139,77, na estação 7 ($\text{Abundância}_{\text{média}} = 1857,52 \pm 1275,69 \text{ ind/m}^3$). A estação P1, apresentou, de uma maneira geral, valores mais elevados de abundância do que os restantes pontos de amostragem, sendo P7 a única exceção. Estatisticamente, os dois períodos amostrados apresentaram diferenças estatísticas (K-W: H= 4,41 P= 0,04).

No inverno a biomassa (Figura 10B) zooplânctónica apresentou como valor mínimo, máximo e médio de 2,17 µg C/L, 86,84 µg C/L e $28,66 \pm 26,08 \text{ µg C/L}$ respectivamente. Quando comparada a estação de impacto com as restantes estações, verificou-se que esta apresenta, em regra, valores inferiores no que diz respeito à biomassa. Na primavera registou um mínimo, máximo e média de 30,99 µg C/L, 680,75 µg C/L e $166,62 \pm 204,48 \text{ µg C/L}$, respectivamente. Por norma, verificou-se que também é na estação P1 que se registou os menores valores de biomassa, constituindo as excepções as estações P6 e P7. A análise ANOVA revelou diferenças estatísticas significativas, entre os dois períodos amostrados (K-W: H= 5,84 P=0,02).

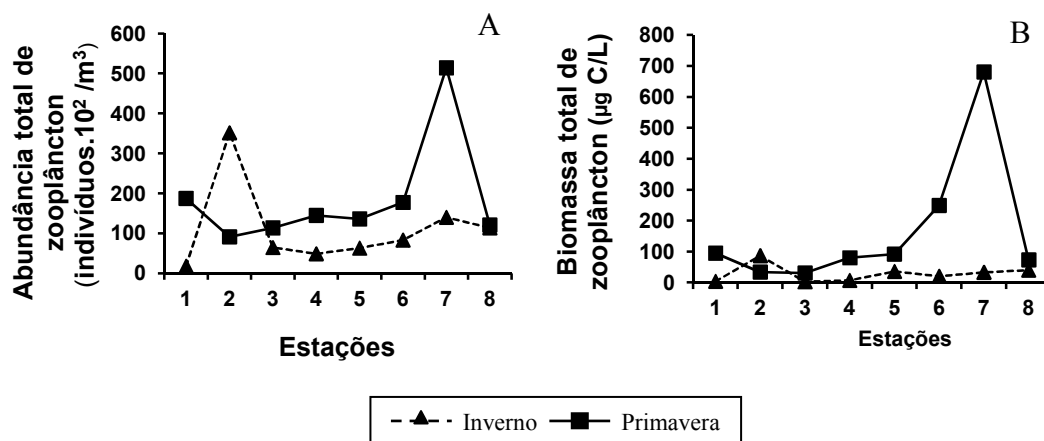


Figura 10 Abundância total (indivíduos/m³) (A) e Biomassa total (µg C/L) (B) dos taxa zooplânctónicos identificados nos dois períodos amostrados, Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009), no esteiro da Lezíria (Sapal de Castro Marim)

3.5.3 Índices ecológicos

No inverno (Tabela 10), foram observadas em média $22,75 \pm 2,86$ taxa zooplancónicas (S), enquanto que na primavera registaram-se $14,13 \pm 2,26$, havendo diferenças estatísticas entre ambos (ANOVA: $P < 0,01$). Em ambos os períodos, assistiu-se a um aumento de S longo do percurso efectuado no esteiro, aumento que se deu a partir de P1

A riqueza específica, no transecto de inverno ($d_{\text{médio}} = 3,26 \pm 0,34$), apresentou valores, em média superiores, aos obtidos na primavera ($d_{\text{médio}} = 1,79 \pm 0,35$), que se reflecte nas diferenças estatísticas encontradas (K-W: $H = 11,29$ $P < 0,05$). Ao longo do transecto amostrado, o valor d apresentou o mesmo padrão tanto para o inverno como para a primavera, que se traduziu em valores, em norma, superiores nas estações que se seguem à primeira.

O índice de equitabilidade (J') apresentou valores médios $0,67 \pm 0,07$ e $0,64 \pm 0,13$ no inverno e primavera, respectivamente (ANOVA: $P = 0,76$). Quando comparados os valores obtidos entre a estação de impacto e os restantes pontos de amostragem, verificou-se o aumento deste índice ao longo do transecto, ocorrendo em P1 o valor mais baixo.

Foi no inverno que se observa o valor mais elevado de H' com uma média de $2,05 \pm 0,25$, enquanto a primavera apresenta H' médio de $1,70 \pm 0,38$. Este índice, tanto no inverno como na primavera apresenta o seu valor mais baixo na primeira estação, a partir da qual os valores tendem a aumentar. Entre estes dois índices não foram encontradas diferenças significativas (ANOVA: $P = 0,06$).

Tabela 10 Índices ecológicos – Número de espécies ou *taxa* zooplanctónicas (S), Riqueza Específica (d), Índice de equitabilidade (J') Índice de diversidade de Shannon- Wiever (H') das estações amostradas, no transecto de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009), no esteiro da Lezíria (Sapal de Castro Marim)

Estações	S	d	J'	H'
I1	17	3,08	0,59	1,66
I2	25	2,94	0,55	1,76
I3	20	2,94	0,69	2,06
I4	24	3,71	0,75	2,40
I5	23	3,41	0,72	2,26
I6	27	3,87	0,70	2,32
I7	23	3,04	0,68	2,12
I8	23	3,13	0,59	1,84
P1	10	1,19	0,32	0,74
P2	18	2,49	0,61	1,75
P3	13	1,71	0,62	1,59
P4	16	2,06	0,71	1,97
P5	13	1,66	0,73	1,88
P6	15	1,87	0,68	1,84
P7	15	1,64	0,71	1,93
P8	13	1,69	0,75	1,92

3.5.4 Análise Cluster e MDS da comunidade metazooplanctónica

A análise CLUSTER (Figura 11A) do período invernal revelou primeiramente a separação das estações intermédias e mais afastadas da fonte de água subterrânea das estações I1 e I2, havendo uma similaridade de 74% entre estes dois grandes clusters. Destacou-se ainda o cluster formado pelas estações I1 e I2 com cerca de 76% de similaridade entre si e o cluster constituído por I7, I8, I4 e I5, com 88% de similaridade. Estes dois agrupamentos revelam uma maior similaridade entre as estações intermédias e as mais afastadas do ponto de descarga da água subterrânea. A similaridade entre a estação I1 e as restantes vai diminuindo ao longo do esteiro amostrado, isto é, I1 apresentou maior similaridade com I2 e menor com I7 e I8. Tal é bem patente na análise MDS (Figura 11B), onde se assiste a formação de três grupos mencionados anteriormente.

Durante a primavera (Figura 11C) assistiu-se à formação de dois grupos. Um constituído pelas estações P1, P2 e P3 e outro pelas restantes estações, com 68% de e

75% de similaridade, respectivamente. Mais uma vez se assistiu a uma menor similaridade entre a estação de impacto e as estações terminais. O mesmo padrão é traduzido na análise MDS (Figura 11D) que revelou a formação dos mesmos dois grupos.

A análise CLUSTER aos dois períodos amostrados (Figura 11E), revelou uma maior similaridade entre a primeira estação e os restantes pontos de amostragem, no transecto realizado no inverno, quando comparado com a primavera. I1 apresentou com as restantes estações, exceptuando I2, uma similaridade de quase 75%, enquanto na primavera, P1 e outros pontos de amostragem apresentaram uma similaridade de 68%.

Observou-se ainda a maior similaridade apresentada entre as estações amostradas, tanto no inverno como na primavera, quando comparada com a similaridade existente entre os dois períodos amostrados. A análise MDS (Figura 11F) vem a suportar o já demonstrado pela análise CLUSTER.

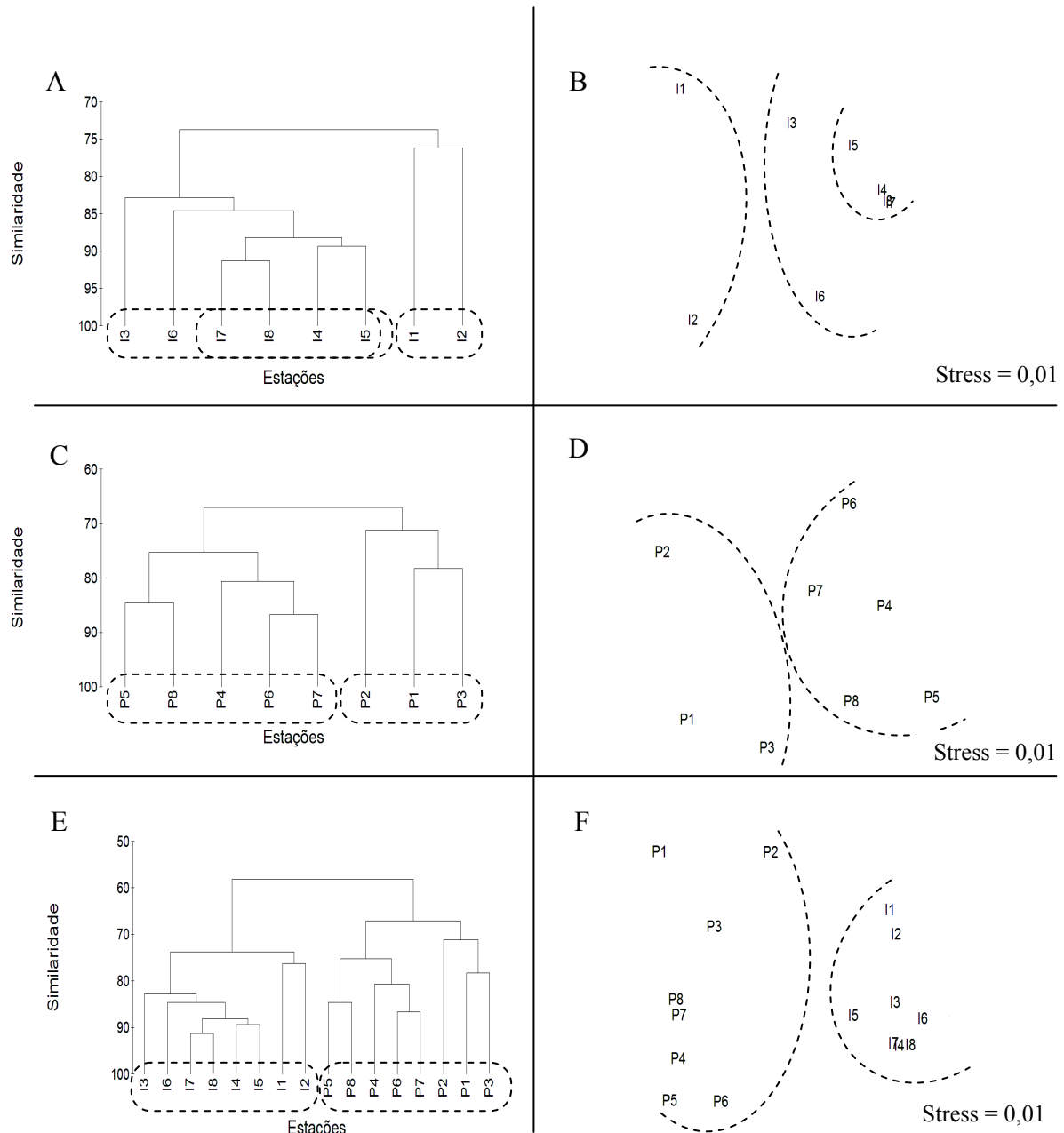


Figura 11 Análise de similaridade da estrutura da comunidade zooplancónica, nas estações amostradas no transecto de inverno e primavera, no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim): A) análise CLUSTER das estações amostradas no inverno, B) análise MDS das estações amostradas no inverno; C) análise CLUSTER das estações amostradas na primavera; D) análise MDS das estações amostradas na primavera; E) análise CLUSTER dos dois períodos amostrados, inverno e primavera e F) análise MDS dos dois períodos amostrados, Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009)

A análise SIMPER realizada revelou uma dissimilaridade de 41,87% entre os dois períodos amostrados, inverno e primavera. Na origem deste valor encontra-se a ausência ou baixa abundância de dez *taxa*, no transecto de primavera. Encontram-se reunidos, na tabela 11, os *taxa* responsáveis pela dissimilaridade apresentada, assim como a contribuição (%) de cada.

