



**Maria Helena
Abreu Silva**

**Aspectos morfológicos e ecofisiológicos de
algumas halófitas do sapal da Ria de Aveiro**



Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia
2000

Maria Helena
Abreu Silva

Aspectos morfológicos e ecofisiológicos de algumas
halófitas da Ria de Aveiro

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Biologia, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Helena Maria de Oliveira Freitas, Professora Associada do Departamento de Botânica da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra e sob a co-orientação científica do Professor Doutor Gustavo Cardoso Nunes Caldeira, Professor Catedrático do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

o júri

presidente

Prof. Doutor Joaquim Manuel Vieira
Professor Catedrático do Departamento de Cerâmica e Vidro da Universidade de Aveiro.

Prof. Doutor Gustavo Cardoso Nunes Caldeira
Professor Catedrático do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

Profª Doutora Helena Maria de Oliveira Freitas
Professora Associada do Departamento de Botânica da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.

Prof. Doutor Francisco Barreto Caldas da Costa
Professor Associado da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Profª Doutora Hortense Deolinda Quinteira de Matos Caldeira
Professora Associada do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

Profª Doutora Maria Isabel Violante Caçador
Professora Auxiliar da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

agradecimentos

À Professora Doutora Helena Freitas, orientadora desta tese, quero expressar o meu profundo reconhecimento pelo apoio científico, acompanhamento permanente e inúmeras sugestões, bem como pelo entusiasmo e amizade que sempre me transmitiu.

Ao Professor Doutor Gustavo Caldeira, co-orientador desta tese, o meu sincero agradecimento pela sua inteira disponibilidade para a orientação deste trabalho, bem como pelos seus valiosos ensinamentos.

À Licenciada Rosa Pinho, o meu profundo agradecimento por toda a preciosa ajuda nos trabalhos de campo e laboratório, mas fundamentalmente pela sua grande amizade e apoio moral nos momentos mais difíceis.

Ao Professor Doutor Fernando Gonçalves, agradeço todo o precioso auxílio no tratamento estatístico dos resultados.

Aos técnicos do Departamento de Biologia Armando Costa, Hélia Ferraz, Isabel Braz e Aldiro Pereira, agradeço toda a ajuda inestimável nos trabalhos de campo e laboratório.

O meu reconhecimento sincero, a todas as pessoas do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, docentes e não docentes, que, de forma mais ou menos visível colaboraram no desenrolar deste trabalho.

Ao Professor Doutor Jorge Paiva, um agradecimento muito especial, por todo o seu inestimável apoio ao longo de toda a minha carreira científica, pela sua total disponibilidade e amizade.

Ao meu marido, o meu profundo reconhecimento por toda a força que sempre me transmitiu e pela sua inteira disponibilidade e compreensão nos momentos que não pude dedicar à família.

abstract

The ecological and economical importance of the Ria de Aveiro salt marsh and the need to have information on the ecophysiology of its dominant halophytes motivated the present research.

Morphological and ecophysiological aspects of the most abundant species of Chenopodiaceae inhabiting the salt marshes of this coastal lagoon (*Halimione portulacoides*, *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis* and *Salicornia ramosissima*) were studied: the importance of morphological characteristics; differences between different populations, and between different generations, of *S. ramosissima* for the distribution pattern, morphology and NaCl tolerance; nitrate accumulation patterns in different organs and their relation to salt tolerance; degree of accumulation of nutrients in the plants and in the surrounding sediment; the role played by the plants in the retention and immobilisation of heavy metals.

Seven sampling sites were selected in the salt marsh areas of the main branches of Ria de Aveiro. Sampling of the species studied was undertaken every month for one annual cycle. Several plant parts were collected (roots, stems, leaves and/or articles), as well as the sediment surrounding them.

Several parameters were determined in the sediment, namely water content, pH, Eh, salinity, organic matter content, the concentrations of the ions sodium, potassium, calcium, magnesium and of the heavy metals zinc, lead, cadmium, iron and copper.

In the plant material, the following parameters were determined: morphological characters, such as the colour and diameter of the articles, succulence of leafs and segments, and the accumulation, in different organs, of the ions nitrate, chloride, sodium, potassium, calcium, magnesium and the same heavy metals analysed in the sediment.

As a complement to sampling, some morphological parameters of *S. ramosissima* were measured in the field for two consecutive annual cycles, namely colour and height of the plants, number of nodes in the main stem, number of branches, diameter of the branching area, and population density. In addition, seedlings were brought into the laboratory, submitted to different salinities for ten weeks in greenhouse conditions, and their height and number of branches registered weekly.

The following conclusions were drawn:

- the species *S. perennis* subsp. *perennis* and *H. portulacoides* showed greater morphological variability than *S. ramosissima*;
- *Salicornia ramosissima* developed better in low salinity, but accumulated a greater amount of chloride and sodium ions;
- morphological variability is also under the control of sediment

airing, population density and competition, both intra- and inter-specific;

- the weak correlation between the availability of ions in the sediment and ion accumulation in the plants suggests that the physiology of these species is more important than the environmental conditions;

- moderate amounts of heavy metals are retained in the sediments of the sampling sites selected for this study, especially in those near the sources of pollution;

- the studied species seem able to regulate the absorption of heavy metals, and they may be used as biomonitors for the amount of metal ions available for the plants, although not for their concentration in the sediment;

- this study points out the importance of salt marshes for the decontamination of estuarine and lagunar ecosystems, due to the retention of some metals in the sediments and in vascular plants.

resumo

A grande importância ecológica e económica dos sapais da Ria de Aveiro e a necessidade de conhecer mais sobre a ecofisiologia das halófitas dominantes nestes habitats, motivaram o presente trabalho de investigação.

Tendo como base o estudo das espécies das Chenopodiaceae mais abundantes no sapal desta laguna (*Halimione portulacoides*, *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis* e *Salicornia ramosissima*) tentou-se encontrar resposta para algumas questões relacionadas com a morfologia e ecofisiologia destas espécies: importância dos atributos morfológicos; diferenças na morfologia, no padrão de distribuição e na tolerância ao NaCl entre populações e gerações de *S. ramosissima*; padrão de acumulação de nitrato nos diferentes órgãos e sua relação com a tolerância ao sal; grau de acumulação de nutrientes nas plantas e sedimento envolvente; importância das plantas nos processos de retenção e imobilização de metais pesados.

Para a concretização deste estudo foram seleccionados 7 locais de amostragem, na zona de sapal, distribuídos pelos principais braços da Ria de Aveiro. Durante um ciclo anual foi efectuada uma amostragem mensal das várias espécies (raízes, caules, folhas e/ou artículos) assim como de sedimento envolvente.

No sedimento, foi efectuada a determinação de alguns parâmetros físico-químicos, nomeadamente, o conteúdo em água, pH, Eh, salinidade e matéria orgânica, bem como a determinação do grau de acumulação dos iões sódio, potássio, cálcio, magnésio e de alguns metais pesados (zinco, chumbo, cádmio, ferro e cobre).

O material vegetal permitiu o registo de alguns parâmetros morfológicos, nomeadamente a cor e diâmetro dos artículos, suculência de folhas e artículos, bem como o grau de acumulação, nos diferentes órgãos, dos iões nitrato, cloreto, sódio, potássio, cálcio, magnésio e dos metais pesados analisados para o sedimento.

Como complemento da amostragem de campo foi efectuada a monitorização de *S. ramosissima*: no campo, registou-se mensalmente, durante dois ciclos anuais consecutivos, alguns parâmetros morfológicos, tais como a cor e altura das plantas, número de nós do caule principal e número de ramos, diâmetro da área ramificada, além de dados relativos à densidade populacional; em estufa, plântulas provenientes do campo foram sujeitas, durante dez semanas a várias salinidades, registando-se semanalmente a sua altura e número de ramos.

