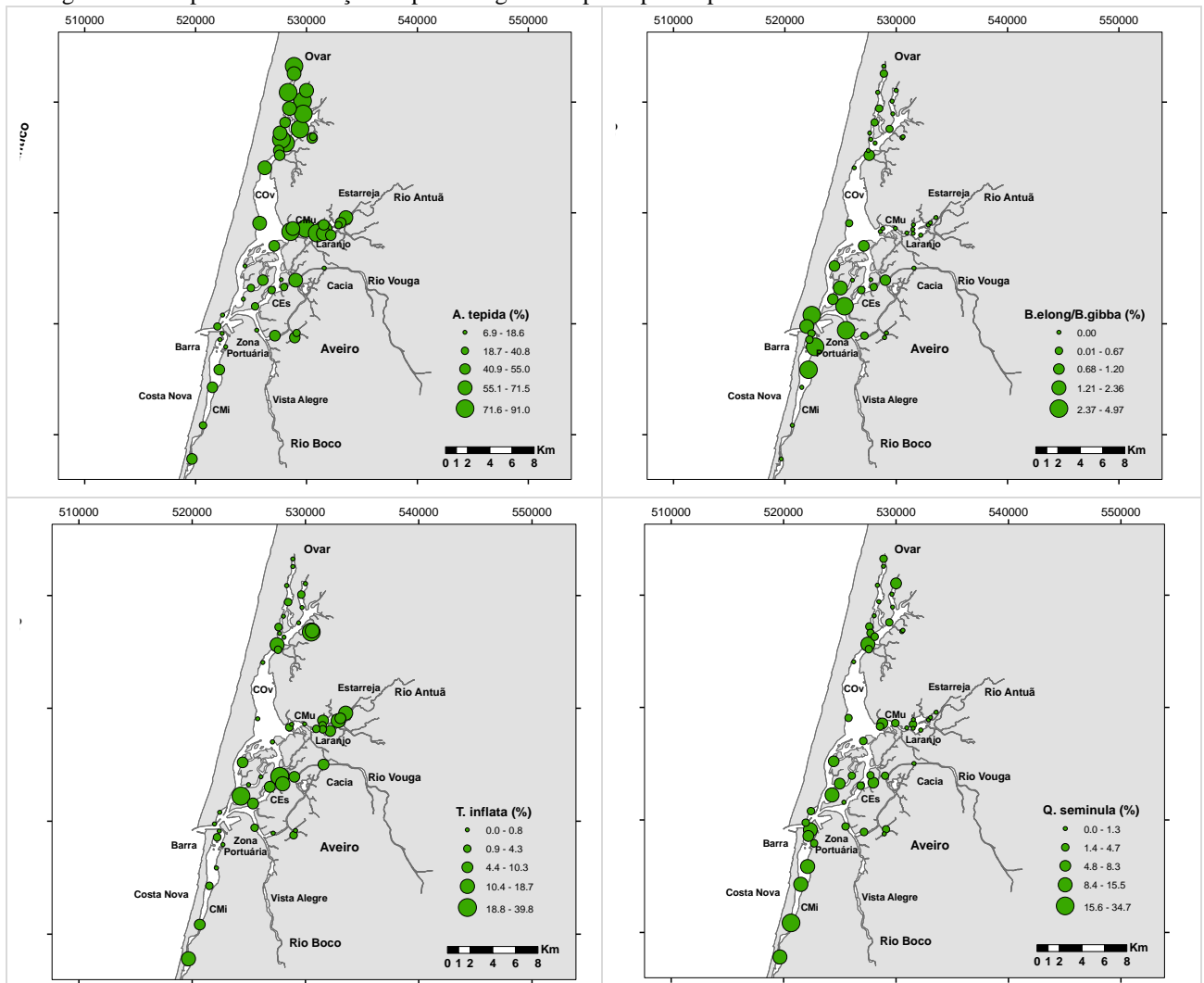