Tabela 11 *Taxa* zooplancónicas responsáveis pela dissimilaridade entre o transecto de Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009) efectuado no esteiro da Lezíria (sapal de Castro Marim) e respectiva contribuição (%), dada pela análise SIMPER

<i>Taxa</i>	Contribuição (%)
<i>Penilia</i>	6,54
Isópode	5,74
<i>Oithona sp.</i>	5,01
<i>Centropages spp.</i>	4,93
Zoea Anomura	4,81
Ovo Peixe	4,53
Hidromedusa	4,49
<i>Evadne spp.</i>	4,39
Copepodite calanoida	4,11
<i>Engrulis encraticoulus</i>	4,05

3.6 Correlação entre variáveis bióticas e abióticas

No inverno (Tabela 12), os valores do coeficiente de correlação de Spearman, demonstraram, que no geral, não existem correlações entre as variáveis abióticas e bióticas ($P > 0,05$). Observou-se ainda, uma forte relação linear inversa entre a temperatura e a abundância zooplancónica ($r = -0,87$) e entre a salinidade e a *Chla* ($r=0,77$).

Na primavera, não se observou uma associação linear entre os dois tipos de variáveis ($P > 0,05$). As únicas excepções são constituídas pela concentração de silicato e *Chla*, que apresentaram uma forte correlação positiva ($r=0,81$) e a concentração da nitrito e a *Chla* ($r=0,69$).

Tabela 12 Coeficientes de correlação de Spearman (r) entre os parâmetros abióticos analisados -Temperatura (T), Salinidade (S) e concentrações de nutrientes dissolvidos (SiO_4^{4-} , PO_4^{3-} , NO_3^- e NO_2^-) – e a concentração de clorofila (Chla), a (abundância de fitoplâncton (Ab fito) e zooplâncton (Ab zoo), no Inverno (13 de Novembro 2008) e Primavera (29 Abril de 2009), no esteiro da Lezíria (Sapal de Castro Marim). Os valores de r marcados (*) encontram-se associados a valores de $p < 0,05$

	Inverno			Primavera		
	Chla	Ab fito	Ab zoo	Chla	Ab fito	Ab zoo
T	0,44	-0,44	-0,87*	0,38	-0,28	-0,22
S	-0,77*	0,46	0,32	0,36	-0,19	0,50
Silicato	0,64	0,00	0,00	0,81*	-0,17	0,07
Fosfato	0,31	-0,38	0,21	0,52	-0,52	-0,25
Nitrato	0,55	-0,26	-0,19	0,33	-0,29	0,62
Nitrito	0,76*	-0,44	-0,46	0,69*	-0,29	0,17
Amónia	0,71*	-0,19	-0,57	0,45	-0,43	-0,26
Chla		-0,26	-0,12		-0,17	0,45
Ab fito			0,19			0,05

4. Discussão

As descargas de água subterrânea são uma fonte de água doce importante na manutenção dos níveis hidrológicos e do equilíbrio de ecossistemas, dos quais são exemplo os sapais e estuários. Num contexto, onde as alterações climáticas são cada vez mais uma realidade e onde as previsões indicam a existência de períodos de seca mais prolongados, a água subterrânea poderá ser uma fonte de água doce bastante importante nos ecossistemas onde estão inseridas. Desta forma, os impactos causados pela poluição, ou pelo uso indevido destas águas poderá ser negativo para os ecossistemas dependentes. Tal é agravado pelo facto destas águas se caracterizarem por um tempo de residência longo, significando que actividades antropogénicas levadas a cabo hoje poderão ter repercussões graves no futuro. O facto deste recurso de água doce se encontrar, na maioria das vezes, inacessível dificulta a sua gestão adequada, uma vez que a detecção e quantificação de impactos negativos é difícil. Como resultado, o grau de impacto sobre estes sistemas é mal conhecido, do qual poderão resultar medidas de gestão inadequadas. Para tal é de extrema importância conhecer as descargas associadas a aquíferos assim como conhecer o impacto no funcionamento dos ecossistemas dependentes.

Quando se analisa a temperatura e a salinidade (Figura 4) observou-se o mesmo padrão no inverno e primavera, com um decréscimo de temperatura e aumento de salinidade que se traduz num decréscimo de temperatura e aumento da salinidade, do interior para o exterior do esteiro. Ambos os padrões poderão ser explicados pela água mais fria e salina que dá entrada no sistema em situações de preia-mar. A menor salinidade registada nas três primeiras estações poderá ser uma evidência da descarga do aquífero. De facto, a análise de componentes principais (ACP) realizada demonstrou a existência de correlação negativa entre a salinidade e as estações mais afastadas do canal principal do estuário, sendo esta relação mais evidente no inverno. Seria de esperar que esta correlação negativa fosse mais evidente, uma vez que o fluxo subterrâneo de água doce, por apresentar densidade mais baixa, subiria na coluna de água, evidenciando-se à superfície. Este facto poderá estar relacionado com a influência da água salgada que dá entrada no esteiro no período de maré enchente.

São poucos os estudos realizados nos esteiros do sapal de Castro Marim, no que se refere à concentração de nutrientes dissolvidos. Como tal, para efeitos de comparação foram utilizados, o estudo realizado por Falcão *et al.* (1999) no esteiro da Lezíria e outros estudos efectuados por diversos autores (Rocha *et al.*, 2002, Chicharo *et al.*, 2006, Morais *et al.*, 2009) no baixo estuário do Guadiana.

Os valores obtidos para a concentração de silicato encontram-se na gama de valores detectados por Falcão *et al.* (1999) no esteiro da Lezíria, Sapal de Castro Marim. Os valores por este autor obtidos variaram entre 0 μM e 15 μM , enquanto no presente estudo os valores obtidos encontram-se compreendidos entre 2,42 μM e 28,18 μM (Figura 5A). Os resultados obtidos para a concentração deste nutriente vão também ao encontro das concentrações determinadas, por Rocha *et al.* (2002), Chicharo *et al.* (2006), Morais *et al.* (2009) no baixo estuário do Guadiana, onde as concentrações variaram entre concentrações próximas de 0 μM e 124 μM .

Quando analisados os transectos amostrados, os valores mais elevados deste nutriente são encontrados nas primeiras estações, tanto no inverno como na primavera. De facto, a análise ACP efectuada (Figura 6) mostrou a existência de uma correlação positiva, mais evidente no inverno, entre as estações mais próximas à descarga subterrânea e a concentração de silicato. Tal poderá ser considerada uma evidência da descarga do aquífero que alimentará esta zona com água mais rica em silicatos. Desta forma, nas estações mais próximas do ponto de impacto a influência da saída de água

subterrânea seria mais evidente, enquanto nas estações mais afastadas, a concentração deste nutriente seria menor. A não existência de uma correlação positiva (Figura 6A) entre a concentração de silicato, na amostragem de inverno, poderá estar relacionada com a maior influência das águas de escorrência superficial que se faz sentir nessa altura. Existem contudo outras fontes que poderão influenciar a maior concentração deste nutriente nas estações mais internas do esteiro. Assim, os valores obtidos poderão ter origem na libertação de silicatos a partir do sedimento, aquando da subida de maré. A água intersticial presente nos sedimentos é rica na chamada sílica biogénica, constituída por vegetação e diatomáceas, que após vários processos de degradação, passam à forma dissolvida (Sigmon & Cahoon, 1997, Correl *et al.*, 2000, Struyf *et al.*, 2005, Struyf *et al.*, 2006, Jacobs *et al.*, 2008, Carbonnel *et al.*, 2009, Struyf *et al.*, 2009). O contacto da água salgada, proveniente da subida da maré, com a água intersticial promove a advecção e difusão da sílica biogénica, promovendo a sua passagem para a coluna de água (Carbonnel *et al.*, 2009). Esta dissolução pode ainda ser aumentada pela redução de sulfato nos sedimentos, causada por um aumento de pH, que aumenta por sua vez a solubilidade do silicato (Gardner, 1975). Para além do atrás mencionado, há a considerar a importação de sílica, agregada à matéria em suspensão, que ocorre para o interior do sapal, com a subida de maré (Struyf *et al.*, 2006). As diferenças sazonais (Figura 5A) encontradas, que se traduzem em maiores concentrações de silicato no inverno do que na primavera, poderão ter como origem o maior consumo por parte da comunidade de diatomáceas na primavera. Durante o inverno ocorre uma acumulação de sílica proveniente do escoamento terrestre e fluvial (Wiley & Spivack, 1997), degradação de minerais silicatosos (Walter, 1996) e fitólitos da vegetação local (Struyf *et al.*, 2005). Na primavera, a melhoria das condições de luminosidade, aumento da temperatura e menor turbidez, devido à redução do fluxo fluvial e escoamento, promovem o crescimento de diatomáceas, e conseqüentemente a um decréscimo na concentração de silicato (Correl *et al.*, 2000). Este padrão sazonal foi também obtido por Pastuszak *et al.* (2008) no estuário de Oder, por Rocha *et al.* (2002), Domingues *et al.* (2005), Morais *et al.* (2009) no estuário do Guadiana e por Falcão *et al.* (1999) no Sapal de Castro Marim.

A concentração de fosfatos (Figura 5B) não apresenta um padrão suficientemente definido, ao longo do transecto amostrado. Se por um lado, na primavera as concentrações determinadas foram baixas em todo o transecto, por outro, durante o inverno os valores apresentaram oscilações. De facto a ACP (Figura 6)

demonstrou que a concentração deste nutriente não apresenta, de maneira geral, uma correlação positiva com as estações amostradas. As concentrações obtidas na amostragem de inverno mostraram ser superiores aos valores anteriormente obtidos por Rocha *et al.* (2002) e Morais *et al.* (2009), para o baixo estuário do Guadiana, cuja concentração média foi de $1,94\mu\text{M}$ e $0,8\mu\text{M}$, respectivamente. Os resultados obtidos foram igualmente superiores aos obtidos por Falcão *et al.* (1999), onde a concentração de fosfato variou entre $0,35\mu\text{M}$ e $0,50\mu\text{M}$. A concentração mais elevada deste nutriente, no inverno resulta, na maioria das vezes da união de vários factores, tais como, dissolução de fosfato a partir do sedimentos e fracção particulada com o aumento da salinidade (Jordan *et al.*, 1991), importação de fosfato dissolvido com origem fluvial (Odum, 1988) e o menor consumo por parte do fitoplâncton. A importância do escoamento terrestre e caudal fluvial na concentração encontrada de fosfato foi minimizada uma vez que o volume de precipitação e caudal na semana anterior à amostragem foi baixa quando comparados aos valores de primavera (Tabela 4). Na primavera, as melhores condições ambientais promovem o crescimento fitoplanctónico e consequentemente um maior consumo de fosfato, que se traduz na sua menor concentração. Neste período, os resultados obtidos ao nível dos *ratios* Si:P, N:P (Figura 7B) e das constantes de meia saturação, revelam a existência de uma limitação potencial por P, com Si:P e N:P a registarem valores acima de 22 e a concentração de fosfato a ser próxima de $0,1\mu\text{M}$ (Anexo 2) (Justić *et al.*, 1995). Fisher *et al.*, (1999) refere a existência, em vários estudos, da limitação por P em sistemas estuarinos e Chicharo *et al.*, (2001) e Morais *et al.* (2009) obtiveram, para o estuário do Guadiana, evidências de alguma limitação por P, limitação esta que desapareceu perto do fim de verão.