Os resultados obtidos permitem tecer algumas conclusões:

- verifica-se uma maior variabilidade morfológica em *S. perennis* subsp. *perennis* e *H. portulacoides* do que em *S. ramosissima*;

- *S. ramosissima* desenvolve-se melhor em salinidades mais baixas mas é mais sodiofílica, apresentando uma maior acumulação dos iões Cl^- e Na^+ ;
- as condições de arejamento do sedimento, a densidade populacional e a competição intra-específica e inter-específica, parecem ser igualmente importantes para a variabilidade morfológica;
- não existe uma forte correlação entre a disponibilidade iónica do sedimento e a acumulação de iões nas várias espécies estudadas, o que sugere que a própria fisiologia das espécies se sobrepõe às condições do meio;
- há retenção de metais pesados nos sedimentos dos locais estudados da Ria de Aveiro, em quantidades moderadas, sobretudo próximo das principais fontes poluidoras da laguna;
- as espécies estudadas parecem ter a capacidade de regular a absorção de metais pesados, podendo ser usadas como biomonitores da quantidade de metal disponível para as plantas mas não das concentrações sedimentares;
- este trabalho aponta para a importância dos sapais como descontaminantes de ecossistemas lagunares e estuarinos, não só pela retenção de alguns metais no sedimento como também nas plantas vasculares.

Capítulo 1
Introdução geral

1.1- O SAPAL

Os sapais marítimos constituem a interface entre o meio terrestre e o meio marinho, desenvolvendo-se ao longo da costa e no interior dos estuários, sendo caracterizados pela presença de elevadas concentrações de sais solúveis, com predominância para o NaCl (Flowers *et al.*, 1977), além de serem agentes importantes no ciclo de nutrientes do sistema marinho (Khalid *et al.*, 1978). São zonas de natureza dinâmica, influenciadas pela acção conjunta da água, sedimentos e vegetação, com uma enorme importância não só a nível ambiental como também económico: constituem fonte importante de nutrientes para o pescado e desempenham um papel fundamental na defesa da costa (Allen & Pye, 1992).

Este importante ecossistema resulta de depósitos de sedimentos aluviais, arenosos a vasosos, inundados pela água do mar, ocorrendo entre o limite máximo da preia-mar de maré viva e o limite máximo da preia-mar de maré morta. A inundação é geralmente diária, seguindo o ritmo das marés, com as zonas mais baixas (sapal inferior ou baixo sapal) inundada mais frequentemente e por períodos mais longos que a zona mais elevada (sapal superior ou alto sapal). A amplitude dos valores de salinidade e mudanças sazonais no teor em água dos sedimentos é maior no sapal superior (Silva, 1980; Rozema *et al.*, 1985a).

Os sapais são originados em zonas costeiras com reduzido fluxo das marés, o que facilita a deposição dos detritos e sedimentos em suspensão. Este processo permite o surgimento de bancos de vasa, com posterior estabelecimento da vegetação. Contudo, para que os sapais se desenvolvam, a sedimentação deve ocorrer a um grau consistente com a colonização do sapal pela vegetação (Jefferies, 1977; Vernberg, 1993).

Do ponto de vista da sua geologia, os sapais são sistemas abertos que importam, transformam e exportam sedimentos. Com uma ampla distribuição geográfica e grande

diversidade ecológica, são dos locais que apresentam maiores níveis de produtividade (Pomeroy & Wiegert, 1981; Odum, 1997), embora com uma baixa diversidade de espécies (Carter, 1988; Vernberg, 1993). A sua produção primária pode exceder $2000 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, no entanto, diversos autores têm sugerido que no sapal superior o crescimento pode ser limitado pela deficiência em nitratos (Wittaker, 1975; Jefferies & Perkins, 1977; Jensen *et al.*, 1985; Adam, 1993).

O desenvolvimento espacial e temporal das comunidades de sapal está intimamente ligado à extensão da inundação efectuada pela maré, ao nível freático, às correntes de água vindas da terra e ao tipo de substrato. As comunidades de sapal incluem halófitas (no sapal inferior) e também glicófitas (no sapal superior). É um habitat com características muito particulares, onde se dão complexas reacções físico-químicas e biogeoquímicas não só na coluna de água como também na interface água sedimento (Chenhall *et al.*, 1992).

Neste tipo de ecossistemas de transição entre o meio fluvial e oceânico, o grande número de fenómenos de natureza física, química e biológica que aí decorrem, podem, ou não, ser afectados por um grande número de variáveis. Estas zonas caracterizam-se por uma instabilidade de factores ambientais tais como a temperatura, a salinidade, o oxigénio dissolvido, as substâncias orgânicas, os nutrientes e a turvação (Reboredo, 1988).

A área do globo afectada pelo sal varia entre 3,4 a 9,5 milhões de km^2 , o que equivale a cerca de 6% da superfície dos continentes. Esta salinização resulta, em parte, da prática agrícola que recorre a sistemas de irrigação impróprios em zonas áridas e semiáridas, designando-se este processo de salinização secundária. Estima-se que um terço dos terrenos irrigados estão salinizados em vários graus, resultando da acumulação de sais dissolvidos na água de irrigação (Flowers *et al.*, 1977; 1986; Larcher, 1995).

As características oceanográficas dos estuários e sapais associados, são muitas vezes de fundamental importância para a compreensão dos seus processos básicos. A circulação da água nestes sistemas influencia a sedimentação, distribuição dos materiais em suspensão (incluindo substâncias poluentes), graus de fluxo de materiais entre o estuário e o oceano, movimento do biota e processos de erosão. Deste modo, a observação

de que os componentes bióticos e abióticos do sapal e estuário apresentam uma interacção muito estreita é de fundamental importância no estudo dos sapais (Vernberg, 1993).

Tendo sido considerados, sob o ponto de vista económico, um dos mais importantes ecossistemas do Globo (Constanza *et al.*, 1997), os sapais são importantes não só pelo seu elevado grau de produção primária mas também por serem habitat permanente ou temporário para muitas espécies de organismos, alguns de grande importância económica. Têm sido referidos aspectos que salientam a importância ecológica e económica do sapal para a sociedade tais como a sua acção no controlo da inundação, da erosão e da qualidade da água (retenção de metais pesados, do excesso de nutrientes e de doenças causadas por microrganismos), bem como o seu uso para fins recreativos e educacionais (Dunbabin & Bowmer, 1992; Orson *et al.*, 1992; Vernberg, 1993).

1.2- A VEGETAÇÃO DO SAPAL

A vegetação dos sapais é relativamente pobre sobre o ponto de vista da diversidade florística, podendo apresentar grandes áreas cobertas quase exclusivamente por uma espécie. De facto, os sapais apresentam uma baixa diversidade de géneros e espécies, com características morfológicas e fisiológicas bem adaptadas ao habitat em que se desenvolvem (Adam, 1993). Apesar de existirem várias interpretações sobre o que é uma halófita, por vezes discordantes (Schimper, 1903 *in* Barbour, 1970; Ingram, 1957; Chapman, 1974), pode-se generalizar que estas plantas estão adaptadas para concluírem o seu ciclo de vida em salinidades próximas da água do mar ou mesmo superiores (Flowers *et al.*, 1977; Flowers, 1986). Allaby (1992), acrescenta que estão adaptadas morfológicamente e/ou fisiologicamente a crescer em solos ricos em sal ou em ambientes com a atmosfera carregada de sal. Estas adaptações são necessárias para prevenir a inibição da actividade enzimática em presença de NaCl e combater diferenças no potencial osmótico durante a inundação pela maré (Rozema *et al.*, 1985a).