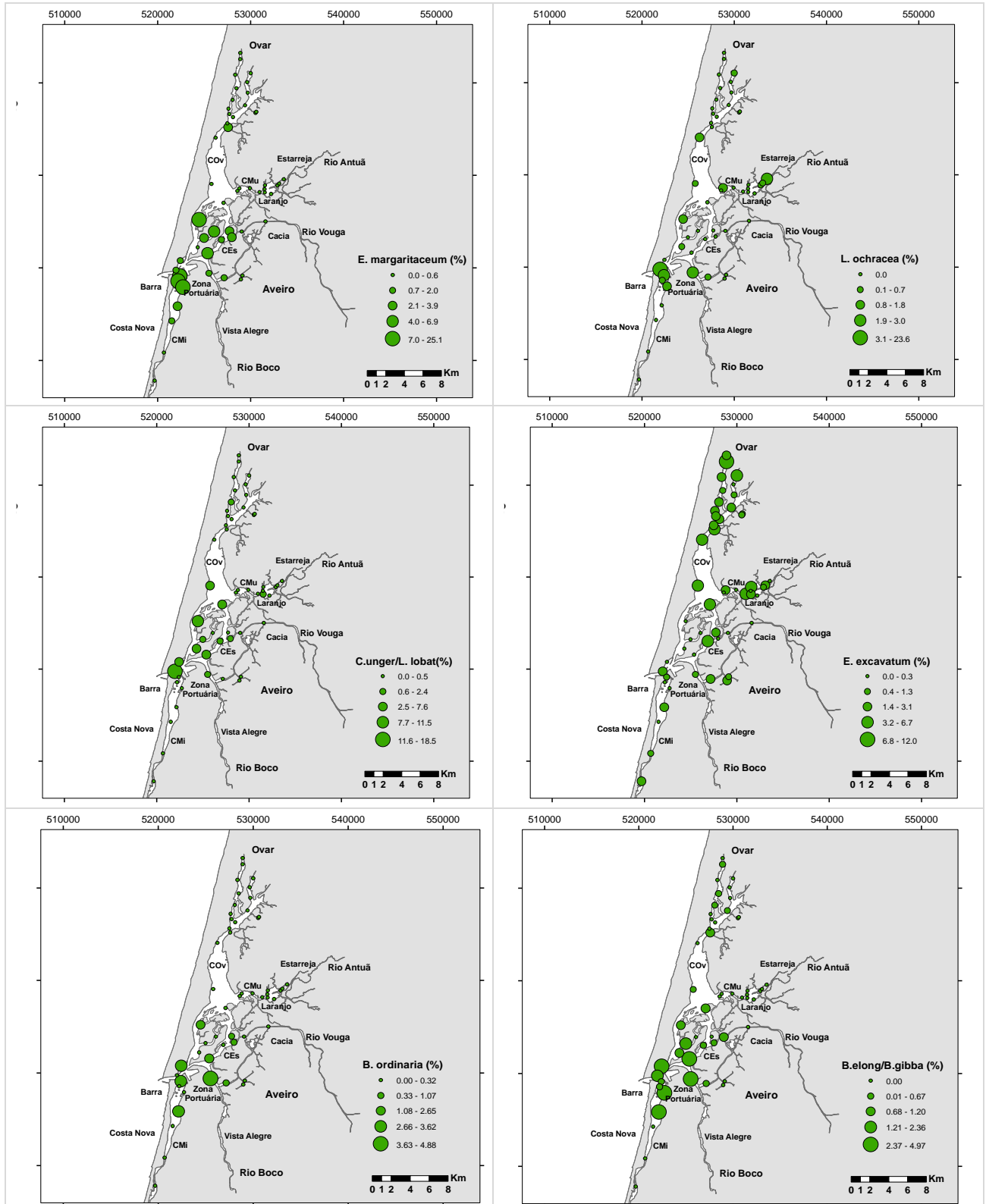