Quando analisada a evolução da concentração de nitrato (Figura 5C) ao longo do esteiro, observa-se a existência, de maneira geral, de concentrações mais elevadas nas primeiras estações. Tal pode ser confirmado pela ACP (Figura 6), onde no inverno se assistiu a uma correlação positiva entre este nutriente e a estações I1 e I3, e na primavera entre concentração e a estação P1. A existência desta correlação poderá ser uma evidência da saída de água subterrânea, cuja influência se torna mais expressiva nas estações mais próximas à descarga do aquífero. A presença de concentrações relativamente elevadas de nitrato, associadas a fluxos subterrâneos foi anteriormente descrita por vários autores, tais como Valiela *et al.* (1978), Johannes (1980), Giblin & Gaines (1990), Valiela *et al.* (1990) e West *et al.* (2001). Os resultados obtidos por Falcão *et al.* (1999) suportam a hipótese colocada anteriormente. Este autor obteve

numa ramificação do esteiro da Lezíria, valores bastante baixos de nitrato em estações mais interiores. Na origem da diferença entre os valores aqui obtidos e os valores apresentados por Falcão *et al.* (1999), poderá estar a existência de fluxos subterrâneos no canal principal do esteiro. A amostragem efectuada na primavera, revelou a existência de concentrações elevadas quando comparadas ao período de inverno e com os resultados obtidos por Falcão *et al.* (1999). Este autor obteve, para a mesma altura do ano, no esteiro da Lezíria, valores compreendidos entre 0,51 μM e 1,01 μM , enquanto a concentração média neste estudo foi de $6,72 \pm 2,46$. Seria de esperar que neste período a concentração de nitrato fosse menor devido ao seu consumo por parte do fitoplâncton e vegetação (Valiela *et al.*, 1978). Uma explicação para este facto poderá residir na maior pluviosidade (Tabela 1) que se fez sentir na semana anterior à amostragem, quando comparado com o valor registado no inverno. A escorrência de água a partir dos solos que posteriormente dá entrada na água do esteiro, oriunda não só dos terrenos que constituem o sapal (Valiela *et al.*, 1978, Giblin & Gaines, 1990), mas também do fluxo fluvial, poderá ter contribuído para os valores de concentração de nitratos encontrada (Sin *et al.*, 2006, Mckellar *et al.*, 2007). A decomposição de matéria orgânica e a intrusão de água salina com a subida da maré, pode igualmente promover a libertação de azoto para a coluna de água (Giblin & Gaines, 1990, Giancesella *et al.*, 2005). Por outro lado, a já mencionada relação existente entre nitrato e descargas de água subterrânea, poderá contribuir para a maior concentração deste nutriente na primavera, numa altura onde o crescimento fitoplanctónico é mais elevado (West *et al.*, 2001).

Quando analisadas as outras formas de azoto inorgânico dissolvido (Figura 5D e 5E) verificou-se a existência de diferenças entre estações amostradas, embora estas sejam menos acentuadas do que aquelas observadas para a concentração de nitrato. Os baixos valores obtidos, relativamente à concentração de nitrito, vão de acordo aos obtidos por Falcão *et al.* (1999), onde as estações amostradas mais afastadas do canal principal do estuário, possuem valores ligeiramente superiores aos obtidos pelas estações mais próximas. Nas restantes estações a concentração de nitrato e amónia mantiveram-se baixas, possivelmente devido ao consumo dos organismos fitoplanctónicos que consomem preferencialmente as formas reduzida do azoto (Quintana *et al.*, 1998).

A concentração de chl *a* (Figura 8A) mostrou ser superior nas primeiras estações quando comparado com os valores obtidos nas estações mais próximas ao canal principal do estuário, em ambos os períodos amostrados. Contudo, na primavera, a concentração deste pigmento decresce logo após a estação P1. Ao comparar o padrão de chl *a* neste segmento do transecto com o padrão apresentado pela abundância de fitoplâncton (Figura 8B), verifica-se um desfazamento entre a evolução espacial das duas variáveis, isto é, enquanto a concentração de chl *a* decresce, a abundância fitoplanctónica aumenta. Este tipo de resultado foi também obtido por Domingues *et al.* (2011a), no alto estuário do Guadiana. A existência deste tipo de relação pode ser explicado pela diluição da clorofila associada à divisão celular e produção de carbono (Domingues *et al.*, 2011b), assim como pela intrusão de água salgada com a subida da maré (Wetz *et al.*, 2006), fazendo com a concentração deste pigmento se apresente, por vezes, menor quando comparado com a abundância fitoplanctónica. O padrão espacial estabelecido neste estudo vai de acordo ao anteriormente registado por Falcão *et al.* (1999) para o mesmo esteiro. A causa sugerida como a mais provável para o gradiente de concentração apresentado foi o aumento da produção primária associada à penetração da água através do sapal e ressuspensão de organismos bentónicos. Contudo, é pouco provável, no presente estudo, que os valores obtidos nas estações mais interiores se encontrem relacionados com a ressuspensão do fitobentos, uma vez que os organismos dominantes nas amostras são de origem marinha. Um incremento na produção primária poderá ter ocorrido com a entrada de água salgada no esteiro, ao promover a mistura da coluna de água e expondo os diferentes organismos à luz (Flöder *et al.*, 2002), bem como promovendo a diluição de nutrientes a partir dos sedimentos (Morales-Zamorano *et al.*, 1991, Harvey *et al.*, 1995, Kuwae *et al.*, 2003, Carbonnel *et al.*, 2009). Na origem destes valores poderá ainda estar o fluxo de água subterrânea. De facto, no inverno observou-se uma correlação negativa (Tabela 12) entre a salinidade e a concentração deste pigmento, ou seja, associada a uma salinidade menor, registada nas primeiras estações, encontra-se uma concentração de chl *a* mais elevada. Por outro lado, assistiu-se, no inverno, a uma correlação positiva (Tabela 12) entre a concentração de nitrito e amónia e a concentração da chl *a* tal como, a já anteriormente mencionada correlação positiva entre as formas inorgânicas de azoto e as primeiras estações (Figura 6). Observou-se ainda, na primavera, a uma correlação positiva entre a concentração de silicato e nitrito com a concentração de chl *a*. Estes nutrientes encontram-se, normalmente, associados a descargas de águas subterrâneas (Valiela *et al.*, 1978,

Johannes, 1980, Giblin & Gaines, 1990, Valiela *et al.*, 1990 e West *et al.*, 2001, Slomp & Cappellen, 2004) e o facto de as suas concentrações se encontrarem mais elevadas junto ao ponto de impacto, poderá ser uma evidência da associação destes fluxos a uma fonte rica em nutrientes e, conseqüentemente, a uma maior concentração de chl *a*.

Foi ao nível sazonal, no entanto, que se observou as diferenças mais marcantes no que diz respeito à concentração de chl *a*, onde a primavera apresentou valores superiores aos do inverno. A diferença encontrada entre os dois períodos encontra-se relacionada com o melhoramento das condições luminosas que ocorrem nas zonas mediterrânicas com o aproximar da primavera e que incentivam a produção fitoplanctónica (Herbert, 2004, Domingues *et al.*, 2005, Domingues *et al.*, 2007, Barbosa *et al.*, 2010, Domingues *et al.*, 2011a). A considerar existe ainda a disponibilidade de nutrientes e as concentrações elevadas de silicato e nitrito, segundo a análise de correlação efectuada. Não foi observada uma potencial limitação nutritiva no transecto realizado no inverno (Figura 7A), sendo por isso pouco provável que a disponibilidade de nutrientes dissolvidos seja um factor que restrinja o crescimento fitoplanctónico.

No que diz respeito à abundância total e à biomassa específica de fitoplâncton as diferenças sazonais mostraram ser superiores à diferença espacial, tal como pode ser observado pelas Figuras 8B e C e Figura 9. Quando analisada a variação espacial destas variáveis, verificou-se no inverno (Figura 8B e C) valores mais elevados nas estações terminais (I6, I7, e I8), que se traduziu numa percentagem de similaridade mais elevada (Figura 9A e B), quando comparados com os valores registados nas primeiras estações. O mesmo foi observado na primavera, mas de uma forma mais acentuada, onde a estação P1 e P3 apresentam os valores mais baixos, sendo tal corroborado pela análise CLUSTER e MDS efectuada (Figura 9C e D). A abundância e biomassa mais elevada nas últimas estações, poderá ser uma evidência da influência da entrada da água no esteiro com a subida da maré, indo de encontro à já mencionada predominância de organismos de origem marinha. Por outro lado, os menores valores registados nas primeiras estações poderá estar relacionado com a existência de predação por parte do zooplâncton. Ao observar a evolução do fitoplâncton tendo em conta a abundância de zooplânctones, verifica-se que é ao nível das primeiras estações que se observam os valores mais elevados de abundância de consumidores (Figura 10A), podendo por isso haver mais evidente influência da predação zooplanctónica (Anexo 6). Nas restantes estações o consumo do zooplâncton parece causar pouco impacto na comunidade

fitoplanctónica. De facto, segundo Armitage & Fong (2004), quando existe um estímulo forte à produção primária causado pelo grande *input* de nutrientes, tal poderá ser suficiente para minimizar os impactos causados pela herbívoros. Esta interacção entre o fornecimento de nutrientes e herbívoros tende a variar com: a) composição da comunidade fitoplanctónica, b) densidade de consumidores e c) nível de fornecimento de nutrientes (Armitage & Fong, 2004). Há ainda a considerar a possível existência de predadores bentónicos, que não foram abrangidos neste estudo, mas que poderão igualmente influenciar a abundância fitoplanctónica. Alpine & Cloern (1992) e Underwood & Krompkamp (1999) registaram em sistemas estuarinos onde a profundidade é considerada relativamente reduzida, uma maior pressão por parte de predadores bentónicos sobre a comunidade fitoplanctónica, quando comparada com a influência dos organismos zooplantóntes. O maior impacto deste tipo de predadores, especialmente bivalves, foi também mencionado por Wolanski *et al.* (2006) para o estuário do Guadiana.

Como dito anteriormente, é nível sazonal que se expressaram as maiores diferenças ao nível da abundância total e biomassa específica, sendo responsável por esta diferença a maior abundância de *Detonula pumila*, *Lauderia annulata*, *Pennales*, *Chaetoceros spp.* e *Leptocylindrus spp.*, tal como revelado pela análise SIMPER (Tabela 8). Os valores médios aqui obtidos ($4,1 \text{ E}^3 \pm 3,2 \text{ E}^3 \text{ Células/L}$), na amostragem de inverno, vão de encontro à gama de valores observados por Rocha *et al.* (2002) ($0- 3,5 \text{ E}^3 \text{ Células/L}$), para o baixo estuário do Guadiana. O desenvolvimento do fitoplâncton estuarino é limitado sazonalmente por diferentes recursos. A concentração de nutrientes dissolvidos é um exemplo de um recurso cuja limitação varia sazonalmente (Underwood & Krompkamp, 1999, Barbosa *et al.*, 2010). Fisher *et al.* (1999) refere vários estudos que demonstraram haver uma limitação por P durante o inverno e primavera, por N durante o verão e podendo ainda ocorrer limitação por Si na primavera. Contudo, como já anteriormente mencionado, a análise dos *ratios* de nutrientes, assim como as respectivas constantes de saturação, demonstrou não haver, na amostragem realizada, limitação nutritiva. Desta forma, a limitação no crescimento fitoplanctónico, que se reflectiu ao nível da sua abundância e biomassa, deverá estar relacionada com a existência de foto-inibição. De forma geral, uma exposição a intensidades luminosas maiores promove o crescimento e produção fitoplanctónica e poderá ser considerado um aspecto limitante, em ambientes considerados nutritivamente ricos (Underwood & Krompkamp, 1999, Domingues *et al.*, 2011a). Domingues *et al.*

(2007), Domingues e Galvão (2007), Domingues *et al.* (2010) e Domingues *et al.* (2011a), obtiveram, no alto estuário do Guadiana, evidências que sugeriram limitação por luz, no inverno, num ambiente onde a concentração de nutrientes não era considerada um recurso limitante. A hipótese de ser o ambiente luminoso a controlar a comunidade fitoplanctónica é suportada pela inexistência de relações significativas entre as variáveis de estudo e abundância de fitoplâncton aqui obtidas (Tabela 11). Por outro lado, Domingues *et al.* (2011a) observou, na primavera, com o melhoramento das condições luminosas e temperatura, o consumo de nutrientes inorgânicos, com o consequente aumento do crescimento fitoplanctónico. O mesmo ocorreu no presente estudo, onde a concentração de nutrientes inorgânicos decresceu na primavera (Figura 5), chegando mesmo a ocorrer uma potencial limitação por P (Figura 7B). A abundância total média registada na primavera foi de $2,0 \text{ E}^5 \pm 5,9 \text{ E}^5 \text{ Células/L}$, sendo superior à obtida por Rocha *et al.* (2002) ($0 - 7,0 \text{ E}^3 \text{ Células/L}$), estando os valores mais próximos dos descritos para o alto estuário por Sobrino *et al.* (2004), Domingues *et al.* (2005), Domingues *et al.* (2007) Domingues *et al.* (2010) e Domingues *et al.* (2011b). A diferença de resultados apresentada entre este estudo e o realizado por Rocha *et al.* (2002) poderá ser a limitação por Si que se registou no segundo e que não se observou neste caso. A inexistência deste tipo de limitação poderá estar relacionada com a fonte de água subterrânea rica em silicato, cujas descargas ganham maior expressão no final do inverno/ início da primavera. Tobias *et al.* (2002) registou valores mais elevados de concentração de nutrientes inorgânicos associada a descargas do aquífero neste período, assim como valores mais elevados no que diz respeito à difusão horizontal e vertical destes fluxos. Outra causa apontada como possível encontra-se relacionada com a profundidade relativamente baixa do esteiro. Este facto poderá promover a maior permanência do fitoplâncton na zona fótica, aumentando a sua abundância e biomassa. O mesmo tipo de correlação foi obtido por MacIntyre & Cullen (1996), num estuário no Texas (EUA), onde valores elevados de produtividade foram associados a elevados níveis de turbidez e profundidades reduzidas.