As halófitas ocupam habitats marinhos, salgadiços marinhos, mangais da zona tropical a desertos salinos (Flowers *et al.*, 1986). São plantas cujo peso seco aumenta com

a presença de electrólitos com níveis superiores àqueles que aparecem nas soluções de cultura normais, mas que não mostram nenhuma obrigatoriedade para as altas concentrações em que sobrevivem (Flowers *et al.*, 1977). Para as plantas terrestres, a halofítia significa sobreviver num mínimo de 100 mM de concentração de sal na solução do solo, podendo em muitos casos atingir 500 mM (aproximadamente a da água do mar) até extremos de 1 M nos sapais marítimos (Flowers, 1983). Em média, mais de 90% do sódio das halófitas encontra-se na porção aérea, e deste, 80% nas folhas, contrastando com as glicófitas que excluem o excesso de iões das folhas (Flowers *et al.*, 1977). As halófitas diferenciam-se das glicófitas (plantas de meios não salinos) pela sua morfologia próxima da das xerófitas (suculência dos caules ou das folhas, redução das folhas) e por caracteres fisiológicos, designadamente o potencial osmótico e resistência à natureza e concentração dos sais. As Chenopodiaceae apresentam a maior percentagem de géneros halofíticos (cerca de 44%) e o maior número de espécies (cerca de 312) (Flowers *et al.*, 1986).

O controlo do crescimento das plantas no sapal está intimamente dependente de um complexo conjunto de factores interligados, como sejam a salinidade, deficiências nutricionais, ambiente redutor, encharcamento, acumulação de sulfuretos, mudanças climáticas, erosão e sedimentação provocadas pela acção das marés (Ungar, 1991). Com efeito, as plantas que habitam os sapais têm de tolerar um conjunto de condições particulares, entre as quais, a inundação periódica das marés e a elevada percentagem de sais dissolvidos na solução do solo. Adam (1993), refere ainda a anaerobiose do sedimento e uma baixa disponibilidade de nutrientes essenciais como factores limitantes à colonização destas áreas. Factores como a variação da temperatura, o fotoperíodo, a deposição de sedimentos na superfície das folhas e os efeitos mecânicos das correntes marítimas são também indicados como factores limitantes nos sapais (Adam, 1993).

A salinidade e o conteúdo em água do solo parecem ser os parâmetros ecológicos do sapal mais importantes na distribuição das plantas. O conteúdo em água do solo é influenciado pelas condições climáticas, atributos do solo e critérios hidrológicos (Böer, 1996).

Além da salinidade do solo, outros factores controlam a distribuição das várias espécies, nomeadamente a invasão de outras plantas devido a mudanças no clima e no

regime hídrico. A grande tolerância à salinidade pode ser devida também à variabilidade fenotípica e genotípica (Pennings & Callaway, 1992).

A sazonalidade das marés a diferentes níveis no sapal, influencia a ligação e possível troca de partículas e matéria solúvel entre a água da maré e o sapal. O tempo total de inundação por ano é muito importante já que permite o contacto físico entre a água de maré, o sapal e os organismos que nele habitam (Jensen *et al.*, 1985). A frequência e a amplitude das marés podem influenciar fortemente as condições ambientais nos sapais. Com efeito, a inundação menos frequente do sapal superior, associada a valores elevados de evapotranspiração e baixa pluviosidade durante o Verão, resulta no desenvolvimento de condições hipersalinas. Por outro lado, a complexa geomorfologia dos sapais, assim como as suas previsíveis flutuações temporais nas condições edáficas, originam uma considerável heterogeneidade ambiental (Jefferies, 1977).

1.3-FACTORES DE “STRESS” NAS HALÓFITAS

1.3.1-SALINIDADE

O “stress” salino deve ter sido dos primeiros factores químicos de tensão que surgiram durante a evolução da vida na Terra. Desde o começo, os organismos devem ter desenvolvido mecanismos para a regulação iónica e estabilização das estruturas protoplásmicas (Adam, 1993). Após o desenvolvimento da capacidade de conviver com o sal na célula, assim como o desenvolvimento de outros mecanismos de regulação envolvendo o organismo como um todo, as halófitas ficaram bem adaptadas para a sobrevivência em habitats extremamente salinos (Yeo, 1983; Larcher, 1995).

Quando as plantas são expostas à salinidade, o equilíbrio osmótico é uma resposta de adaptação fundamental das células da planta para a sobrevivência e crescimento em condições salinas (Flowers *et al.*, 1977; Greenway & Munns, 1980), embora a acumulação de iões nos vacúolos, contra grandes gradientes de concentração, possa ter grandes custos em termos de desvio da energia para promover o crescimento podendo resultar na redução do mesmo (Ownbey & Mahall, 1983). A regulação osmótica nas halófitas implica um

complexo conjunto de factores que condicionam os processos de transporte iónico, em que este último está relacionado com o crescimento no sentido de preservar uma constância na composição iónica da porção aérea e da raiz (Flowers *et al.*, 1986).

A salinidade continua a afectar vastas áreas de terrenos agrícolas em todo o globo. A capacidade para as plantas sobreviverem em presença de grandes quantidades de sal é importante para a distribuição ecológica das plantas e para a agricultura. O “stress” salino nas plantas é provocado fundamentalmente por sais de sódio, em particular cloreto de sódio. Contudo, os mecanismos pelos quais as plantas conseguem a tolerância salina são bastante complexos (Flowers *et al.*, 1977; Momonoki & Kamimura, 1994).

De acordo com diversos autores, a salinidade é o factor mais importante que controla a composição da vegetação dos sapais (Rozema *et al.* 1985a; Flowers *et al.*, 1986; Adam, 1993; Vernberg, 1993; Böer, 1996). A salinidade da água de superfície e água do sedimento depende de vários factores incluindo pluviosidade, entradas de água doce, afluxo da água subterrânea, extensão e frequência da inundação pela maré, evapotranspiração, tipo de solo e vegetação. Se a salinidade desce abaixo de 5 ‰, a vegetação do sapal é substituída por vegetação característica de água doce. Em alguns estuários, durante períodos de altas temperaturas e sem entrada de água doce, as salinidades podem atingir valores acima de 90 ‰ (Vernberg, 1993).

A sobrevivência das halófitas angiospérmicas a salinidades elevadas é invariavelmente acompanhada por um elevado conteúdo em iões, enquanto as glicófitas respondem à salinidade basicamente com exclusão iónica. As halófitas são únicas na sua capacidade de acumular sais nas suas folhas, em concentrações iguais ou superiores às da água do mar, sem prejuízo para a planta. A acumulação iónica tem uma função positiva na medida em que permite a manutenção dum elevado conteúdo hídrico na célula, em presença de um baixo potencial hídrico externo como resultado dos valores elevados da salinidade (Flowers, *et al.* 1977).

As plantas vasculares diferem na sua tolerância à salinidade, porém, existe um limite para esta tolerância que corresponderá a um nível de salinidade acima do qual o

crescimento não é possível. Os níveis de salinidade para os quais deixa de haver crescimento podem variar desde concentrações muito baixas a níveis superiores aos da água do mar. A razão fisiológica para a paragem de crescimento poderá estar relacionada com este aumento de salinidade e/ou com o facto das plantas pertencerem a diferentes grupos taxonómicos e, por isso, possuírem diferentes mecanismos de adaptação à salinidade (Adam, 1993).

Sendo a tolerância salina um fenómeno verificado em muitas plantas superiores é, provavelmente, de origem polifilética, envolvendo a regulação do transporte iónico para a porção aérea tendo em vista o crescimento, absorção iónica, parcial exclusão iónica do citoplasma, acumulação de iões no vacúolo e a regulação do potencial hídrico citoplasmático e vacuolar (Flowers *et al.*, 1977).