As espécies *A. tepida* e *E. excavatum* apresentam um padrão centrífugo em relação à embocadura da Ria de Aveiro, atingido valores de abundância relativa mais elevados na zona interna da laguna. *H. germanica* tanto atinge valores elevados nas zonas internas quanto externas da laguna. *T. inflata* aumenta em locais associados a zonas de sapal. *Q. seminula* atinge abundâncias relativas mais elevadas, sobretudo ao longo do Canal de Mira, *E. margaritaceum* próximo da embocadura, *C. ungerianus/L. lobatula*, *E. gerthi*, *B. elongata/B. gibba*, *E. willinasoni* em zonas com influência marinha, próximas da barra de Aveiro, *B. ordinaria* em zonas confinadas próximo da embocadura.

O padrão de distribuição das espécies/taxa selecionadas foi comparado através de análise de classificação em modo R com os restantes dados bióticos e abióticos a fim de se proceder à caracterização dos locais estudados. Com base no dendrograma podem ser considerados dois grandes grupos de variáveis (1 e 2) e dois subgrupos (2.1 e 2.2).

Figura 27 - Mapas de distribuição da percentagem das principais espécies na Ria de Aveiro.



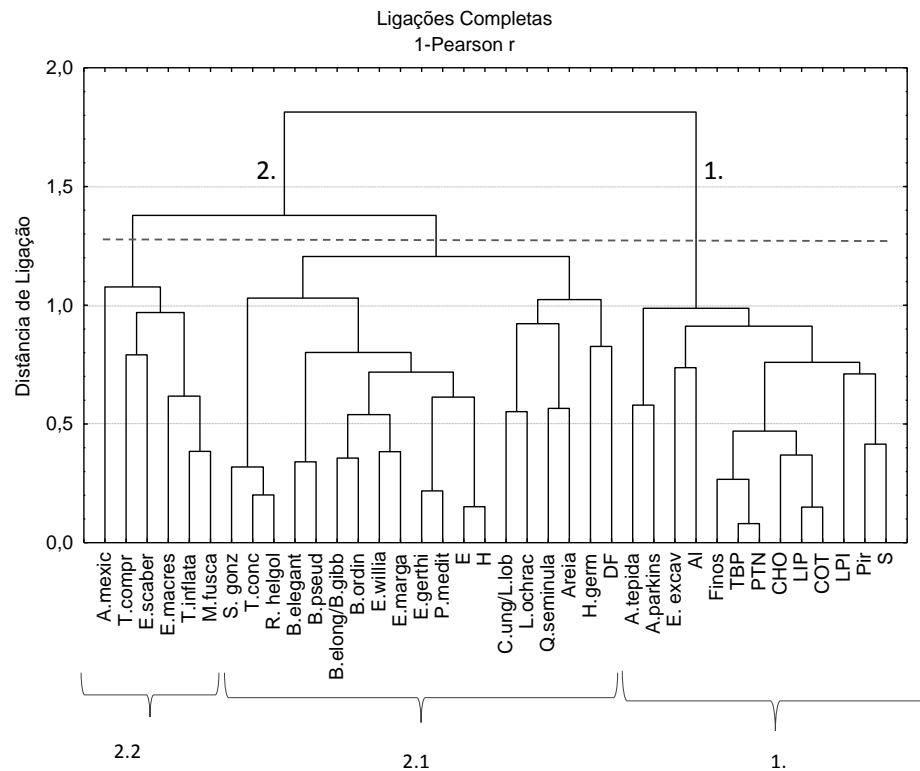


Fonte: O autor, 2015.

O grupo 1 é constituído pelas seguintes variáveis: S, pirita, LPI, COT, lípídeos, carboidratos, proteínas, total de biopolímeros, finos, Al, *C. excavatum*, *A. parkinsoniana*, *A. tepida*. Grupo 2.1 é composto pelas seguintes variáveis: densidade de foraminíferos, *H.*

germanica, areia, *Q. seminula*, *L. ochracea*, *C. ungerianus*/*L. lobatula*, índice de Shannon, equitabilidade, *P. mediterramensis*, *E. gerthi*, *E. margaritaceum*, *E. williamsoni*, *B. ordinaria*, *B. elongata*/*B. gibba*, *B. pseudoplicata*, *B. elegantissima*, *R. helgolandica*, *R. concava* e *R. gonzalezi*. O Grupo 2.2 contém as seguintes variáveis *M. fusca*, *T. inflata*, *E. macrescens*, *E. scaber*, *T. comprimata* e *A. mexicana* (Figura 28).

Figura 28 – Dendrograma de uma seleção de fatores abióticos e bióticos na Ria de Aveiro

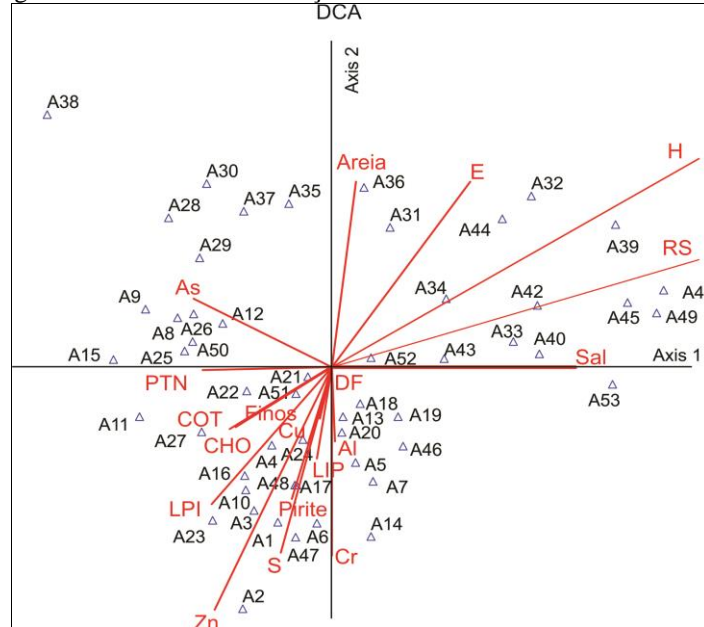


Fonte: O autor, 2015.

A análise de agrupamento em DCA usando as variáveis bióticas de abundância relativa das espécies e uma seleção de variáveis abióticas apresentou coeficiente de determinação das correlações entre as distâncias iguais a 52% no eixo 1 e 18% no eixo 2 (Figura 29). As estações situadas no quadrante 1 do DCA (31, 32, 33, 34, 36, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 49 e 52) estão subordinadas, sobretudo à salinidade e à areia, fatores abióticos assim como a alguns fatores bióticos como, por exemplo, riqueza específica, diversidade de espécies e equitabilidade. As estações situadas no quadrante 2 (8, 9, 12, 15, 25, 26, 28, 29, 30, 35, 37, 38 e 50), localizam-se nas extremidades internas de vários canais e estão subordinadas ao As. As estações do quadrante 3 (1, 2, 3, 4, 6, 10, 11, 16, 17, 21, 22, 23, 24, 27, 47, 48 e 51), localizadas, na sua grande maioria, nas zonas mais internas dos canais de Ovar, da Murtosa e da cidade de Aveiro, estão subordinadas aos seguintes fatores: proteínas, COT,

carboidratos, LPI, finos, Cu, lipídeos, pirita, Cr e Zn. As estações do quadrante 4 (5, 7, 13, 14, 18, 19, 20, 46 e 53) estão associadas ao Al e à densidade de foraminíferos.

Figura 29 – DCA de uma seleção de fatores abióticos na Ria de Aveiro.



Fonte: O autor, 2015.