As diferenças maiores que se observam ao nível sazonal quando comparadas com as diferenças observadas entre estações, traduzem-se igualmente nos índices ecológicos determinados (Tabela 7). De forma geral não se observaram diferenças nos valores de d , J' e H' ao longo do transecto, tanto no inverno como na primavera. Contudo, as diferenças sazonais observadas ao nível da abundância destes organismos, originaram diferenças estatisticamente significativas em todos os índices considerados.

Ao nível da composição da comunidade fitoplanctónica não foram encontradas diferenças ao longo do transecto de inverno e primavera (Anexo 3), facto que se evidencia na evolução espacial do número de taxa observados e riqueza específica (Tabela 7). Este facto vem a salientar a grande influência do ciclo de maré nestes ecossistemas e a importação de organismos marinhos que ocorre com a entrada da água salgada no esteiro. De facto, os organismos dominantes nas amostragens efectuadas- *Chaetoceros spp.*, *Detonula pumila*, *Guinardia delicatula*, *Lauderia annulata*, *Leptocylindrus* e pennales- são tipicamente marinhos e estuarinos muitos deles já antes observados em baixos estuários (Hasle & Syvertsen, 1996, Brodeira *et al.*, 2007, Dijkman & Kromkamp, 2007, Gameiro & Brotas, 2010), incluído o do Guadiana (Chícharo *et al.*, 2001) e também em sapais (Pomeroy, 1959, Moll, 1977, Marshall & Shommers, 1990, Lewitus *et al.*, 1998, Trigueros & Orive, 2001 e Wetz *et al.*, 2006).

Foram observadas ao nível da abundância relativa de zooplâncton diferenças entre o inverno e a primavera (Tabela 9), onde a última registou, de forma geral os maiores valores. Diferenças essas que se reflectiram ao nível de d e J', mas não ao nível de H' (Tabela 10). Tal poderá ser explicado, pela abundância registada, no período de inverno, pelos organismos zooplanctónicos mais representados na amostragem global. A presença destes organismos, constituídos na sua maioria por copépodes calanoida, cladocera e apendiculários (*Oikopleura spp.*), deve-se em parte pela sua origem marinha, dando entrada no sapal com a subida da maré, como é o caso do *Acartia spp.* (Kimmerer, 2002), *Paracalanus spp.* (Robertson *et al.*, 1988, Turner, 2004), *Euterpina acutifrons* (Ross & Moser, 1995), *Podon spp.* e *Oikopleura spp.* (Marques *et al.*, 2006), ou pelo facto de apresentarem tolerância a variações de salinidade, a sua presença ser comum em estuários (Chícharo *et al.*, 2001, Lawrence *et al.*, 2004, Zhao-li *et al.*, 2007, Devreker *et al.*, 2008).

Quando analisada a abundância total e biomassa zooplanctónica a nível espacial e sazonal, é possível concluir que as diferenças existentes entre o inverno e primavera são maiores do que as diferenças encontradas ao longo do transecto realizado. Tal foi corroborado pela análise CLUSTER e MDS realizadas (Figura 11), onde a dissimilaridade sazonal encontrada foi cerca de 42%. As mesmas análises vieram a apoiar outro facto demonstrado pelo desenvolvimento da abundância total e biomassa destes organismos ao longo do transecto: de maneira geral são as estações terminais que apresentam os maiores valores assim como uma maior similaridade entre si. Na origem destes valores estará a já mencionada influencia das águas marinhas que se reflecte nos

valores de $d J'$ e H' associados às últimas estações (Tabela 10). Os valores obtidos para a abundância destes organismos, tanto no inverno na primavera encontram-se dentro da gama de valores encontrados por Chícharo *et al.* (2001) e Chícharo *et al.* (2006), para o baixo estuário do Guadiana. Os resultados obtidos traduzem as diferenças sazonais entre os dois períodos, com valores superiores a serem registados na primavera. Contudo, segundo a análise SIMPER (Tabela 11) as diferenças entre os dois períodos deve-se essencialmente à maior abundância de alguns organismos no inverno relacionada, segundo a análise de correlação efectuada, com a temperatura (Tabela 12). Em sistemas estuarinos, o aumento da abundância e biomassa zooplanctónica encontra-se associada com o aumento da temperatura, não só por que esta afecta directamente o seu desenvolvimento metabólico, como também influencia o desenvolvimento das suas presas (Kjørbe & Nielsen, 1994, Laprise & Dodson, 1994, Islam *et al.*, 2006, Marques *et al.*, 2006). A maior abundância de alimento poderá também ter incentivado ao desenvolvimento zooplanctónico, apesar de não se ter registado uma correlação entre a abundância destes organismos com a abundância de fitoplâncton. Contudo, por vezes, esta relação poderá não ser explícita devido à interligação complexa existente entre o fornecimento de nutrientes, relação predador-presa e a existência de outras fontes de alimento constituídas quer por microzooplâncton como bactérias (Lewitus *et al.*, 1998). Para além disso, por norma, o pico da abundância zooplanctónica, em ambientes temperados, ao contrário do que acontece com o fitoplâncton, ocorre no fim da primavera/início de verão. Isto é, no início da primavera, mesmo que a abundância de alimento seja elevada, ocorre um desfasamento entre o ciclo de produtores e consumidores (Kjørbe & Nielsen, 1994), que poderá estar também na origem dos menores valores apresentados neste estudo.

A composição específica zooplanctónica espacial (Tabela 9, Anexo 4 e 5), tal como observado para o fitoplâncton, revelou a dominância de organismos de origem marinha, tais como *Acartia spp.*, *Paracalanus spp.*, *Euterpina acutifrons*, *Oikopleura spp.* e *Podon spp.*, reforçando mais uma vez a importância do ciclo de maré nestes na composição planctónica destes ecossistemas.

5 Conclusões e considerações finais

A primeira evidência da existência de fluxos subterrâneos é encontrada a nível da salinidade, onde as estações mais próximas da descarga do aquífero apresentaram valores de salinidade mais baixos, mesmo em situação de preia-mar. Estabeleceram-se ainda algumas evidências de uma relação entre estes fluxos e as concentrações de nutrientes inorgânicos. Esta correlação é visível ao nível do silicato, onde se assistiu, através da análise ACP, a uma correlação positiva entre a concentração deste nutriente com as primeiras estações. Encontra-se também evidente na análise *ratios* efectuada, que revelou a não existência de uma potencial limitação por este nutriente, nem mesmo quando a sua concentração decresce devido ao consumo por parte dos produtores. O mesmo acontece com o azoto que, apesar do *ratio* N:P se apresentar abaixo de 10 e de ser muitas vezes considerado um nutriente potencialmente limitante em estuários como Guadiana (Domingues *et al.*, 2010) e em sapais (Langis *et al.*, 1991), a sua concentração apresenta-se sempre acima de $1\mu\text{M}$, não sendo por isso considerado um recurso limitante (Justić *et al.*, 1995). Tanto o silicato como o azoto são conhecidos por apresentarem uma correlação positiva com descargas provenientes de aquíferos e o facto de não se apresentarem como recursos limitantes, poderá ser uma indicação de que o mesmo se poderá passar neste caso de estudo. A apoiar esta hipótese, encontra-se o facto de o fosfato, um nutriente que não se encontra tão associado a descargas subterrâneas, ser considerado um nutriente limitante, durante a amostragem de primavera. Contudo, esperava-se poder estabelecer uma correlação mais forte entre as descargas do aquífero e a existência de uma concentração elevada de nutrientes, em especial de silicato. Estabelecer este tipo de correlações em ecossistemas complexos como é caso de sapais torna-se uma tarefa difícil, uma vez que existem outras fontes a considerar, cuja importância varia ao longo do ano e que, por sua vez fazem variar as concentrações dos nutrientes. Estas fontes necessitam de ser tidas em conta neste tipo de análise, de forma a se poder estabelecer uma correlação correcta entre a concentração de nutrientes determinada e o fluxo de água subterrânea. Em sistemas como os sapais, as principais fontes de nutrientes são as águas de escorrência, em resultado de episódios de pluviosidade, os sedimentos, o fluxo fluvial e ainda as águas costeiras. Para melhor avaliar a magnitude destes fluxos seria importante efectuar outro tipo de amostragens. Existem várias evidências que sugerem que este tipo de fluxos tem maior expressão ao nível dos sedimentos e que a sua dissolução na coluna de água é mínima (Valiela *et al.*,

1978, Howarth & Teal, 1980, Chambers, 1992). Por outro lado, é necessário considerar a própria hidrologia do ecossistema, que neste caso é fortemente influenciada pelo ciclo de maré, onde a intrusão de água salina poderá inibir o escoamento de água subterrânea (Paulsen *et al.*, 2001, Kim *et al.*, 2007) e, conseqüentemente o fluxo de nutrientes associados a esta, assim como promover a diluição de chl *a*, tal como descrito por Wetz *et al.* (2006). Desta forma, aliada à amostragem de preia-mar seria importante recolher dados químicos em situação de baixa-mar e ao nível dos sedimentos. Para ter uma melhor noção do que realmente é exportado em termos de fluxos subterrâneos seria também importante monitorizar o que é exportado e importado, pelo esteiro, ao longo de um ciclo de maré. A dificuldade em avaliar a importância destas descargas é acrescida pois estas ocorrem a velocidades baixas, quando comparado com o fluxo fluvial, e dependem directamente das características do próprio aquífero, variando ainda sazonalmente. No inverno, por exemplo, existem outras fontes, como a pluviosidade, que suplementam a importância deste tipo de descargas. Já na primavera e verão, quando os índices de pluviosidade são mais baixos, estas poderão ser mais expressivas (Oberdorfer *et al.*, 1990, Borghetti *et al.*, 2004, Slomp & Cappellen, 2004). Desta forma, para obter resultados mais precisos é necessário que haja um maior número de medições, que abrangessem também os meses de verão. Uma forma mais fácil de aceder a este tipo de informação passará por realizar amostragens em poços (Giblin & Gaines, 1990).

Procurou-se ainda estabelecer uma relação entre estas descargas e a comunidade fitoplanctónica. Foi possível retirar evidências desta relação ao nível da concentração de chl *a*, que atingiu os seus valores mais elevados nas primeiras estações, através da existência de: a) correlação negativa entre a concentração deste pigmento e a salinidade, b) correlação negativa entre a concentração de chl *a* e a concentração de nitrito e amónia, no inverno e c) correlação positiva entre a concentração de chl *a* e a concentração de silicato e nitrato. Remetendo-nos, estes últimos dois pontos, para a estabelecida relação entre os fluxos subterrâneos e a sílica e o azoto.