Segundo Jennings (1976), a salinidade não é uma condição adversa para as halófitas. As condições óptimas requeridas por estas plantas de habitats salinos correspondem a condições ambientais extremas para outro tipo de plantas, pondo assim em relevo a diferença entre tolerância e resistência salinas (Yeo, 1983). No entanto, os mecanismos que permitem a tolerância ao sal de algumas plantas e a sensibilidade ao sal de outras ainda não é totalmente conhecido. O “stress” salino manifesta-se por eventos encadeados: percepção, sinal de transferência e expressão génica, ainda que o número de genes reguladores e a sequência dos eventos seja desconhecida. Por outro lado, a análise fisiológica tem indicado que um número limitado de caminhos estão envolvidos na resposta ao “stress” nas plantas (Cheeseman, 1988; Momonoki & Kamimura, 1994).

Nas halófitas dicotiledóneas, a acumulação de iões pode ser da ordem dos 30 a 50 % do peso seco, sendo predominantemente sódio e cloro, originando razões de Na/K muitas vezes acima de 10 (Jacoby, 1994). No entanto, muitas monocotiledóneas apresentam uma razão de cerca de 1 ou menos. Esta distinção levou à criação do conceito de fisiótipo em relação à tolerância salina, com espécies que utilizam os sais de sódio para a regulação osmótica enquanto outras utilizam o potássio e açúcares, distinguindo-se assim dois grandes grupos: as monocotiledóneas com razões de Na/K e conteúdo em água muito mais baixos, em oposição às dicotiledóneas (Flowers *et al.*, 1986).

1.3.1.1-MECANISMOS DE TOLERÂNCIA À SALINIDADE

Suculência

A suculência pode ser avaliada pelo conteúdo hídrico por unidade de área da folha, sendo uma adaptação morfológica normalmente observada em espécies tolerantes ao sal. Por outro lado, o efeito da salinidade reflecte-se na morfologia da planta, nomeadamente no aumento da espessura da folha, diminuição do número de folhas por planta ou mesmo a diminuição do número de estomas por unidade de área (Marschner, 1995).

A regulação da concentração de sal nas folhas pode ser parcialmente conseguida pelo aumento da suculência (Jacoby, 1994). A indução da suculência pelo ião sódio parece aumentar pela adição do ião cloro nas espécies de *Atriplex* e *Halimione*, em plantas postas a crescer em meio com NaCl (Freitas & Breckle, 1993). Osmond *et al.* (1980) sugerem, também, que a suculência pode ser uma resposta ao Cl nas folhas de *Atriplex*.

A turgescência, estando intimamente associada à suculência, é considerada um pré-requisito para a expansão das células. A acumulação de NaCl pelas plantas para a regulação da turgescência é, no entanto, limitada pela toxicidade de altas concentrações de sal (Jacoby, 1994).

Uma queda na pressão de turgescência pode ser o principal motivo para a redução do crescimento, possivelmente resultado duma regulação osmótica inadequada. O potencial de turgescência nas plantas superiores pode ser estimado como a diferença entre o total do potencial hídrico da planta e o potencial osmótico do soluto vacuolar (Rozema *et al.*, 1983).

Solutos orgânicos

A acumulação de NaCl nos vacúolos das células adaptadas ao sal pode ser contrabalançada pela acumulação no citoplasma, em quantidades significativas, de solutos orgânicos tais como os açúcares, aminoácidos livres, betaína e prolina, durante a adaptação ao “stress” salino ou deficit hídrico (Flowers *et al.*, 1977; Levitt, 1980; Cheeseman, 1988).

Com efeito, estudos realizados com as *Chenopodiaceae* *Salicornia europaea* e *Sueda maritima*, crescendo em meios salinos, revelaram que a concentração do ião sódio no citoplasma era bastante inferior à sua concentração no vacúolo (Yeo, 1981; Stewart & Popp, 1987), o que sugere a síntese de compostos orgânicos osmoticamente activos e compatíveis com a actividade metabólica das células, de tal forma que o potencial osmótico interno varie com o potencial osmótico do meio externo, ajudando na manutenção da hidratação e turgescência das células (Flowers, *et al.* 1977).

A acumulação de solutos orgânicos (ácidos orgânicos, compostos de azoto e hidratos de carbono) não se verifica apenas nas halófitas, podendo ser uma resposta não só à salinidade mas também ao défice hídrico e ao “stress” provocado por baixas ou altas temperaturas (Flowers *et al.*, 1977).

A natureza química dos solutos osmoticamente compatíveis varia entre os grupos taxonómicos. Os compostos azotados, como a prolina e glicinabetaína, são sintetizados principalmente pelas halófitas dicotiledóneas e gramíneas enquanto os hidratos de carbono e seus álcoois são acumulados preferencialmente por halófitas monocotiledóneas e por muitas glicófitas (Sacher & Staples, 1985; Flowers *et al.*, 1986).

A glicinabetaína, composto quaternário de amónia, encontra-se frequentemente em concentrações apreciáveis nas folhas ou artículos das *Chenopodiaceae* (Storey *et al.*, 1977; Marschner, 1995), particularmente quando expostas a condições de baixo potencial hídrico e/ou “stress” salino (Storey *et al.*, 1977; Guy *et al.*, 1984; McDonnell & Jones, 1988). Pensa-se que a acumulação de glicinabetaína, por determinadas espécies de plantas em resposta ao “stress”, tem significado adaptativo. Estes compostos actuam como solutos osmóticos não tóxicos, localizando-se preferencialmente no citoplasma e cloroplastos, podendo também actuar como protectores de enzimas (McDonnell & Jones, 1988). O facto das *Chenopodiaceae* não parecerem necessitar da degradação dos fosfolípidos para a síntese de glicinabetaína pode ser a razão para a grande acumulação deste composto nesta família e a sua grande tolerância ao sal (McDonnell & Jones, 1988).

A glicinabetaína tem sido relacionada com a genética da sensibilidade ao sal das espécies, isto é, grandes concentrações foram encontradas em halófitas mesmo quando crescem em baixas concentrações de sal, e muito pouca ou nenhuma nas glicófitas. Por outro lado, outros estudos revelam uma forte correlação entre o teor de glicinabetaína e o

aumento do potencial osmótico da seiva em plantas sujeitas a um “stress” osmótico externo (Storey *et al.*, 1977; McDonnell & Jones, 1988). Em face disto, este composto tem sido motivo de estudo para a engenharia genética, no sentido de melhorar a tolerância ao “stress” osmótico nas plantas (Selvaraj *et al.*, 1995).

Diversos estudos têm revelado que, sob “stress” salino, grande parte do azoto da planta é investido em solutos osmoticamente compatíveis, nomeadamente a prolina e a glicinabetaína. Espécies de *Atriplex* mostraram apresentar um crescimento ótimo entre 60 e 150 mM de NaCl, mas apenas quando as plantas tinham um suprimento suficiente de azoto. Por outro lado, quando cultivadas com 0,5 mM de NO_3^- , a salinidades de 50 mM de NaCl, houve inibição do crescimento, talvez como resultado dos baixos níveis de glicinabetaína condicionados por uma concentração de 0,5 mM de NO_3^- (Rozema *et al.*, 1985). No entanto, diversas espécies das *Chenopodiaceae* acumulam grandes concentrações de betaína, mesmo em condições não salinas (Storey *et al.*, 1977), o que sugere que estes compostos podem estar já presentes no citoplasma ou serem deslocados do vacúolo (Rozema *et al.*, 1985a).

Excreção salina

As halófitas podem reduzir o sal dos seus tecidos por vários mecanismos: acumulação em tricomas vesiculares, secreção pelas glândulas salinas, queda das folhas velhas e retranslocação para outros órgãos (Marschner, 1995).