6.4 Discussão

Os maiores valores de salinidade observados registram-se próximo ao canal de embocadura, tendo-se verificado um decréscimo geral na zona interna da Ria de Aveiro, próximo da desembocadura dos rios. A variação de salinidade observada neste estudo está relacionada com as correntes de maré que penetram na laguna através da Barra de Aveiro e são a principal força que controla a circulação de água dentro da laguna (DIAS et al., 1999). Além disso, a laguna também recebe água doce, de vários rios e riachos, mas principalmente do rio Vouga e Antuã (MOREIRA et al., 1993) o que possivelmente é causador da referida variação de salinidade. Os valores de distribuição de temperatura registraram uma tendência inversa á da salinidade, sendo os valores mais baixos medidos junto á embocadura, nas zonas mais profundas e mais influenciadas pelas águas oceânicas, que nesta altura do ano são afetadas por eventos de ressurgência costeira (PELIZ et al., 2002). Os valores mais elevados de temperatura foram registrados nas zonas mais internas e menos profundas da laguna (efeito do aquecimento das águas durante o verão).

Os valores de pH apresentam um padrão geral de redução idêntico ao da salinidade. Em algumas zonas portuárias, localizadas no setor externo da laguna, também foram medidos valores de pH substancialmente reduzidos, causados provavelmente pelo aporte de óleo, proveniente dos navios. Porém na zona mais interna do Canal de Ovar, registraram-se valores relativamente elevados de pH. Estes podem ser uma consequência do lançamento de efluentes domésticos ricos em detergentes.

Os valores mais elevados de Eh ocorrem nas zonas mais hidrodinâmicas, onde o sedimento tende a ser mais arenoso e pobre em matéria orgânica. Este fato também pode estar relacionado à eficiência do comportamento hidrodinâmico da área estudada que foi descrita e discutida por alguns autores que a correlacionam com a variação de temperatura, salinidade e distribuição do sedimento (DIAS et al., 1999; DIAS, 2009; MARTINS et al., 2013).

Resultados granulométricos semelhantes aos observados neste estudo foram encontrados por alguns autores (LOPES et al., 2005; MARTINS et al., 2010), que descreveram os sedimentos variando desde argila a areia grossa. A distribuição da fração sedimentar de finos apresentada no mapa da Figura 23, demonstrou que a granulometria do sedimento apesar de heterogênea tende a ter um conteúdo de finos significativo, na maior parte dos locais estudados, uma vez que estes se situaram em zonas intermareais abrigadas. Porém, as amostras com maior conteúdo de finos localizaram-se nas zonas internas da Ria de Aveiro e, em geral, nas áreas mais confinadas. Estas zonas são assinaladas também por concentrações relativamente mais elevadas de Al (Figura 25), as quais estão essencialmente associadas à ocorrência de filossilicatos mais abundantes em geral em sedimentos lamosos (MARTINS et al., 2010 e 2013).

Próximo do canal da embocadura, as velocidades das correntes de maré podem ser maiores que 1m/s-1, e vão diminuindo a velocidade na porção mais interna da laguna e nas planícies lamosas (DIAS et al., 1999). As correntes assimétricas resultantes da configuração da complexa rede e da morfologia da Ria de Aveiro são os fatores responsáveis pelo transporte e deposição de sedimentos ao longo da rede de canais e das planícies lamosas lagunares (LOPES et al., 2005).

As variações na distribuição do carbono orgânico total (COT), do total de biopolímeros (TBT) e da concentração de vários componentes da matéria orgânica (LIP, PTN e CHO), permitiram verificar que os teores máximos ocorrem em locais de baixo hidrodinamismo e em zonas de maior influência antrópica. As zonas de maior acumulação de matéria orgânica estão associadas a valores mais elevados de pirita, traduzindo a ocorrência de alterações diagenéticas de matéria orgânica em ambiente anóxico. Os níveis de anoxia, no

sedimento, ocorrem frequentemente em alguns milímetros abaixo do contato água-sedimento com a produção de pirita substituída pela retenção de S nos sedimentos, como sugere o padrão de distribuição deste elemento químico (figura 25), muito semelhante ao da pirita.

Os valores mais elevados da concentração de PTN encontradas na zona interna do Canal da Murtosa e junto ao rio Vouga (loais A29, A30 e A38) podem estar relacionados com efluentes urbanos e industriais, uma vez que estas áreas são densamente povoadas, com baixa infraestrutura e altamente industrializadas. Nelas também acontecem intensas atividades agropecuárias. Segundo Cotano & Villate (2006), as altas concentrações de proteínas e lipídeos podem ser associados à origem antrópica da matéria orgânica, enquanto que os teores elevados de carboidratos são mais relacionados à origem fitoplanctônica e detrítica, o que corrobora com as concentrações encontradas.

A maior concentração de lipídeos ocorre também nas zonas internas da Ria de Aveiro, como por exemplo, no Canal da Murtosa e de Ovar. Contudo os valores máximos foram registrados na estação A48 localizada num canal da Cidade de Aveiro, provavelmente ocasionada pelos efluentes domésticos lançados nesta zona. Concentrações elevadas de lipídeos também foram observadas em estuários altamente industrializados onde ocorre o aporte de efluentes (COTANO & VILLATE, 2006). Segundo Pinturier-Geiss et al. (2002), os lípidios tendem a se preservar melhor em condições anóxicas, o que está de acordo com os resultados obtidos neste trabalho.