Quando analisada a abundância e biomassa planctónica, o facto de maior realce é constituído pelos valores superiores apresentados nas estações terminais onde dominam os organismos de origem marinha, dando relevo à importância da força da maré e aos organismos por ela importados com intrusão da água salgada no esteiro. Através da análise da abundância e biomassa zooplanctónica verificou-se que estes organismos apresentam, nos dois períodos amostrados, um controlo limitado sobre a

comunidade de produtores, isto é, a predação exercida por estes não é suficientemente elevada para inibir o crescimento do fitoplanctónico.

A medição da abundância e o tipo de distribuição de espécies é particularmente difícil em sistemas, como os sapais, que não apresentam um fluxo médio de água estável. Pequenas alterações na qualidade da água, que se registam ao nível da temperatura, salinidade, luz e concentração de nutrientes, potenciam diferentes habitats para o desenvolvimento de diferentes organismos, originando diferenças, mesmo que subtis, ao nível da abundância, biomassa e composição fitoplanctónica (Moll & Rohlf, 1981, Domingues *et al.*, 2010). Por outro lado, medir a produtividade destes ecossistemas e associa-la a descargas de aquíferos torna-se uma tarefa difícil, uma vez que os organismos presentes são, muitas vezes, de origem transitória, isto é, sendo organismos cujo deslocamento depende do movimento das massas de água, sofrem constantes deslocações devido à acção da maré e fluxo fluvial (Moll, 1977). Contudo, da análise destas duas variáveis podemos ainda retirar outras conclusões. O fitoplâncton no sapal de Castro Marim, parece, segundo a análise efectuada, ser controlado sazonalmente pelo ambiente luminoso e não pelo ambiente nutritivo. Geralmente, o estuário do Guadiana, à semelhança do que acontece com outros sistemas estuarinos, apresenta uma limitação por P no inverno e primavera, por N no verão e por Si na primavera (Domingues *et al.*, 2005). No caso presente, os nutrientes naturalmente associados às descargas subterrâneas, N e Si, nunca foram considerados limitantes ao crescimento fitoplanctónico, enquanto P foi considerado um recurso limitante na amostragem efectuada na primavera.

Outro dado importante que se pode retirar da análise efectuada ao nível da concentração de nutrientes, fitoplâncton e zooplâncton é maior influência dos factores sazonais do que os factores espaciais. Desta forma, as diferenças observadas entre inverno e primavera são de maior magnitude do que aquelas apresentadas entre estações amostradas, ao longo do esteiro da Lezíria.

A quantidade e qualidade da água da qual os os sapais e estuários dependem tem vindo, a sofrer drásticas alterações que afectam o equilíbrio destes ecossistemas. Neste contexto a existência de potenciais reservas de água doce subterrânea que funcionem como recurso suplementar ou alternativo são de extrema importância na mitigação destes impactos negativos. Por outro lado, o próprio sapal poderá constituir a principal fonte de recarga do aquífero. Desta forma, este recurso deve ser alvo de uma avaliação adequada e o conhecimento das interacções das descargas subterrâneas com o sapal deve ser aprofundado. Apenas da união destes factores e noções poderão surgir medidas de gestão adequadas ao sapal de Castro Marim e estuário do Guadiana.

6. Referências Bibliográficas

Aller, R.C., Benninger, L.K., 1981. Spatial and temporal patterns of dissolved ammonium, manganese, and silica fluxes from bottom sediments of Long Island Sound, USA. *Journal of Marine Research*, 39: 295-314.

Almeida, C., Mendonça, J.J.L., Jesus, M.R., Gomes A.J., 2000. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia, Instituto da Água, 436 pp..

Alpine, A.E., Cloern, J.E., 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnology Oceanography*, 37(5):946-955.

Armitage, A.R., Fong, P., 2004. Upward cascading effects of nutrients: shifts in a benthic microbial community and negative herbivore response. *Oecologia*, 139:560-567.

Aureli, A., Taniguchi, 2002. Groundwater Resources Assessment under the Pressure of humanity and Climate Changes. UNESCO, Intergovernmental Hydrological Programme. Paris, 19 pp.

Azeiteiro, U.M., Marques, S.C., Vieira, L.M.R., Pastorinho, M.R.D., Ré, P.A.B., Pereira, M.J., Morgado, F.M.R., 2005. Dynamics of the *Acartia* genus (Calanoida: Copepoda) in a temperate shallow estuary (the Mondego estuary) on the western coast of Portugal. *ACTA ADRIATICA* 46(1): 7-20.

Baillie, P.W., Welsh, B.L., 1980. The effect of tidal resuspension distributions of intertidal epipellic algae in an estuary. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 10(2): 165-180.

Balseiro; E.G., Modenutti, B.E., Queimaliños, C.P., 1997. Nutrient recycling and shifts in NP ratio by different zooplankton structures in a South Andes lake. *Journal of Plankton Research*, 19(7): 805-817.

Barbosa, A.B., Domingues, R.B., Galvão, H.M., 2010. Environmental forcing of phytoplankton in a Mediterranean estuary (Guadiana estuary, south-western ibéria): a decadal study of anthropogenic and climatic influences. *Estuarine and Coasts* 33:324-341.

Bettencourt, A., Bricker, S. B., Ferreira J. G., Franco, A., Marques, J. C., Melo, J. J., Nobre, A., Ramos, L., Reis, C. S., Salas, F., Silva, M. C., Simas T., Wolff, W. 2004. Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. Instituto da Água. Instituto do Mar, Lisbon.

Borghetti, N.R.B., Borghetti, J.R., Filho, E.F.R., 2004. Aquífero Guarini. Fundação Roberto Marinho e Itaipu Binacional, 214 pp.

Bradley, P.M., Morris, J.T., 1990. Physical characteristics of salt marsh sediments: ecological implications. *Marine Ecology Progress Series* 61: 245-252.

Brogueira: M.J., Oliveira, M.R., Cabeçadas, G., 2007. Phytoplankton community structure defined by key environmental variables in Tagus estuary, Portugal. *Marine Environmental Research*, 64:616-628.

Brzezinski, M.A., 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology* 21:347-35.

Brogueira, M.J., Oliveira, M.R., Cabeçadas, G., 2007. Phytoplankton community structure defined by key environmental variables in Tagus estuary, Portugal. *Marine Environmental Research*, 64(5): 616- 628.

Browner, J., Zar, J.H., 1984. Field and Laboratory Methods for General Ecology. Dubuque, Iowa, 2^a ed. 226pp.

Burks, R.L., Lodge, D.M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., 2002. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology* 47: 343- 365.

Cabeçadas, G., Brogueira, M.J., 1981. Notas sobre a qualidade da água do Rio Guadiana. Relatório interno No. 42, IPIMAR, Instituto Nacional de Investigação das Pescas e do Mar, Lisboa.

Carbonnel, V., Lionard, M., Muylaert, K., Chou, L., 2009. Dynamics of Dissolved and Biogenic Silica in the Freshwater reaches of Microtidal Estuary (The Scheldt, Belgium). *Biogeochemistry*, 96: 49-72.

Carlson, D.M., 1978. The Ecological Role of Zooplankton in a Long Island Salt Marsh. *Estuaries*, 1(2): 85-92.

Chambers, R.M., Harvey, J.W., Odum, W.E., 1992. Ammonium and Phosphate dynamics in a Virginia salt marsh. *Estuaries*, 15(3):349-359.

Champalbert, G., 1996. Characteristics of zooplankton standing stock and communities in the Western Mediterranean Sea: relations to hydrology. *Scientia Marina*, 60(2):97-113.

Chavez, F.P., Buck, K.R., Coale, K.H., Martin, J.H., DiTullio, G.R., Welschmeyer, N.A., Jacobson, A.C. & Barber, R.T., 1991. Growth rates, grazing, sinking, and iron limitation of equatorial Pacific phytoplankton, *Limnology and Oceanography*, 36: 1816-1833.

Chícharo, M.A., Chícharo, L.M., Galvão, H., Barbosa, A., Marques, M.H., Andrade, J.P., Esteves, E., Miguel, C., Gouveia, C., 2001. Status of the Guadiana Estuary (south Portugal) during 1966- 1998: An ecohydrological approach. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society* 4:73-89.

Chícharo, L., Chícharo, M.A., Radhouane, B., 2006. Use of hydrotechnical infrastructure (Alqueva Dam) to regulate planktonic assemblages in the Guadiana estuary: Basis for a sustainable water and ecosystem services management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70: 39-51.

Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural environment research council, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 144pp.

Correl, D.L., Jordan, T., Weller, D., 2000. Dissolved Silicate Dynamics of the Rhode River Watershed and Estuary. *Estuaries*, 23(2):188-198.

Devreker, D., Souissi, S., Molinero, J.C., Nkubito, F., 2008. Trade-offs of the copepod *Eurytemora affinis* in mega-tidal estuaries: insights from high frequency sampling in the Seine estuary. *Journal of Plankton Research*, 30(12): 1329-1342.

Diamantino, C., Ferreira, J.P.L., 2001. Modelação da Intrusão Salina com o Modelo Matemático Feflow- Fundamentos Teóricos. Formulação para um caso real de Estudo. 6º Congresso da Água. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 15pp.

Dijkman, N.A., Kromkamp, J.C., 2007. Photosynthetic characteristics of phytoplankton in the Scheldt Estuary: community and single-cell fluorescence measurements. *European Journal of Phycology*, 41:425-434.

Dollhopf, S.L., Hyun, J.H., Smith, A.C., Adams, H.J., O'Brien, S., Kostka, J.E., 2005. Quantification of ammonia-oxidizing bacteria and factors controlling nitrification in salt marsh sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 71(1): 240-246.

Domingues, R.B., Barbosa, A., Galvão, H., 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 249-260.

Domingues, R.B., 2007. Phytoplankton succession in the Guadiana upper estuary: before and after the Alqueva dam. Tese de mestrado, Universidade Nova de Lisboa, 104pp.

Domingues, R.B., Galvão, H., 2007. Phytoplankton and environmental variability in a dam regulated temperate estuary. *Hydrobiologia* 586: 117-134.

Domingues, R.B., Sobrino, C., Galvão, H., 2007. Impact of reservoir filling on phytoplankton succession and cyanobacteria blooms in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 31-43.

Domingues, R.B., Anselmo, T.P., Barbosa, A.B., Sommer, U., Galvão, H.M., 2010. Tidal variability of phytoplankton and environmental drivers in the freshwater of the Guadiana Estuary (SW Iberia). *International Review of Hydrobiology*, 95(4-5): 352-369.

Domingues, R.B., Anselmo, T.P., Barbosa, A.B., Sommer, U., Galvão, H.M., 2011a. Light as a driver of phytoplankton growth and production in the freshwater tidal zone of a turbid estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91: 526-535.

Domingues, R.B., Anselmo, T.P., Barbosa, A.B., Sommer, U., Galvão, H.M., 2011b. Nutrient limitation of phytoplankton growth in the freshwater tidal zone of a turbid, Mediterranean estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91: 282-297.

Dulaiova, H., Burnett, W.C., Chanton, J.P., Moore, W.S., Bokuniewicz, H.J., Charette, M.A., Sholkovitz, E., 2006. Assessment of groundwater discharges into West Neck Bay, New York, via natural tracers. *Continental Shelf Research* 26: 1971-1983.

Esteves, E., Pina, T., Chícharo, M.A., Andrade, J.P., 2000. The distribution of estuarine larvae: Nutritional condition and co-occurrence with predators and prey. *Acta Oecologica*, 21(3): 161-173.

Falcão, M., Neto, E., Martins, C., 1999. Caracterização ambiental da água dos esteiros do estuário do Rio Guadiana. Relatório final, Instituto de Investigação das Pescas e do Mar e Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António, 17 pp.

Ferreira, J.G., Wolff, W.J., Simas, T.C., Bricker, S.B., 2005. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology?. *Ecological Modelling* 187 (4): 513-523.