Muitas halófitas apresentam glândulas salinas nas folhas e caules através das quais excretam sal (Metcalf & Chalk, 1972; Fahn, 1995). Os tricomas vesiculares, um tipo particular de glândula salina, são encontrados em vários géneros das *Chenopodiaceae*, particularmente em todas as espécies de *Atriplex* e em *Halimione portulacoides* (Schirmer & Breckle, 1982), excretando o sal pelo colapso da sua célula vesicular. Com efeito, as *Chenopodiaceae* são conhecidas como uma família com muitas adaptações ecológicas, resistindo à salinidade não só pela presença de órgãos suculentos mas também com a presença de tricomas vesiculares (Osmond *et al.*, 1980; Schirmer & Breckle, 1982; Freitas & Breckle, 1993).

As glândulas salinas permitem à planta excretar sal selectivamente, particularmente cloreto de sódio da porção aérea, pois a acumulação destes iões é excessiva para a regulação da turgescência (Jacoby, 1994). Esta característica morfológica permite não só a redução da carga salina como também a melhoria da relação dos nutrientes dentro da planta (Grattan & Grieve, 1994). Em estudos realizados com *Avicennia marina* (Waisel *et al.*, 1986), é sugerido que as glândulas salinas, ao removerem selectivamente o Na^+ e o Cl^- das folhas, podem ajudar a normalizar o metabolismo pela diminuição das razões de $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$, $\text{Cl}^-/\text{H}_2\text{PO}_4^-$ e Na^+/K^+ nestes órgãos.

De acordo com Osmond *et al.* (1980), em algumas espécies de *Atriplex*, mais de 50 % do sódio e cloro transportado para a porção aérea pode ser excretado pelos tricomas vesiculares. O facto de que mais de metade dos iões presentes nas folhas estarem localizados neste tipo de estruturas morfológicas, o que constitui cerca de um terço do peso fresco da folha completa, leva à conclusão de que estes tricomas têm um papel importante na remoção de sal, especialmente nas folhas jovens (Schirmer & Breckle, 1982).

1.3.2-ENCHARCAMENTO

Os efeitos da salinidade não podem ser desligados dos efeitos do encharcamento provocado pela água de maré. Com efeito, a inundação provocada pelas marés exerce uma influência considerável no crescimento e desenvolvimento das halófitas (Langlois & Ungar, 1976). A principal alteração ecológica para as plantas que crescem em meios encharcados é a redução da disponibilidade de oxigénio para as raízes já que o oxigénio difunde-se dez mil vezes mais devagar do que em solos bem arejados (Ernst, 1990).

Excepto numa pequena zona oxigenada à superfície, os solos inundados tornam-se completamente anaeróbios por períodos de umas horas a muitos dias, pois os espaços entre as partículas do solo estão cheios de água, e o oxigénio existente é consumido pela respiração das raízes e microrganismos. A difusão do oxigénio da atmosfera é muito lenta para repor oxigénio a profundidades superiores a 5-10 mm (Koncalová, 1990; Van Diggelen, 1991).

Quando o solo fica saturado com água, ocorre uma complexa sequência de mudanças físico-químicas e microbiológicas inter-relacionadas, como o desaparecimento do oxigênio, acumulação do CO₂, decomposição anaeróbia da matéria orgânica, transformação do azoto e redução do manganésio, ferro e sulfatos (Armstrong, 1975; Gambrell, 1994; Keiffer *et al.*, 1994). Deste modo, as plantas que vivem em solos encharcados enfrentam alguns problemas tais como:

- inibição da respiração aeróbia que pode interferir com a absorção e transporte de nutrientes e também com a exclusão do cloreto de sódio das raízes das plantas de sapal;
- elevado custo metabólico em manter um menor potencial osmótico vacuolar do que o da solução salina envolvente;
- absorção, em excesso, de ferro na forma reduzida e manganésio;
- distúrbio do metabolismo hormonal e da fotossíntese (Adam, 1993; Ungar, 1991; Keiffer *et al.*, 1994).

Nos solos encharcados, um ligeiro decréscimo no potencial redox afecta bastante a especiação do azoto, sendo reduzido o nitrato a amónia ou a N₂. Enquanto o metabolismo do nitrato e amónia está bem estabelecido em solos bem arejados, para os solos encharcados é sugerido que a amónia poderá ser oxidada pelas bactérias colonizadoras da raiz, caso a perda radial de oxigênio seja suficiente (Otte *et al.*, 1989; Ernst, 1990).

No sapal, a alternância entre os períodos de seca e fases de inundação aceleram numerosos processos ecológicos e, particularmente, o desenvolvimento bacteriano no sedimento. Se a flutuação do nível de água favorece o crescimento das plantas, a estagnação ligada a uma má evacuação das águas da chuva ou do sapal, diminui a quantidade de oxigênio no solo, afectando em primeiro lugar a biomassa das raízes, mas também o crescimento da planta como um todo. Esta estagnação afecta o metabolismo da planta, diminuindo a fotossíntese e a sua capacidade de captar os nutrientes do solo (Bouchard & Lefeuvre, 1996).

O consumo de oxigênio nas plantas resistentes ao encharcamento varia entre 0,17 e 30 µl de O₂ (mg peso seco)⁻¹.h⁻¹ (Crawford, 1982). Plantas sem um aerênquima persistente podem sobreviver a curtos períodos de encharcamento pela indução de processos

esquizogénicos e lisogénicos no parênquima (Justin & Armstrong, 1987), reduzindo, deste modo, a exigência de oxigénio por parte da raiz. Outro processo de diminuição do consumo de oxigénio pelas raízes em meios encharcados é a morte das raízes nas camadas profundas do sedimento e o estabelecimento de um sistema de raízes adventícias na superfície do solo (Ernst, 1990).

1.3.2.1-ENCHARCAMENTO E DISPONIBILIDADE DE FERRO

As plantas de sapal apresentam frequentemente depósitos de óxidos de ferro à volta das suas raízes. Vale *et al.* (1990) e Caçador (1994) referem a existência de rizoconcreções nas raízes de *Spartina maritima* no estuário do Tejo. Estas estruturas, muito mais espessas que os depósitos de ferro descritos na literatura, podem ser formadas em algumas semanas (Sundby *et al.*, 1998) consistindo de hidróxidos de ferro enriquecidos com manganésio e outros metais.

O oxigénio presente na rizosfera pode oxidar o Fe^{2+} em Fe^{3+} , tendo em conta as condições edáficas, tais como a quantidade de ferro total, condições redox e a presença de bactérias redutoras ou oxidantes na rizosfera. Com a diminuição do potencial redox nos solos encharcados, o ferro é reduzido da forma férrica Fe^{3+} para a forma ferrosa Fe^{2+} facilmente absorvida pelas raízes (Rozema *et al.*, 1985b; Brow & Jolley, 1988). Sob condições redutoras, a concentração do Fe^{2+} solúvel pode subir até alguns milimolar e a sua absorção escapa ao controlo metabólico, tendo como consequência um grande aumento na concentração de ferro nas plantas de solos encharcados, podendo atingir concentrações letais consoante as espécies envolvidas (Ernst, 1990).

A resistência das plantas encharcadas à forma ferrosa do ferro pode ser devida à sua baixa absorção e/ou translocação das raízes para a porção aérea ou a uma real tolerância ao ferro na célula. Além disto, pode verificar-se uma forte barreira à translocação do ferro para as sementes, comparável com a barreira a outros metais pesados em plantas tolerantes, permitindo, deste modo, que o embrião esteja protegido contra um excesso de metais (Ernst, 1990).