Entretanto, os maiores valores de carboidratos foram observados no interior do canal de Ovar e no Largo da Coroa (no Cais do Pardilhó), numa zona de marismas, sugerindo uma possível origem detrítica, resultante da vegetação local, numa área confinada com momentos de exposição aérea.

Os sedimentos de fundo das zonas internas do canal de Ovar, largo da Coroa, canal da Murtosa, canais da Cidade de Aveiro, desembocadura do Rio Vouga e zonas portuárias localizadas próximo da Barra de Aveiro, correspondentes às zonas mais confinadas, funcionam como armadilha natural para a matéria orgânica facilitando a sua acumulação. Os processos intensos de degradação da matéria orgânica desses locais dão lugar à redução da taxa de oxigênio das águas de fundo e do substrato (FABIANO et al., 1995; SILVA et al., 2013).

Durante as últimas décadas, a maioria dos estuários e águas costeiras mudaram de ecossistemas equilibrados e produtivos, devido a transformações biogeoquímicas acentuadas causadas pelo efeito antropogênico, e passaram a apresentar alterações tróficas repentinas e uma deterioração da qualidade do habitat (LOPES & SILVA, 2006). A acumulação de teores

elevados de matéria orgânica e consequente redução da oxigenação da água e do sedimento, a contaminação por metais pesados eleva o grau de estresse ambiental para os organismos que habitam estas áreas costeiras.

Segundo o estudo desenvolvido por Pastorinho et al. (2012) a maior parte do sedimento da ria não está poluída, com exceção de algumas zonas, onde níveis de zinco atingem os valores mais elevados em relação a outros metais pesados considerados tóxicos. As observações destes autores estão de acordo com os resultados obtidos neste trabalho, em que os valores do fator de enriquecimento, LPI (figura 25) revelam a ocorrência de teores mais elevados de contaminantes nas mesmas zonas onde ocorre em geral maior acumulação de matéria orgânica, referidas neste estudo. Nas demais áreas os valores de LPI são baixos (figura 25), pois apesar dos rios serem fontes pontuais de contaminação, e a forte hidrodinâmica redistribui o sedimento e promove um efeito de diluição. Como observado também neste estudo os pontos de maior potencial de risco para biota seriam os locais mais próximos à desembocadura dos rios (PASTORINHO et al., 2012).

Contudo os resultados agora obtidos revelam diferenças substanciais na distribuição dos teores de Zn, Cu e Pb, assim como de As que não foi analisado por Pastorinho et al.(2012). Os teores mais elevados de: i) Zn foram encontrados no Canal de Ovar e Largo da Coroa; ii) Pb em canais da Cidade de Aveiro, associados à atividade industrial num passado recente (Martins et al., 2010); iii) Cu ocorrem em sedimentos da Cidade de Aveiro e na Zona Portuária; iv) As foram registrados no Canal da Murtosa (figura 19) e estão associados á atividade do Complexo Químico de Estarreja (MARTINS et al., 2013).

Todos estes fatores abióticos podem gerar efeitos adversos nos organismos aquáticos (MARTINS et al., 2010), influenciando diretamente ou indiretamente no seu padrão de distribuição (BOLTOVSKOY, 1965; HANNAH & ROGERSON, 1997; EICHLER et al., 2006).

As assembleias de foraminíferos indicaram vários micro-habitats na Ria de Aveiro. Os dados bióticos e abióticos demonstraram que a hidrodinâmica local influencia diretamente no padrão de distribuição destes organismos, já que os dados do índice de Shannon mostram uma tendência nítida, de aumento nos locais próximos da embocadura onde o aporte de água oceânica e sua renovação são mais intensos. As espécies de foraminíferos mais constantes foram *Ammonia tepida* e *Haynesina germanica* que estão presentes em todas as amostras. Estas espécies possuem caráter oportunista adaptando-se a condições ambientais muito diversificadas, como observado também por Martins et al. (2010; 2013).

Algumas das espécies ou grupos de espécies encontrados neste estudo apresentam valores baixos por toda a Ria, porém aumentam significativamente em alguns pontos. Esse fato pode estar relacionado com algumas das variações dos fatores abióticos que foram analisados neste estudo, como exemplo, condições hidrodinâmicas, variação de salinidade, quantidade de matéria orgânica, taxa de oxigênio e, a acumulação de metais nos sedimentos superficiais. A qualidade da matéria orgânica talvez seja um fator de importância primordial, pois como alguns autores constataram pode afetar o metabolismo e a estrutura da comunidade bentônica (BUCHANAN & LONGBOTTOM, 1970; THOMPSON & NICHOLS, 1988; PUSCEDDU et al., 2004).