Fisher, T.R., Gustafson, A.B., Sellner, K., Lacouture, R., Haas, L.W., Wetzel, R.L., Magnien, R., Everitt, D., Michaels, B., Karrh, R., 1999. Spatial and Temporal variation of resource limitation in Chesapeake Bay. *Marine Biology*, 133:763-778.

Flöder, S., Urabe, J., Kawabata, Z., 2002. The influence of fluctuating light intensities on species composition and diversity of natural phytoplankton communities. *Oecologia*, 133: 395-401.

Fränzle, O., Kluge, W., 1997. Typology of water transport and chemical reactions in groundwater/lake ecotones. In: *International Hydrology Series. Groundwater/Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options.* UNESCO, Cambridge University Press, 246pp.

Gameiro, C., Brotas., 2010. Patterns of Phytoplankton variability in the Tagus Estuary (Portugal). *Estuaries and Coasts*, 33:311-323.

Gardner, L.R., 1975. Runoff from an intertidal marsh during tidal exposure- recession curves and chemical characteristics. *Limnology and Oceanography*, 20(1): 81-89.

Gianesella, S.M.F., Saldanha-Corrêa, F.M.P., Miranda, L.B., Corrêa, M.A., Moser, G.A.O., 2005. Short-term variability and transport of nutrients and chlorophyll a in Bertiioga channel, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 53(3-4): 99-114.

Giblin, A.E., Gaines, A.G., 1990. Nitrogen inputs to a marine embayment: the importance of groundwater. *Biogeochemistry*, 10: 309-328.

Grasshoff K., 1983a. Determination of nitrite. In *Methods of Seawater Analysis*, 2^a ed., Eds. K. Grasshoff, M. Ehrhardt e K. Kremling, Verlag Chemie, 139-142pp.

Grasshoff K., 1983b. Determination of nitrate. In *Methods of Seawater Analysis*, 2^a ed., Eds. K. Grasshoff, M. Ehrhardt e K. Kremling, Verlag Chemie, 143-150pp.

Harris, R., Wiebe, P., Lenz, J., Skjeldal, H.R., Huntley, M., 2000. Zooplankton Methodology Manual. Academic Press, 684pp.

Harvey, J.W., Chambers, R.M., Hoelscher, J.R., 1995. Preferential flow and segregation of porewater solutes in wetland sediments. *Estuaries*, 18(4):568-578.

Hasle, G. R., 1978. Settling: the inverted-microscope method. In *Phytoplankton Manual*, ed. A. Sournia, UNESCO, 88-96pp.

Hasle, G. R., Syvertsen, E.E., 1996. Marine Diatoms In: *Identifying Marine Phytoplankton*. Thomas, C.R. Edt, San Diego Academic Press, 5-385 pp.

Hemond, H.F., Fifield, J.L., 1982. Subsurface flow in salt marsh peat: A model and field study. *Limnology and Oceanography* 27(1): 126-136.

Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, 23: 563-590.

Herbert, E.M., 2004. Spring phytoplankton dynamics in a shallow, turbid coastal salt marsh system undergoing extreme salinity variation, South Texas. Thesis for Master degree in Science. Texas A&M University, 87pp.

Hillebrand, H., Dürseleng, C.D., Kirschtel, D.B., Pollinger, U., Zohary, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae *Journal of Phycology*, 35:403-424.

Howarth, R.W., Teal, J.M., 1980. Energy flow in salt marsh peat: a model and a field study. *Limnology and Oceanography*, 27(1): 126-136.

Hughes, C.E., Binning, P., Wilgoose, G.R., 1998. Characterization of the hydrology of an estuary wetland. *Journal of Hydrology*, 211: 34-49.

Ikeda, T., Kanno, Y., Ozaki, K., Shinada, A., 2001. Metabolic rates of epipelagic marine copepods as a function of body mass and temperature. *Marine Biology*, 139: 587-596.

Imberger, J., Berman, T., Christian, R.R., Sherr, E.B., Whitnet, D.E., Pomeroy; L.R., Wiegert, R.G., Wiebe, W.J., 1983. The influence of water motion on the distribution and transport of materials in a salt marsh estuary. *Limnology and Oceanography*, 28(2): 201-204.

Inniss, L.V., 2002. Scientific and management perspectives in wetland groundwater hydrology. Dissertation for the degree of Doctor, Louisiana State University, 170 pp.

Instituto da Água-INAG, 2001. Estudo das condições ambientais do Estuário do Guadiana e zonas adjacentes, componente águas subterrâneas- Relatório da 2ª fase, Lisboa, 93pp.

Instituto Geológico e Mineiro, 2001. Água subterrânea: Conhecer para Preservar o Futuro. Versão online no sitio do INETI: http://e-Geo.ineti.pt/geociencias/edicoes_online/diversos/agua_subterranea/indice.htm,

Jacobs, S., Struyf, E., Maris, T., Meire, P., 2008. Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80:42-52.

Järvinen, M., 2002. Control of plankton and nutrient limitation in small boreal brown-water lakes: evidence from small-and large-scale manipulation experiments. Academic Dissertation in Hydrobiology. University of Helsinki, Finland 41 pp.

Johannes, R.E., 1980. The Ecological Significance of the Submarine Discharge of Groundwater. *Marine Ecology* 3:365-373.

Jordan, T.E., Correl, D.L., Miklas, J., Weller, D., 1991. Nutrients and chlorophyll at the interface of a watershed and an estuary. *Limnology and Oceanography*, 36(2): 251-267.

Júnior, A.V., Demajorovic, J., 2006. Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações. Ed. SENAC, São Paulo 396 pp.

Júnior, M.M., Paranaguá, M.N., Schwamborn, R., Leitão, S.N., Ekau, W., 2007. Fluxes of zooplankton biomass between a tidal estuary and the sea in Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanographic*, 55(4): 239- 249.

Justić, D., Rabalais, N.N., Turner, R.E., Dortch, Q., 1995. Changes in Nutrient Structure of River-dominated Coastal Waters: Stoichiometric Nutrient Balance and its Consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40:339-356.

Kim, K.Y., Tim, T., Kim, Y., Woo, N.C., 2007. A semi-analytical solution for groundwater responses to stream-stage variations and tidal fluctuations in a coastal aquifer. *Hydrological Processes*, 21: 665-674.

Kimmerer, W.J., 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms; physical effects or trophic linkages?. *Marine Ecology Progress Series*, 243:39-55.

Kjørboe, T., Nielsen, T.G., 1994. Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem.1. Copepods. *Limnology and Oceanography*, 39(3): 493-507.

Koroleff, F., 1983a. Determination of phosphorus. In *Methods of Seawater Analysis*, 2^a ed., Eds. K. Grasshoff, M. Ehrhardt e K. Kremling, Verlag-Chemie, 125-139pp.

Koroleff, F., 1983b. Determination of ammonia. In *Methods of Seawater Analysis*, 2^a ed., Eds. K. Grasshoff, M. Ehrhardt e K. Kremling, Verlag Chemie, 150-157pp.

Koroleff, F., 1983c. Determination of silicon. In *Methods of Seawater Analysis*, 2^a ed., Eds. K. Grasshoff, M. Ehrhardt e K. Kremling, Verlag Chemie, 174-183pp.

Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2^a ed. Addison-Welsey Educational Publishers. Menlo Park. 654 pp.

Kroeger, K.D., Swarzenski, P.W., Greenwood, J., Reich, C., 2007. Submarine groundwater discharge to Tampa Bay: Nutrient fluxes and biogeochemistry of the coastal aquifer. *Marine Chemistry* 104: 85-97.

Kuipers, B.R., Witte, H.J., 1999. Grazing impact of microzooplankton on different size classes of algae in the North Sea in early spring and mid-summer. *Marine Ecology Progress Series* 180: 93-104.

Kuwae, T., Kibe, E., Nakamura, Y., 2003. Effect of emersion and immersion on the porewater nutrient dynamics of an intertidal sandflat in Tokyo Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 929-940.

Lalli, C.M., Parsons, T.R., 1994. *Biological Oceanography: an Introduction*. Ed. Pergamon Press, 301 pp.

Langis, R., Zalejko, M., Zedler, J.B., 1991. Nitrogen assessments in a construct and natural salt marsh of San Diego Bay. *Ecological Applications*, 1(1): 40-51.

Laprise, R., Dodson, J.J., 1994. Environmental variability as a factor controlling spatial patterns in distribution and species diversity of zooplankton in the St. Lawrence Estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 107: 67-81.

Lavinas, C., 2004. Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António, uma contribuição para a sua gestão. Instituto da Conservação da Natureza/ Centro de Zonas Húmidas, 103pp.

Lawrence, D., Valiela, I., Tomasky, G., 2004. Estuarine Calanoid copepod abundance in relation to season, salinity, and land-derived nitrogen loading, Waquoit Bay, MA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61:547-557.

Lewitus, A.J., 1998. Seasonal variation in the regulation of Phytoplankton by nitrogen and grazing in a salt-marsh estuary. *Limnology and Oceanography*, 43(4):636-646.

Lichatowich, J.A., Bottom, D.L., Jones, K.K., 1984. Zooplankton and Larval Fishes of the Columbia River Estuary. Final Report on the Zooplankton and Larval Fish Work Unit of the Columbia River Estuary Data Development Program, 75 pp.

Lonsdale, D.J., Cosper, E.M., Doall, M., 1996. Effects of Zooplankton Grazing on Phytoplankton Size-Structure and Biomass in the Lower Hydson River Estuary. *Estuaries*, 19(4): 874-889.

Lorenzen, C. J. & Jeffrey, S.W. 1980. Determination of chlorophyll in seawater. Report of intercalibration tests. *Unesco Technical papers in marine science*, 35, 21pp.

Lucas, L.V., Koseff, J. R., Monismith, S.G., Cloern, J.E., Thompson, J.K., 1999. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries II: The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series* 187: 17-30.

MacIntyre, H.L., Cullen, J.J., 1996. Primary production by suspended and benthic microalgae in a turbid estuary: time scales of variability in San Ant3nio Bay, Texas. *Marine Ecology Progress Series*, 145:245-268.

Marques, S.C., Azeiteiro, U.M., Marques, J.C., Neto, J.M., Pardal, M.A., 2006. Zooplankton and ichthyoplankton communities in a temperate estuary: spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Research*, 28(3): 297-312.

Marshall, H.G., Shomers, C.E., 1990. Phytoplankton within the Virginia barrier island complex. *Virginia Journal of Science*, 41(4A): 427-432.

Martin-J3z3quel, V., Hildebrand, M., Brzezinski, M.A., 2000. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology*, 36: 821-840.

Mazor, E., 1995. Aquifer definition: specific (by water properties) or generalized (by stratigraphic or geographic terms), examples of Israel. In: *Application of Tracers in Arid Zone Hydrology (Proceedings of the Vienna Symposium, August 1994)*. IAHS Publishers, 232:183-194.

McEwan, K., Jolly, I., Holland, K., 2006. Groundwater- surface interactions in arid/ semi-arid wetlands and the consequences of salinity for wetland ecology. CSIRO Land and Water Science Report 53/06, 36 pp.

McKellar, H. N., Tufford, D.L., Alford, M.C., Saroprayogi, P., Kelley, B.J., Morris, J.T., 2007. Tidal Nitrogen Exchanges Across a Freshwater Wetland Succession Gradient in the Upper Cooper River, South Carolina. *Estuaries and Coasts*, 30(6): 989-1006.

Menden-Deuer, S., Lessard, E. J., 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*., 45: 569-579.

Millero, J.F. 1996. *Chemical Oceanography*, 2nd Edition. CRS Edition, 460 pp.

Moll, R.A., 1977. Phytoplankton in a Temperate-Zone Salt Marsh: Net Production and Exchanges with Coastal Waters. *Marine Biology*, 42: 109-118.

Moll, R.A., Rohlf, F.J., 1981. Analysis of temporal and spatial phytoplankton variability in a long island salt marsh. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, 51: 133-144.

Montagnes, D., Franklin, D., 2001. Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: reconsidering some paradigms. *Limnology and Oceanography*, 46: 2008-2018.