A presença de aerênquima e elevada porosidade nas raízes das plantas de meios encharcados (Justin & Armstrong, 1987) são os pré-requisitos para uma perda radial efectiva de oxigénio (Crawford, 1982), desde que a quantidade de oxigénio transportado para as raízes exceda os requisitos do tecido das raízes (Otte, 1991). Como consequência, verifica-se uma perda radial de oxigénio dando-se a formação de uma camada castanha-avermelhada de depósitos de hidróxido e óxidos de ferro à volta das raízes das plantas encharcadas (Crowder & Macfie, 1985; Rozema *et al.*, 1985b; Otte *et al.*, 1989; Vale *et al.*, 1990; Caçador, 1994; Otte *et al.* 1995; Doyle & Otte, 1997; Sundby *et al.*, 1998). Estes depósitos de ferro podem impedir a planta de absorver quantidades excessivas de ferro, além de poderem formar uma barreira na absorção de nutrientes catiónicos (Otte *et al.*, 1989), nomeadamente metais pesados.

A camada de óxidos e hidróxidos de ferro, na superfície das raízes das plantas, actua como um sítio de adsorção para metais pesados e, tem sido sugerida como barreira à absorção destes últimos a partir dos sedimentos (Rozema *et al.*, 1986), podendo formar até 8% do total do peso seco da raiz e até 98% do ferro da raiz (McLaughlin *et al.*, 1985). Neste contexto, Vale *et al.* (1990) e Caçador (1994) referem a existência de rizoconcreções como estruturas sedimentares cilíndricas que rodeiam as raízes e rizomas de algumas plantas de sapal, nomeadamente *Spartina maritima*, apresentando uma espessura bastante variável entre 0,1 e 1,5 mm. Com a morte das raízes e rizomas permanecem no sedimento, formando pequenos cilindros ocos. Comparando com o sedimento circundante, estas estruturas são ricas em alguns metais, particularmente ferro, apresentando também quantidades consideráveis de manganésio (Mn). Metais como o zinco (Zn), cobre (Cu), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) podem ser adsorvidos por estas estruturas em quantidades apreciáveis. Todavia, estes depósitos de ferro têm sido referidos como aumentando a absorção de Zn pelas raízes de *Aster tripolium* (Otte *et al.*, 1989).

A deposição da camada de ferro pode apresentar um padrão sazonal ou estar dependente do local de amostragem (Crowder & Macfie, 1985; Williams *et al.*, 1994). Consequentemente, é sugerido que a sua formação deve estar relacionada com o desenvolvimento sazonal da biomassa e o pico sazonal da fotossíntese (Crowder & Macfie, 1985). Durante a Primavera e Verão, quando a intensidade da actividade biológica e respiração das raízes está no seu ponto mais alto, as plantas são capazes de oxidar o solo do

sapal entre os 0-15 cm. Na ausência de crescimento das plantas, no fim do Outono e Inverno, as condições do solo tornam-se mais anóxicas e a influência da rizosfera é mais reduzida (Luther & Church, 1988).

Se o equilíbrio Fe^{3+}/Fe^{2+} controla a deposição sazonal de ferro à volta das raízes, seria de esperar que locais na mesma classe de valores de Eh e pH deveriam mostrar deposição semelhante, no entanto nem sempre acontece, o que sugere a influência de outros factores edáficos (Crowder & Macfie, 1985).

1.4- OBJECTIVOS

A Ria de Aveiro tem sido, desde a sua formação, um dos principais pólos de desenvolvimento da região. As suas potencialidades económicas, nomeadamente a nível da pesca, do turismo, produção de sal e moliço, e mesmo como via de comunicação fluvial, levaram à fixação de grandes aglomerados populacionais ao longo das suas margens e zonas envolventes. Embora a intervenção humana, neste importante ecossistema lagunar, tenha sido, muitas vezes, no sentido de melhorar e rentabilizar os seus recursos, as últimas décadas foram marcadas por um aumento da poluição das águas e sedimento envolvente, assoreamento de alguns canais da laguna, bem como pela destruição de uma parte significativa da zona de sapal.

Os sapais são zonas importantíssimas na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas estuarinos e lagunares, desempenhando a vegetação vascular um papel preponderante neste processo. Deste modo, é fundamental o seu estudo com vista à sua preservação e mesmo revegetação de zonas degradadas.

Com a elaboração deste trabalho pretendeu-se contribuir para o conhecimento mais aprofundado dos processos biológicos dos sapais da Ria de Aveiro. Para tal, foi seleccionada como objecto de estudo uma das famílias mais representativas do médio e alto sapal desta laguna, as Chenopodiaceae, não só pelo número de espécies como pela percentagem de cobertura do sedimento. As espécies estudadas representam as Chenopodiaceae mais frequentes no sapal, nomeadamente *Salicornia ramosissima*, *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis* e *Halimione portulacoides*, além de mostrarem uma

certa variabilidade morfológica tendo, certamente, um grande significado a nível das adaptações ecológicas.

Tendo como base o estudo morfológico e ecofisiológico de algumas populações de *H. portulacoides*, *S. perennis* subsp. *perennis* e *S. ramosissima*, foi reunida informação ao nível biogeoquímico, de modo a complementar outros estudos realizados ou em curso na Ria de Aveiro, nomeadamente no campo microbiológico, algológico, ictiofaunístico, ornitológico e dos invertebrados estuarinos, com vista à futura elaboração de modelos ecológicos como estratégia de implementação da gestão e conservação de toda a zona lagunar. Neste contexto, procurou-se responder às seguintes questões:

Qual a contribuição dos atributos morfológicos das espécies em estudo para a sua ecologia?

Existem diferenças morfológicas e distintos padrões de distribuição nas populações de *Salicornia ramosissima*. Qual o seu significado?

Qual a tolerância salina de diferentes populações e gerações de *Salicornia ramosissima*?

Existe alguma relação entre a disponibilidade de nitrato nas diferentes espécies e a tolerância ao sal?

Quais os nutrientes em maior concentração nos órgãos das halófitas estudadas?

Existem diferenças entre os mecanismos de compartimentação iónica nas halófitas estudadas?

Qual o contributo das halófitas estudadas para os processos de retenção e imobilização de metais pesados?

Capítulo 2

Material e métodos gerais

2.1- LOCAIS DE AMOSTRAGEM E ESPÉCIES SELECIONADAS

Para a concretização deste estudo foram seleccionados 7 locais de amostragem, na zona de sapal, distribuídos pelos 3 principais braços da Ria de Aveiro: canal de Ovar, canal de Mira e canal de Ílhavo (figura 3.1). Após a caracterização florística de cada local de amostragem (capítulo 3.4), foram escolhidas como objecto de estudo as espécies das Chenopodiaceae mais frequentes no sapal, nomeadamente *Salicornia ramosissima* J. Woods, *Sarcocornia perennis* (Miller) A. J. Scott subsp. *perennis* e *Halimione portulacoides* (L.) Aellen:

Salicornia ramosissima J. Woods

Terófito até 40 cm, erecto raras vezes decumbente, com caules articulados, geralmente bastante ramificado, verde escuro por vezes tornando-se verde amarelado ou mesmo vermelho púrpura. Folhas opostas, soldadas entre si e com o talo formando um artículo carnudo. Inflorescências espiciformes terminais com 4-14(36) artículos férteis, com duas cimeiras trifloras opostas em cada artículo, completamente imersas na bráctea do segmento. As flores de perianto trilobado dispõem-se em triângulo, as laterais geralmente contactando entre si abaixo da flor central (figuras 2.1B, 2.1B' e 5.1).

Desenvolve-se preferencialmente no litoral, no sapal médio e superior e em margens de salinas. Encontra-se dispersa na parte oeste da Europa e parte oeste da região do Mediterrâneo. Pode ser encontrada em todo o litoral da Península Ibérica, embora com menos frequência no Minho (Franco, 1971; Castroviejo *et al.*, 1990; Tutin *et al.*, 1993).