Os resultados apresentados no dendrograma da figura 28, não discriminam diferentes grupos de espécies em função da qualidade da matéria orgânica, ou seja, da maior concentração de lipídeos, proteínas e carboidratos. Isto se deve ao fato dos teores destes constituintes estarem subordinados principalmente à quantidade total de matéria orgânica, na área de estudo. Assim, nos locais eutrofizados, a associação de foraminíferos é constituída, sobretudo por espécies oportunistas como, por exemplo, *A. tepida*, *A. parkinsoniana* e *C. excavatum*. Cumulativamente, estas espécies parecem ser tolerantes a outras variáveis causadoras de estresse ambiental, como por exemplo, baixa oxigenação do sedimento e acumulação de metais pesados (grupo I do dendrograma da figura 28). Estas espécies tendem a ocorrer com maior frequência relativa nas estações assinalas no quadrante III do DCA da figura 23. As demais espécies (grupo II do dendrograma da figura 28) ocorrem em geral em locais que estão sujeitas a uma forte influência oceânica, que gera maior renovação da água, conseqüentemente, sedimentos mais oxigenados e menos impactados por matéria orgânica e metais pesados (estações do quadrante 1 do DCA da figura 29). Estas zonas caracterizam-se por uma maior diversidade e equitabilidade de espécies.

6.5 Conclusão

Os parâmetros abióticos analisados neste trabalho mostram uma forte relação com a dinâmica lagunar, que está subordinada à influência das marés e à contribuição dos rios. A influência dos rios traduz-se não só pela introdução de água doce, mas de sedimentos finos siliciclásticos e matéria orgânica, além de material de origem antropogênica. A circulação

restrita das zonas internas e nas áreas portuárias da Ria de Aveiro favorecem a acumulação de matéria orgânica e de poluentes.

As concentrações de biopolímeros apesar de estarem largamente subordinados aos teores da matéria orgânica apresentam padrões de distribuição que evidenciam também a contribuições antrópicas distintas. Nas zonas mais confinadas, sujeitas a eutrofização e ao impacto dos metais pesados, a diversidade de foraminíferos se reduz, dando lugar à ocorrência apenas de algumas espécies oportunistas. Enquanto nas zonas de maior hidrodinâmica situadas próximo da embocadura da laguna, a diversidade e equitabilidade das associações são maiores.

Verifica-se assim um padrão de distribuição das assembleias de foraminíferos bentônicos influenciado pelo comportamento hidrodinâmico da ria, assim como pela ação antropogênica. Esta se reflete tanto na quantidade como na distribuição de metais pesados quanto de biopolímeros.

7 ANÁLISE DE METAIS PESADOS NAS CARAPAÇAS DE FORAMINÍFEROS (*Ammonia tepida*) DA RIA DE AVEIRO, PORTUGAL.

7.1 Introdução

Ambientes estuarinos frequentemente estão sujeitos à emissão de afluentes industriais e domésticos, e acabam recebendo vários tipos de resíduos antropogênicos. Entre estes poluentes, os metais pesados têm uma forte influência antagônica sobre associações de foraminíferos (ALVE, 1991; SAMIR, 2000; SAMIR e EL-DIN, 2001; SHARIFI et al., 1991; STUBBLES, 1993; STUBBLES et al., 1996; YANKO et al., 1994).

As assembleias de foraminíferos bentônicos têm sido utilizadas cada vez mais, como bioindicadores de ambientes em diferentes níveis de pesquisa. A estrutura da comunidade pode fornecer informações sobre as condições ecológicas, já que algumas espécies são sensíveis a determinados parâmetros ambientais (HAYWARD e HOLLIS, 1994; DEBENAY et al., 2000).

As anormalidades morfológicas nas testas, muitas vezes são consideradas como indicadores de poluição, uma vez que a proporção de espécimes deformados aumenta sensivelmente em áreas sujeitas à poluição, incluindo as contaminadas por metais pesados (SHARIFI et al., 1991; ALVE, 1991; YANKO et al., 1994, 1998, 2000; COCCIONI, 2000; EBRAHIM, 2000; SAMIR, 2000).

No entanto, ainda não se sabe efetivamente os efeitos que as concentrações de diversos metais pesados promovem nos foraminíferos bentônicos (ALVE e OLSGARD, 1999; SAMIR, 2000; GESLIN et al., 2002). Além disso, alguns estudos têm abordado o efeito citológico dos poluentes que podem ser responsáveis pelas deformações. Segundo Yanko et al. (1998), os metais pesados podem penetrar na célula em conjunto com alimentos (por exemplo, algas, bactérias) e, em seguida afetar o citoesqueleto dos foraminíferos, que define a forma do organismo.

Muitas espécies de foraminíferos, incluindo *Ammonia tepida*, secretam conchas, denominados "testas", que são compostas de carbonato de cálcio. Durante a construção dessa carapaça, oligoelementos podem ser incorporados nas testas calcária (BOYLE, 1981; WEFER et al., 1999; LEA, 2004).

De acordo com Erez (2003), o processo de calcificação começa com a captação de água do mar em vacúolos por endocitose. Várias bombas e canais posteriormente, aumentam o pH e modificam a concentração nos vacúolos, que em seguida, em exocitose, produzem um espaço de "biomineralização" (EREZ, 2003; NOOIJER et al., 2009).