Monteiro, J.P., 2005. A importância do dimensionamento de captações de águas subterrâneas no Algarve – Passado, Presente e Futuro. *Manual Técnico de Engenharia, Águas Subterrâneas e Efluentes Tratados*. Expresso Gráfico, Lisboa. Portugal. Grundfos, 17-31 pp.

Montien-Art, B., Odahara, T., Okamoto, C., Nakazono, T., Kikuchi, M., Kabata, K., 1998. Comparison on Seasonal variation of zooplankton biomass with some environmental factors in the eutrophic basins of temperate and tropical regions. Proceedings of School of Agriculture Kyushu Tokai University, 17: 75-86.

Morais, P., Chícharo, M.A., Chícharo, L., 2009. Changes in a temperate estuary during the filling of the biggest European dam. Science of the Total Environment 407(7): 2245-2259.

Morales, J.A. 1997. Evolution and facies architecture of the mesotidal Guadiana River delta (S.W. Spain-Portugal). Marine Geology, 138: 127-148.

Morales- Zamorano, L.A., Cajas- Medrano, R., Orellana-Cepeda, E., Jiménez-Pérez, L.C., 1991. Effect of tidal Dynamics on a planktonic Community in a coastal lagoon of Baja Califórnia, Mexico. Marine Ecology Progress Series, 78: 229-239.

Newell, G.H, Newell, R.C., 1963. Marine plankton: a practical guide. London, Hutchinson Educat, 221pp.

Nybakken, J., 1988. Marine biology, an Ecological Approach. Harper & Row Publishers, New York, 2nd edition, 514pp.

Oberdorfer, J.A., Valentino, M.A., Smith, S.V., 1990. Groundwater contribution to the nutrient budget of Tomales Bay, California. Biodegradation 10: 199. 216.

Odum, W.E., 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. Annual Review of Ecology and Systematics, 19: 147-176.

Oliveira, M.R.L., 1985. Relatório dos estudos biológicos realizados no rio Guadiana e na estação de tratamento de águas da Vila de Mértola. Relatório interno No 103, IPIMAR, Instituto Nacional de Investigação das Pescas e do Mar, Lisboa.

Orehova, T., 2002. Seasonal Variability of the Groundwater Regime for Several Aquifers in Bulgaria. ICHE Conference. Warsaw, Poland, 15pp.

Quintana, X.D., Moreno- Amich, R., Comín, F.A., 1998. Nutrient and plankton Dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research*, 20(11): 2089-2107.

Quintana, X.D., Moreno- Amich, R., 2002. Phytoplankton composition of Empordà salt marshes, Spain and its response to freshwater flux regulation. *Journal of Coastal Research SI 36* : 581-590.

Packham, J.R., Willis, A.J., 1997. *Ecology of Dunes, Salt Marsh and Shingle.* Chapman & Hall, London, 334pp.

Pastuszak, M., Conley,D.J., Humborg, C., Witek, Z., Sitek, S., 2008. Silicon dynamics in the Oder Estuary, Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 73:250-262.

Paulsen, R.J., Smith,C.F., O'Rourke, D., Wong, T-F., 2001. Development and evaluation of an ultrasonic ground water seepage meter. *Ground Water*, 39 (6): 904-911.

Plater, A., Kirby,J., 2006. The potencial for perimarine wetlands as an ecohydrological and phytotechnological management tool in the Guadiana Estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70: 98-108.

Pomeroy, L.R., 1959. Algal productivity in salt marshes of Georgia. *Limnology and Oceanography*, 4: 376-386.

Quervauviller, P., 2005. Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs. *Journal of Environmental Management*, 7: 89-102.

Ragueneau, O., Chauvaud, L., Moriceau, B., Leynaert, A., Thouzeau, G., Donval, A., Le Loc'h, F., Jean, F., 2005. Biodeposition by an invasive suspension feeder impacts the biogeochemical cycle of Si in a coastal ecosystem (Bay of Brest, France). *Biogeochemistry* 75:19-41.

Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A., 1963. The influence of organisms in the composition in the composition of seawater. In: Hill, M.N. (Ed.), *The Sea*, Vol. II, Wiley. New York. 26-77pp.

Reynolds, C.S., 2006. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press 535 pp.

Robertson, A.I., Dixon, P., Daniel, P.A., 1988. Zooplankton dynamics in mangrove and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 43: 139-150.

Rocha, C., Galvão, H., Barbosa, A., 2002. Role of transient silicon limitation in the development of cyanobacteria blooms in the Guadiana estuary, south-western Iberia. *Marine Ecology Progress Series* 228:35-45.

Roelke, D.L., Eldridge, P.M., Cifuentes, L.A., 1999. A Model of Phytoplankton Competition for Limiting and Nonlimiting Nutrients: Implications for Development of Estuarine and Nearshore Management Schemes. *Estuaries*, 22(1): 92-104.

Roelke, D.L., 2000. Copepod food-quality threshold as a mechanism influencing phytoplankton succession and accumulation of biomass, and secondary productivity: a modelling study with management implications. *Ecological Modelling* 134: 245-274.

Ross, S.W., Moser, M.L., 1995. Life history of juvenile gag, *Mycteroperca microlepis*, in a North Carolina Estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 56(1): 22-237.

Rovira, L., Trobajo, R., Ibáñez, C., 2009. Periphytic diatom community in a Mediterranean salt wedge estuary: the Ebro Estuary (NE Iberian Peninsula). *Acta Botanica Croatica*, 68(2): 285-300.

Sá, R., Bexiga, C., Veiga, P., Vieira, L., Erzini, K., 2006. Feeding ecology and trophic relationships of fish species in the lower Guadiana River and Castro Marim e Vila Real de Santo António Salt Marsh. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 70: 19-26.

Santos, A., Boski, T., 2000. Comparação do preenchimento sedimentar Halocénico em duas áreas de dinâmica contrastada no Estuário do Guadiana. *In: Os Estuários de Portugal e os Planos de Bacia Hidrográfica.* Associação Eurocoast; Carvalho, Gomes, Pinto (Eds), Lisboa: 53-65.

Schilling, K.E., Jacobson, P., 2008. Groundwater nutrient concentrations near an incised Midwestern stream: effects of floodplain lithology and land management. *Biogeochemistry*, 87:199-216.

Scientific Committee on Oceanic Research (SCOR), LAND-Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ), 2000. Measurement and Management of Submarine Groundwater Discharge. UNESCO- International Oceanographic Commission IOC/INF 1140, Paris 34 pp.

Sellers, T., Bukaveckas, P.A., 2003. Phytoplankton production in a large, regulated river: A modelling and mass balance assessment. *Limnology and Oceanography* 48(4): 1476-1487.

Serrano, A.R.M., 1988. Contribuição para o conhecimento dos coleópteros da Reserva Natural do sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António. I- Os cicindelídeos (Coleoptera, Cicindelidae). SNPRCN. Lisboa. 91 pp.

Sigmon, D.E., Cahoon, L.B., 1997. Comparative effects of benthic microalgae and phytoplankton on dissolved silica fluxes. *Aquatic Microbial Ecology*, 13: 275-284.

Silva, T.A., Leitão, S.N., Schwamborn, R., Gusmão, L.M., Vieira, D.A.N., 2003. Diel and seasonal changes in the macrozooplankton community of a tropical estuary in Northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(3):439-446.

Sin, Y., Wetzel, R.L., Anderson, I.C., 1999. Spatial and Temporal Characteristics of Nutrient and Phytoplankton Dynamics in the York River. *Estuaries and Coasts* 22(2A): 260-275.

Sin, Y., Wetzel, R.L., Lee, B., Kang, Y.H., 2006. Integrative ecosystem analyses of phytoplankton dynamics in the York River estuary (USA). *Hydrobiologia*, 571: 93-108.

Slomp, C.P., Cappellen, P.V., 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. *Journal of Hydrology*, 295: 64-86.

Sobrinho, C., Matthiensen, A., Vidal, S., Galvão, H., 2004. Occurrence of microcystins along the Guadiana estuary. *Limnetica*, 23 (1-2): 133-144.

Sommer, U., Sommer, F., 2006. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia*, 147:183-194.

Struckmeier, W., Rubin, Y., Jones, J.A.A., 2007. Água subterrânea- reservatório para um planeta com sede?, UNESCO. Paris, 16pp.

Struyf, E., Van Damme, S., Gribsholt, B., Meire, P., 2005. Freshwater marshes as dissolved silica recyclers in an estuarine environment (Schelde estuary, Belgium). *Hydrobiologia*, 540: 69-77.

Struyf, E., Temmerman, S., Meire, P., 2006. Dynamics of biogenic Si in freshwater: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary). *Biogeochemistry*, 82: 41-53.

Struyf, E., Opdekamp, W., Backx, H., Jacobs, S., Conley, D.J., Meire, P., 2009. Vegetation and proximity to the river control amorphous silica storage in a riparian wetland (Biebrza National Park, Poland). *Biogeosciences Discussions*, 6:895-912.

Sundareshwar, P.V., Morris, J.T., Koepfler, E.K., Fornwalt, H.B., 2003. Phosphorus limitations of Coastal Ecosystems Processes. *Science*, 299: 563-565.

Tan, Y., Huang, L., Chen, Q., Huang, X., 2004. Seasonal variation in zooplankton composition and grazing impact on phytoplankton standing stock in the Pearl River Estuary, China. *Continental Shelf Research*, 24: 1949-1968.

Thomas, C.R., Christian, R.R., 2001. Comparison of nitrogen cycling in salt marsh zones related to sea-level rise. Marine Progress Series 221: 1-16.

Thompson, P.A., 1998. Spatial and Temporal Patterns of Factors Influencing Phytoplankton in a Salt Wedge Estuary, The Swan River, Western Australia. Estuaries, 21(4B): 801-817.

Tomas C. R., 1997. Identifying Marine Phytoplankton. Academic Press, 858 pp.

Tobias, C.R., Harvey, J.W., Anderson, I.C., 2001. Quantifying groundwater discharge through fringing wetlands estuaries: Seasonal variability, methods comparison, and implications for wetland-estuary exchange. Limnology and Oceanography 46(3): 604-615.

Tregouboff, G., Rose, M., 1957. Manuel de Planctologie Méditerranéenne Vol. I e Vol. II. Paris, 587pp.

Trigueros, J.M., Orive, E., 2001. Seasonal variations of diatoms and dinoflagellates in a shallow temperate estuary, with emphasis on neritic assemblages. Hidrobiologia, 444: 119-133.

Turner, R.E., 1993. Carbon, nitrogen, and phosphorus leaching rates from *Spartina alterniflora* salt marshes. Marine Ecology Progress Series, 42:135-140.

Turner, J.T., 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. Zoological Studies, 43(2):255-266.

Underwood, G.J.C., Kromkamp, J., 1999. Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. Advances in Ecological Research, 29:93-153.

Valiela, I., Teal, J.M., Volkmann, S., Shafer, D., Carpenter, E., 1978. Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: Tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. Limnology and Oceanography, 23(4): 798-812.

Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J., T., Hoes, B., Aubrey, D., 1990. Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry*, 10:177-197.

Vanek, V., 1997. Heterogeneity of groundwater-surface water ecotones. In: *International Hydrology Series. Groundwater/Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options*. UNESCO, Cambridge University Press, 246pp.

Veiga, P., Vieira, L., Bexiga, C., Sá, R., Erzini, K., 2006. Structure and temporal variations of fish assemblages of the Castro Marim salt marsh, southern Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70: 27- 38.

Walther, J.V., 1996. Relation between rates of aluminosilicate mineral dissolution, pH, temperature, and surface charge. *American Journal of Science*, 296: 693–728.

Wen, Y. H., Peters, R. H., 1994. Empirical models of phosphorus and nitrogen excretion rates by zooplankton *Limnology and Oceanography* 39(7): 1669-1679,

Werner, D., 1977. *The Biology of Diatoms*, Botanical monographs, vol. 13. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, 498 pp.

West, A.J., Findlay, S.E.G., Burns, D.A., Weathers, K., C., Lovett, G.M., 2001. Catchment- scale variation in the nitrate concentrations of groundwater seeps in the Catskill Mountains, New York, U.S.A. *Water, Air, and Soil Pollution*, 132:389-400.