Sarcocornia perennis (Miller) A.J. Scoot subsp. *perennis*

Caméfito lenhoso, de caules ramificados, flexíveis, carnudos e articulados, ascendente até 20 cm de altura. Folhas reduzidas a uma escama aguda, de bordo hialino. Inflorescências articuladas, espiciformes, terminais ou laterais, formadas por cimeiras trifloras decussadas, na base de cada artículo fértil. Perianto carnudo formado pela fusão de 4 tépalas, flor central ligeiramente maior que as laterais (figuras 2.1C e 2.1C’).

Desenvolve-se preferencialmente no litoral, no médio e alto sapal, encontrando-se a oeste e sul da Europa. Em Portugal continental, tem sido encontrada nas regiões do Algarve, Beira Litoral, Estremadura e Minho (Franco, 1971; Castroviejo *et al.*, 1990; Tutin *et al.*, 1993).

Halimione portulacoides (L.) Aellen

Caméfito lenhoso, podendo atingir 1,5 m de altura, monóico, prostrado-ascendente, prateado-farinoso, de caules frequentemente radicantes. Folhas decussadas (pelo menos as inferiores), lanceoladas a obovadas, inteiras e carnudas. Inflorescência em cimeira paniculiforme com flores unissexuais: as masculinas sem bractéolas e com 4-5 tépalas sem apêndices, as femininas com duas bractéolas acrescentes e sem perianto. Fruto séssil com bractéolas frutíferas concrecentes quase até ao ápice, obtriangulares e 3-lobadas, com os lobos laterais geralmente maiores que o central (figuras 2.1A e 2.1A’).

Desenvolve-se preferencialmente no litoral, nomeadamente no médio e alto sapal, em margens de salinas e ocasionalmente nas rochas. Encontra-se disperso pela costa da Península Ibérica, nomeadamente no Algarve, Beira Alta, Beira Litoral e Estremadura, podendo ser encontrado nas costas do Mediterrâneo, do Atlântico europeu e norte-americano e da África Austral (Franco, 1971; Castroviejo *et al.*, 1990; Tutin *et al.*, 1993).

2.2- AMOSTRAGEM DE CAMPO

A caracterização florística dos diversos locais de amostragem consistiu na identificação das espécies (Franco, 1971; Tutin *et al.*, 1980; Franco, 1984; Castroviejo *et al.*, 1990) bem como do registo da abundância relativa de cada espécie.

Em cada local de amostragem, durante o período de maré baixa, foram colhidas cinco amostras de plantas com periodicidade mensal e durante um ciclo anual (Dezembro de 1995 a Dezembro de 1996). No caso de *Salicornia ramosissima*, cada amostra corresponde a um indivíduo completo enquanto nas outras espécies foram colhidos apenas um ou vários ramos, com a respectiva porção subterrânea. Juntamente com as amostras vegetais foram recolhidas em cada local, na proximidade das raízes, três amostras de sedimento, correspondendo, cada uma, a uma área de cerca de 10 cm de lado por 10 cm de profundidade, utilizando para o efeito uma espátula de aço inoxidável.

No laboratório, as amostras de material vegetal e de sedimento foram utilizadas para análises e observações a seguir enumeradas:

2.3- ANÁLISE E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

2.3.1-SEDIMENTO

Determinação do conteúdo em água

Efectuou-se a pesagem de 50 g de solo fresco, sendo de seguida colocado em estufa a 105 °C até a obtenção de um peso constante. O conteúdo em água do sedimento, ou seja, a diferença entre peso fresco e seco, foi expresso em percentagem do peso fresco do sedimento (tabela 3.1).

Determinação do pH

A 20 g de sedimento fresco de cada amostra adicionaram-se 50 ml de água destilada. A mistura foi agitada durante 10 minutos a 1000 rotações.min⁻¹. Após repouso da amostra, durante 10 minutos, foi registado o pH do sobrenadante com um medidor de pH Jenco Electronics 1671 (tabela 3.1).

Determinação do potencial redox (Eh)

Foi determinado o potencial redox do sedimento com elevado teor em água e com baixo teor em água. Para o efeito, foi efectuada a leitura das amostras, logo após a chegada

ao laboratório, referentes aos meses de Abril e Agosto, com um medidor WTW 330/ Set-2, após um período de estabilização de 15 minutos (tabela 3.1).

Preparação das amostras para análises químicas

Após a determinação do conteúdo em água, pH e Eh, as amostras de sedimento foram colocadas em tabuleiros para secagem ao ar, sendo seguidamente homogeneizadas e limpas de raízes, utilizando para o efeito um crivo de malha de 1 mm. Após secagem, as amostras foram armazenadas em cartuchos de papel, em local seco, para posterior análise (capítulos 7-8).

Determinação da salinidade

A 5 g de sedimento seco foram adicionados 100 ml de água destilada. A mistura foi agitada a 130 rotações. min^{-1} durante 1 hora e 30 minutos. Após repouso da amostra durante 2 horas foi registada a salinidade (‰) utilizando um salinómetro WTW LF 196 (tabela 3.1).

Determinação da matéria orgânica

Cadinhos com 2 g de sedimento seco foram colocados numa mufla a 550 °C durante 2 horas. Após o arrefecimento das amostras, num exsiccador, procedeu-se, de novo, à pesagem das amostras. O teor em matéria orgânica foi avaliado pela diferença entre as duas pesagens e expresso em percentagem do sedimento seco (tabela 3.1).

Determinação de catiões

A 5 g de sedimento seco adicionou-se 50 ml de acetato de amónia 1M (preparado com água bidestilada). A mistura foi agitada durante 1 hora a 130 rotações. min^{-1} . Após filtragem com papel de filtro Watman 42, fez-se a determinação dos iões sódio, potássio, magnésio, cálcio, ferro, zinco, cobre, cádmio e chumbo na solução obtida, utilizando um espectrómetro ICP-AES (Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy) modelo Jobin Yvon Jy plus.

2.3.2- PLANTAS

Preparação das amostras e registo de parâmetros morfológicos

Após a colheita das plantas, cada exemplar foi devidamente analisado em laboratório, tendo sido registado o estado fenológico (estado vegetativo- Ve; estado de floração- Fl; estado de frutificação- Fr) e alguns parâmetros morfológicos tais como: diâmetro máximo dos artigos da porção mediana das ramificações, cor e suculência dos artigos, suculência e razão comprimento/largura máxima das folhas adultas, altura da porção aérea de *Salicornia ramosissima*.

Os dados referentes ao diâmetro dos artigos, bem como o comprimento e largura máxima das folhas adultas, resultaram de 10 medições efectuadas em cada planta com a utilização de uma craveira (diâmetro) e de uma régua graduada em milímetros (comprimento e largura das folhas).

O registo da cor foi efectuado tendo em conta classes de cor previamente estabelecidas (classe 1- verde; classe 2- verde amarelado a verde alaranjado; classe 3- verde rosado a verde avermelhado; classe 4- vermelho acastanhado; classe 5- acastanhado).

Após este procedimento, as plantas foram lavadas com jacto de água destilada, sendo logo de seguida absorvido o excesso de água com papel de filtro. Depois de separadas em raiz, caule, folhas ou artigos, foi efectuada a pesagem das várias porções, antes (peso fresco) e depois da secagem em estufa a 60 °C durante 48 horas (peso seco), sendo utilizada a razão peso fresco/peso seco das folhas e artigos como indicador da respectiva suculência. De seguida, o material seco foi devidamente triturado e homogeneizado, sendo colocado em sacos de papel e guardado em local seco para posterior análise química.

Determinação de nitratos

A quantificação dos nitratos nas plantas foi efectuada segundo o método colorimétrico referido em Cataldo *et al.* (1975). Este método baseia-se no facto de os

nitratos formarem um composto amarelo susceptível de dosagem colorimétrica (paranitrossalicilato de sódio) em presença de salicilato de sódio.