No espaço de biomineralização ocorre a produção de CaCO_3 , precipitado numa matriz orgânica, logo oligoelementos presentes na água do mar acabam precipitando-se juntamente com o carbonato de cálcio e são incorporados na concha (MUNSEL et al., 2010)

Além deste controle biológico, parâmetros físico-químicos, tais como pH, temperatura, salinidade, e a pressão influenciam na adição dos elementos nas testas de carbonato de cálcio durante a precipitação da concha. As alterações nas condições de oxigênio ou fontes de poluição antropogênica também podem influenciar (MORFORD e EMERSON, 1999).

A *Ammonia tepida* é uma espécie euribionte característica de ambientes costeiros rasos, adaptadas a grandes variações ambientais (BRADSHAW, 1961; MURRAY, 1991; KITAZATO, 1994). A *A. tepida* é reportada por muitos autores como dominante em regiões sob estresse ambiental, onde espécies estenobióticas tendem a diminuir suas densidades ou até mesmo desaparecer (ALVE, 1995; ARMYNOT DU CHÂTELET, DEBENAY, SOULARD, 2004; BURONE et al., 2006; FERRARO et al., 2006; LÊ CADRE e DEBENAY, 2006). Segundo Debenay e Fernandez (2009), essa espécie é considerada espécie com potencial para biomonitoramentos, principalmente quando se refere a impactos ambientais ocasionados por atividades antrópicas.

A predominância dessa espécie em áreas sob estresse ambiental deve-se à sua maior capacidade de adaptação e alta taxa de reprodução, independentemente da fonte causadora das alterações físico-químicas (ALVE, 1995; THOMAS et al., 2000). Teodoro et al., (2011), relacionam positivamente a *A. tepida* aos valores de Eh, o que corrobora sua capacidade de sobreviver em incubação anóxica pelo período aproximado de 24 h (BRADSHAW, 1961). De acordo com resultados obtidos por meio de experimentos laboratoriais esta espécie, é considerada anaeróbia facultativa e tem sido extensivamente estudada em diversos aspectos, tais como, distribuição geográfica, ecologia, biologia, ciclos de vida, morfologia, estrutura e aplicação ambiental de todo o mundo (BUZAS et al., 1993; GOLDSTEIN e MOODLEY, 1993, YANKO et al., 1994; ALMOGI-LABIN et al., 1995; DEBENAY et al., 1998; GESLIN et al., 2002; LE CADRE e DEBENAY, 2006; MUNSEL et al., 2010).

7.2 Material e Métodos

Em Julho de 2011 foram coletadas 53 amostras de sedimento de fundo, distribuídos na Ria de Aveiro (Figura 15), utilizando uma draga do tipo Petit-Ponar aberta na sua extremidade superior. Em cada local de amostragem, foram separados os primeiros dois centímetros de sedimento superficial com uma espátula. Os sedimentos recolhidos destinaram-se a análises granulométricas, geoquímicas, mineralógicas e microfaunais. Os locais de amostragem foram georreferenciados com um Global Positioning System (GPS). A profundidade da coluna de água foi determinada com um ecobatímetro. Em cada local de amostragem foram efetuadas medições e registros de temperatura e de salinidade, na água, e de pH e Eh, no sedimento.

Para a análise granulométrica, foi usada uma porção homogeneizada de cerca de 150-250 g, de cada subamostra de sedimento seco. A fração fina foi separada da fração areia, com uma peneira de 63 μm , por via húmida. A fração seca $>63 \mu\text{m}$ foi peneirada através de malhas com aberturas de 125 μm , 250 μm , 500 μm , 1000 μm .

Os teores de pirita foram determinados por difração de raios X, na fração fina dos sedimentos, tendo-se usado para o efeito a metodologia descrita por Martins et al. (2013).

O teor total de carbono orgânico (COT) foi determinado em 2g de sedimento. As determinações foram realizadas, no aparelho SC 144 da LECO através dos métodos ASTM D 4239 (*American Society for Testing and Materials - ASTM*, 2008) e NCEA-C-1282 (*United States Environmental Protection Agency - US EPA*, 2002). Todas as análises foram feitas em triplicata utilizando-se os 2 cm de sedimento superficial.

Os lípideos totais foram extraídos com clorofórmio – metanol segundo Bligh & Dyer (1959) e Marsh & Weinstein (1966). Como padrão foi utilizado tripalmitato. As proteínas foram analisadas seguindo o método de Hartree (1972), modificado por Rice (1982) para compensar a interferência do fenol, e utilizado como padrão albumina bovina. Carboidratos foram analisados segundo Gerchacov & Hatcher (1972), e como padrão utilizou-se glicose, baseado no princípio do método de Dubois et al. (1956) adaptado para sedimentos. As análises bioquímicas foram todas adaptadas para sedimentos e determinadas segundo Pusceddu et al. (1999; 2004).

A concentração dos elementos químicos, Al, As, Cd, Cr, Cu, Pb, S e Zn foi efetuada na fração sedimentar fina ($<63 \mu\text{m}$) por ICP-MS, após a digestão total do sedimento com quatro ácidos ($\text{HClO}_4\text{--HNO}_3\text{--HCl--HF}$, em ACME *Analytical Laboratories*, Canadá).