Wetz, M., S., Hayes, K.C., Lewitus, A.J., Wolny, J.L., White, D.L., 2006. Variability in phytoplankton pigment biomass and taxonomic composition over tidal cycles in a salt marsh estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 320: 109-120.

Wolanski, E., Chicharro, L., Chicharro, M., Morais, P., 2006. An ecohydrology model of the Guadiana Estuary (South Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70: 132-143.

Willey, J.D., Spivack, A.J., 1997. Dissolved silica concentrations and reactions in pore waters from continental slope sediments offshore from Cape Hatteras, North Carolina, USA. *Marine Chemistry*, 56:227-238.

Zar, J.H., 1996. Biostatistics analysis. Department of Biological Sciences Northern Illinois. Prentice Hall international Editions, 620pp.

Zhao-Li, X., Qian, G., Hua, C., Jia-Jie, C., Meng, C., 2007. Ecological adaptation of pelagic Cladocera and Cumacea in East China Sea, *Chinese Journal of Ecology*, 26(11):1782-1787.

Sítios da internet consultados

ICNB 2009. Endereço Internet (acedido em Agosto de 2009):

<http://portal.icn.pt/ICNPortal/vPT2007-AP-Sapal/Homepage+Areas+Protegidas.htm>

Instituto Hidrográfico. Endereço consultado (acedido em 11 de Novembro de 2008 e 27 de Abril de 2009):

www.hidrografico.pt

6. Anexos

Anexo 1 Escoamento fluvial anual médio ($\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{s}$) e pluviosidade anual média (mm) na estação de Pulo do Lobo e Castro Verde, respectivamente, de 1990 a 2009.

Ano	Escoamento fluvial ($\text{m}^3 \cdot 10^6/\text{s}$)	Pluviosidade (mm)
1990/91	1,52	36,69
1991/92	0,30	40,84
1992/93	0,23	51,26
1993/94	0,78	28,22
1994/95	0,09	28,01
1995/96	6,15	79,52
1996/97	5,48	53,24
1997/98	9,21	69,60
1998/99	0,57	28,09
1999/00	1,09	49,86
2000/01	2,09	57,34
2001/02	0,88	39,31
2002/03	1,10	49,65
2003/04	1,28	46,94
2004/05	0,80	16,68
2005/06	0,67	46,28
2006/07	1,41	37,66
2007/08	0,55	34,49
2008/09	0,49	17,68

Anexo 2 Ratios Molares, N:P Si:N e Si:P, nas estações amostradas, no Inverno e Primavera

Estações	Inverno			Primavera		
	N:P	Si:N	Si:P	N:P	Si:N	Si:P
1	16,56	1,05	17,36	119,68	0,45	54,26
2	0,48	4,41	2,11	45,72	0,70	31,78
3	5,59	3,37	18,86	35,87	0,51	18,29
4	0,81	6,38	5,15	108,41	0,30	32,41
5	2,76	4,64	12,78	54,21	0,58	31,27
6	0,31	15,93	5,01	89,23	0,37	33,27
7	5,12	2,89	14,78	52,18	0,44	23,18
8	0,36	13,10	4,69	57,17	0,38	21,99

Anexo 3 Abundância (células. 10⁴/L) dos *taxa* fitoplanctónicos registados no período de Inverno (13 de Novembro de 2008) e Primavera (29 de Abril de 2009), ao longo do transecto efectuado no esteiro da Lezíria (Sapal de Castro Marim)

<i>Taxa</i>	Abundância (células. 10 ⁴ /L)															
	<i>Inverno</i>								<i>Primavera</i>							
Estações	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Bellerochea malleus</i>	-	-	-	-	0,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cerataulina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,21	0,94	-	-	-
<i>Chaetoceros</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,79	-	1,21	7,29	2,12	6,04	1,98
<i>Coscinodiscus</i>	0,09	0,09	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella</i>	-	-	-	0,08	-	-	-	-	1,46	0,77	-	-	-	0,47	0,19	-
<i>Cylindrotheca closterium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,24	0,26	-	0,48	-	-	-	-
<i>Detonula pumila</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2,44	1,79	7,27	2,90	14,82	8,24	566	3,56
<i>Eucampia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,47	1,32	-
<i>Guinardia delicatula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,77	3,51	-	-	-	0,75	2,96
<i>Guinardia striata</i>	1,92	-	-	-	-	0,74	0,35	0,17	-	-	-	1,93	-	-	-	-
<i>Gyrosigma/Pleurosigma</i>	-	-	-	-	-	0,08	-	0,09	1,71	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lauderia amulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1,46	6,39	4,01	6,04	2,82	2,59	2,64	2,94
<i>Leptocylindrus</i>	-	-	-	-	-	-	0,43	-	-	0,77	-	1,45	3,29	1,65	1,70	2,77
<i>Odontella</i>	-	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pemales não identificadas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2,44	1,79	2,51	2,42	3,29	3,29	0,94	1,19
<i>Pseudonitzschia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,55	-	-	-	-	-	-
<i>Rhizosolenia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,48	-	0,24	-	-
<i>Skeletonema</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,07	-	-	-	-	-	-
<i>Stephanopyxis turris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,71	2,07	-

Anexo 4: Abundância (indivíduos/m3) dos *taxa* zooplantónicos registados no período de inverno (13 de Novembro de 2008), ao longo do transecto efectuado no esteiro da Lezíria (Sapal de Castro Marim)

		Abundância (indivíduos/m ³)							
		Inverno							
Taxa	Estações	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8
<i>Acartia grani</i>		-	6,84	-	2,28	-	8,62	3,33	4,98
<i>Acartia spp.</i>		90,88	1564,41	171,28	85,56	137,86	185,38	489,30	568,98
Anfípode		-	-	-	-	-	-	-	-
Bivalve		-	5,13	-	-	-	-	-	-
Calanoida não identificado		-	-	18,18	18,25	29,85	35,57	58,25	46,44
<i>Centropages spp.</i>		0,72	116,26	31,58	19,39	17,05	10,78	16,64	11,61
<i>Clausocalanus spp.</i>		-	-	2,87	1,14	1,42	-	-	3,31
Copepodite		-	-	-	-	-	-	-	-
Copepodite calanoida		2,86	8,55	5,74	12,55	8,53	18,32	18,31	21,56
<i>Corycaeus</i>		-	-	-	1,14	-	3,23	-	-
Cyprid Cirrípede		-	35,90	-	-	1,42	2,16	-	-
<i>E. encraticoulus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euterpina acutifrons</i>		2,50	64,97	10,53	3,42	5,68	18,32	83,21	31,51
<i>Evadne spp.</i>		-	5,13	1,91	6,84	7,11	6,47	3,33	-
Gastrópode		-	-	-	-	-	-	-	-
Harpacticoid		1,43	25,65	4,78	-	-	-	-	-
Hidromedusa		-	1,71	2,87	3,42	5,68	12,93	28,29	28,20
Isópode		0,36	64,97	9,57	1,14	5,68	2,16	-	1,66
Larva Peixe		-	5,13	-	-	-	2,16	-	-
Larva Poliqueta		0,36	6,84	1,91	11,41	17,-5	11,86	11,65	6,64
Nauplio Cirrípede		4,29	174,39	148,32	37,64	11,37	17,24	26,63	9,95
Nauplio Copépode		-	8,55	-	2,28	-	3,23	1,66	3,32
<i>Oikopleura spp.</i>		5,72	83,78	15,31	19,39	25,58	31,26	46,60	81,28
<i>Oithona</i>		13,60	70,10	1,-53	10,27	15,63	8,62	24,96	4,98
<i>Oncaea</i>		5,01	64,97	9,57	11,41	7,11	3,23	1,66	3,32
Ovo Peixe		0,72	-	-	2,28	8,53	8,62	6,66	3,32
<i>Paracalanus spp.</i>		8,94	51,29	147,36	140,31	207,49	212,32	272,94	149,30
<i>Penilia spp.</i>		0,72	46,16	9,57	28,52	21,32	26,94	66,57	16,50
<i>Podon spp.</i>		1,07	58,13	6,70	20,53	54,01	121,79	173,09	111,14
Poliqueta		-	1,71	-	-	-	1,08	-	-
Protoconcha Gastrópode		2,50	22,23	-	-	-	-	-	-
Sifonóforo		-	-	-	-	5,68	2,16	4,99	1,659
<i>Temora longicornis</i>		-	1,71	-	-	-	-	-	-
Velígera Gastrópode		38,64	1020,72	35,40	46,77	34,11	73,29	59,91	24,88
Velígera Lamelibranquia		-	-	-	-	-	1,08	-	-
Zoea Anomura		-	-	0,96	2,28	2,84	2,16	1,66	1,66
Zoea Brachyura		-	-	-	1,14	1,42	-	1,66	-
Zoea Caridea		-	-	-	-	-	-	1,66	1,66

Anexo 5 Abundância (indivíduos/m³) dos taxa zooplactônicos registrados no período de inverno (13 de Novembro de 2008), ao longo do transecto efectuado no esteiro da Lezíria (Sapal de Castro Marim)

	Abundância (indivíduos/m ³)							
	Primavera							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
<i>Acartia grani</i>	-	1,14	-	-	-	-	-	-
<i>Acartia spp.</i>	1576,58	333,70	533,33	321,83	341,51	151,74	417,61	130,04
Anfípode	-	-	-	3,46	16,86	-	-	12,19
Bivalve	9,53	2,28	-	-	-	-	-	-
Calanoida n identificado	-	-	-	3,46	8,43	11,67	16,06	-
<i>Centropages spp.</i>	-	-	2,75	3,46	-	-	-	-
<i>Clausocalanus spp.</i>	-	-	2,75	-	-	-	-	-
Copepodite	-	-	-	-	-	5,84	32,12	16,26
Copepodite calanoida	-	-	-	-	-	-	-	-
Corycaeus	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyprid Cirrípede	66,68	28,47	38,49	48,45	33,73	64,20	240,93	32,51
E. encraticoulus	-	-	-	34,61	21,08	17,51	208,80	60,96
<i>Euterpina acutifrons</i>	23,82	66,06	118,21	100,36	109,62	116,72	513,98	81,28
<i>Evadne spp.</i>	-	-	-	-	4,22	-	-	-
Gastrópode	-	1,14	-	-	-	-	-	-
Harpactacoid	-	-	-	-	-	-	-	-
Hidromedusa	-	1,14	-	-	-	5,84	-	-
Isópode	-	-	-	-	-	-	-	-
Larva Peixe	-	1,14	-	3,46	-	-	32,12	-
Larva Poliqueta	-	2,28	5,50	6,92	4,22	-	-	8,13
Nauplio Cirrípede	52,39	242,59	222,68	273,38	379,46	536,91	1590,12	434,83
Nauplio Copépode	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oikopleura spp</i>	33,34	69,47	46,73	245,70	210,81	507,73	1461,62	276,34
<i>Oithona</i>	-	3,42	-	-	-	5,84	-	-
<i>Oncaea</i>	4,76	4,56	5,50	-	-	-	64,25	12,19
Ovo Peixe	-	2,28	-	-	-	-	-	-
<i>Paracalanus spp.</i>	19,05	6,83	8,25	24,22	16,86	29,18	96,37	32,51
<i>Penilia spp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podon spp.</i>	-	12,53	8,25	24,22	29,51	5,84	32,12	20,32
Poliqueta	-	-	-	-	-	-	-	-
Protoconcha Gastrópode	-	-	-	-	-	-	-	-
Sifonóforo	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Temora longicornis</i>	-	-	-	10,38	-	29,18	64,25	-
Velígera Gastrópode	76,21	126,42	140,20	335,67	185,51	274,29	353,36	93,47
Velígera Lamelibranquia	-	-	-	-	-	-	-	-
Zoea Anomura	-	-	-	-	-	-	-	-
Zoea Brachyura	9,53	7,97	5,50	10,38	-	11,67	16,06	-
Zoea Caridea	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 6 Abundância de fitoplâncton (Cel/L) e zooplâncton (Org/L), no Inverno (A) e Primavera (B) e Biomassa específica fitoplanctônica ($\mu\text{C/L}$) e Biomassa zooplanctônica (mgC/L), no Inverno (C) e Primavera (D)