O índice de carga poluente (*Load Pollution Index*, LPI), definido por Tomlinson et al. (1980) foi usado para estimar o nível de poluição global das amostras. Este índice é baseado nas concentrações determinadas por digestão total dos sedimentos através da equação:

$$LPI = \sum_{n=1}^{n-x} EF_n^{1/x}$$

Onde EF é o fator de enriquecimento definido como $EF = C_n/B_n$; C_n representa a concentração medida do metal n e B_n é a concentração de fundo do metal n ; x é o número de metais considerados. O valor de x , neste estudo, é de 7 e inclui os seguintes metais: As, Cd, Cr, Cu, Pb e Zn. Os valores de fundo destes metais foram determinados de acordo com (MARTINS et al., 2011).

Para a análise da fauna de foraminíferos foram reservados 50 ml de sedimento, corados com rosa de Bengala e preservados em etanol. O processamento da análise das assembleias de foraminíferos em laboratório seguiu a metodologia descrita em Boltovskoy (1965). Esta consiste em passar o sedimento a úmido pelas peneiras de 500 μm e 63 μm , descartando-se as frações acima e abaixo deste intervalo. As amostras sedimentares (do intervalo 500-63 μm) foram secas em estufa sob temperatura de 50°C e os foraminíferos foram separados do sedimento por flotação em tricloroetileno (C_2HCl_3). O material sobrenadante foi examinado sob estereomicroscópico.

A identificação taxonômica supraespecífica foi realizada com base em Loeblich & Tappan (1988). A designação das espécies foi também baseada na nomenclatura apresentada no Worms (<http://www.marinespecies.org/>).

Após identificação prévia, os foraminíferos foram selecionados e fotografados em microscópio eletrônico de varredura (MEV) Zeiss modelo DMS 960 da UERJ para uma boa visualização dos espécimes encontrados.

O material separado foi lavado sucessivamente, 3 vezes em água destilada, 1 vez em metanol com banho ultrassom durante 2 minutos para retirada de partículas de sedimento que poderiam estar agregados as carapaças. Depois foram lavados 1 vez em banho ultrassônico com uma solução contendo 1200 μl de hidrazina hidratada, 10 ml de hidróxido de amônio 30% e 10 ml de uma solução amônia/ ácido cítrico para retirada de possíveis óxidos de Fe e Mn que pudessem estar acoplados as carapaças por mais 2 minutos. Depois desse procedimento estas foram lavadas novamente em água destilada para retirada de resíduos.

Os espécimes padronizados por tamanho foram fixados em lâminas de vidro para as análises do EDS (*Energy Dispersive System*), equipamento estes acoplado ao microscópio eletrônico de varredura (MEV) Zeiss modelo DMS 960 da UERJ.

Para as análises no EDS as carapaças não foram metalizadas (ouro ou carbono) para que não ocorresse a condução de alguns elementos químicos, mascarando possíveis resultados.

Como técnica multivariada foi realizada uma análise de agrupamento em modo - R no Software Pcord5 usando-se distância Euclidiana e o método Ward de ligação. As análises em DCA (*Detrended Correspondence Analysis*) no software PCord 5 foram feitas objetivando identificar quais dos parâmetros ambientais analisados tem mais influência na área (LAUT et al., 2009).

7.3 Resultados

Os resultados dos valores percentuais da média das concentrações de metais pesados analisados nas testas através do EDS, descritos na Tabela 6, demonstraram que a maioria dos elementos químicos possuiu concentrações baixas com relação à distribuição na área total da carapaça da *A. tepida*.

As concentrações de Cromo (Cr), Manganês (Mn) e Arsênio (As) apresentaram valores médios de concentração relativamente muito baixos quando comparados à totalidade de 100% da área. Destes três elementos a maior concentração não chegou a 0,8%.

Sendo as variáveis de máximas e mínimas: do Cromo entre 0,774% - **A48** (próximo à cidade de Aveiro) e 0,179% - **A23**; as do Manganês entre 0,736% - **A36** (próximo ao Rio Vouga) e 0,106% - **A46**; e as do Arsênio 0,741% - **A35** (próximo ao Rio Vouga) e 0,000% - **A19** (Figura 30).

Já os elementos químicos como Ferro (Fe), Níquel (Ni), Magnésio (Mg), Cobalto (Co), Cobre (Cu) e Zinco (Zn) possuíram concentrações relativamente baixas, levando-se em consideração a área total da testa. Entre estes elementos o maior valor de concentração não alcançou 4%.

Os valores de máxima e mínima de concentração foram: no Ferro 2,235% - **A8** (região do Ovar) e 0,296% - **A24**; no Níquel 1,252% - **A50** (Canal confinado no extremo sul da Ria) e 0,286% - **A23**; no Magnésio 3,891% - **A35** (área central da Ria) e 0,350% - **A15**; no Cobalto 1,030% - **A48** (próximo à cidade de Aveiro) e 0,345% - **A15**; no cobre 1,048% - **A36** (área central da Ria) e 0,374% - **A23**; e no Zinco 1,455% - **A35** (área central da Ria) e 0,471% - **A17** (Figura 31).