Para cada planta colhida, efectuou-se a pesagem de 100 mg de material previamente seco, triturado e homogeneizado (raiz, caule, folha ou artícolo), adicionando-se de seguida 10 ml de água destilada. Após permanecerem 1 hora na estufa a 45°C, as amostras foram agitadas e centrifugadas a 6500 rpm durante 10 minutos. Do sobrenadante obtido foram pipetados 200 µl para balões Erlenmeyer, adicionado-se de seguida 800 µl de ácido salicílico a 5% em ácido sulfúrico concentrado. Após 20 minutos à temperatura ambiente adicionou-se lentamente 19 ml de hidróxido de sódio 2N para elevar o pH acima de 12. Por último, procedeu-se ao registo da absorvância das amostras, utilizando um espectrofotómetro Beckman DU-68, para um comprimento de onda de 410 nm, após o arrefecimento das mesmas à temperatura ambiente.

Nota: as soluções padrão de nitrato (10, 20, 40 e 60 µg de ião nitrato) foram obtidas a partir de uma solução de nitrato de potássio.

Determinação de cloretos

Para cada planta colhida, foram pesadas 200 mg de material (raiz, caule, folha ou artícolo), previamente seco, triturado e homogeneizado, ao qual foram adicionados 10 ml de água destilada. Após 24 horas na estufa a 60°C, a solução foi filtrada e efectuada a determinação dos cloretos, por titulação potenciométrica com nitrato de prata, utilizando um potenciómetro digital Titrimo DMS-716 da Metrohm.

Determinação de catiões

Efectuou-se a pesagem de 100 mg de material vegetal seco, previamente triturado e homogeneizado, para copos em teflon. De seguida, procedeu-se à digestão ácida das amostras, adicionando para o efeito 2 ml de HNO₃ a 65 %. Os copos foram hermeticamente fechados com tampas em teflon, sob pressão (utilizando para o efeito uma estrutura metálica). As amostras foram colocadas na estufa a 150 °C e após arrefecimento foram transferidas para balões de diluição de 50 ml perfazendo-se o volume total com água bidestilada. Em cada amostra obtida foi feita a determinação dos iões de sódio, potássio,

magnésio, cálcio, ferro, zinco, cobre, cádmio e chumbo, utilizando um espectrómetro ICP-AES (Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy) modelo Jobin Yvon Jy plus.

2.4- MONITORIZAÇÃO DE *SALICORNIA RAMOSISSIMA*

Como complemento à amostragem mensal de *Salicornia ramosissima*, foi efectuado um estudo de monitorização da espécie em causa:

2.4.1- MONITORIZAÇÃO NO CAMPO

Duas populações de *Salicornia ramosissima* foram monitorizadas durante dois ciclos anuais consecutivos (Março a Novembro de 1996/1997). O trabalho de campo foi iniciado apenas quando o estado de desenvolvimento das plantas permitiu a sua correcta identificação e o não arrastamento pela água de maré. Para esse fim, foram seleccionados dois dos sete locais de amostragem com características diferentes quanto ao regime de inundação: Verdemilho, com inundações periódicas; Varela, não sujeito à acção das marés (figura 3.1).

Em cada ano, e de um modo aleatório, foram marcados 12 espécimes de *Salicornia* tendo-se registado, com periodicidade mensal, alguns aspectos da sua morfologia, nomeadamente a altura das plantas, número de nós do caule principal, número de pares de ramos do caule principal, diâmetro da área ramificada e cor dos artículos. Igualmente no início de cada ano, e também aleatoriamente, demarcaram-se várias parcelas de 50 cm² povoadas por plantas de *Salicornia*. Com o auxílio de um quadrado de madeira, com 50 cm de lado dividido em áreas de 10 cm², foi registado mensalmente o número de plantas em cada parcela de 50 cm².

2.4.2- MONITORIZAÇÃO EM LABORATÓRIO

Durante o mês de Março, procedeu-se à colheita de porções de sedimento com plântulas de *Salicornia ramosissima*, em Verdemilho e Torreira (figura 3.1), repetindo-se

este procedimento um mês mais tarde. As plântulas resultantes da colheita de Março foram designadas como 1ª geração e as restantes como 2ª geração.

No laboratório, plântulas com dois artículos foram retiradas cuidadosamente do sedimento. Após a sua lavagem com água destilada foram submetidas a tratamentos de 10 semanas, em substrato de areia previamente lavada e esterilizada. O tratamento controlo consistiu apenas de uma solução nutritiva padrão 10 mmol.l^{-1} de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, KNO_3 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{KH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e 2 mmol.l^{-1} de Na-EDTA, FeCl_3 a 10%, H_3BO_3 , $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, MnSO_4 , $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ e $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ contrariamente aos outros três tratamentos em cuja solução nutritiva foi adicionado previamente 100 mM, 200 mM e 300 mM de NaCl, respectivamente. Cada tratamento (0, 100, 200 e 300 mM de NaCl) consistiu de três vasos com quatro plantas cada. As plantas foram colocadas em estufa com controlo de temperatura (25°C), fotoperíodo (16 horas de luz) e intensidade luminosa ($100 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Semanalmente, foram registados alguns parâmetros relativos ao desenvolvimento das plantas, nomeadamente a altura das plantas, número de ramos do caule principal e percentagem de mortalidade. Ao fim de dez semanas em estufa, foi registado o peso fresco e peso seco (após secagem a 60°C) da porção aérea das plantas.

2.5- TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os resultados obtidos foram sujeitos a análise estatística para um nível de significância de 0,05: análise de variância (ANOVA) com aplicação do Teste Tukey, Teste Kruskal-Wallis (análise não paramétrica) com aplicação do Método de Dunn, e análises de correlação de Pearson e Spearman (Zar, 1996).

Capítulo 3
Caracterização dos locais
de amostragem

3.1- INTRODUÇÃO

A Ria de Aveiro é considerada uma laguna costeira que se estende ao longo da costa oeste de Portugal continental, na zona de transição entre um clima moderado e mediterrânico. Este sistema lagunar resultou de uma volumosa deposição de aluviões numa extensa baía desenvolvida entre Espinho e o Cabo Mondego, durante o séc. X. Esta laguna comunica com o Oceano Atlântico por uma barra, fixada artificialmente no cordão litoral em 1808.

Situada entre 40° 39' N e 8° 44' W, a Ria tem um comprimento e largura máximas de cerca de 45 e 10 Km, respectivamente, ocupando uma área molhada de 47 km² em preia-mar e de 43 km² em baixa-mar. Apresenta uma zona central ocupada por salinas, explorações de aquacultura e ilhas de junco separadas por uma complexa rede de canais com uma profundidade média inferior a 1 metro, excepto nos canais de navegação, um sistema de correntes e salinidades relativamente complexo e de difícil caracterização. A sua grande extensão é devida principalmente a três braços principais: Canal de Ovar, Canal de Mira e Canal de Ílhavo (figura 3.1).

Os volumes de água do mar que entram na laguna variam entre 25 e 90 milhões de m³, para amplitudes de maré da ordem de 1 a 3 m, respectivamente. Em contrapartida, a entrada de água doce é substancialmente mais reduzida, recebendo a Ria, em média, durante um ciclo de maré, menos de dois milhões de m³ provenientes em cerca de dois terços do rio Vouga e seus afluentes.

A fisiografia da laguna é o resultado da evolução natural e das obras do porto, efectuadas entre 1947 e 1958, tendo vindo a ser continuadas nos últimos anos. As obras da barra e do porto facilitaram a entrada de água na laguna o que conduziu a maiores amplitudes de maré, ao avanço da salinidade para o interior da Ria permitindo, deste modo, uma maior renovação da água da laguna mas, por outro lado, a salinização dos solos de cultivo (Hall, 1982; Barrosa, 1985; Moreira, 1991; Hoppe *et al.*, 1996).

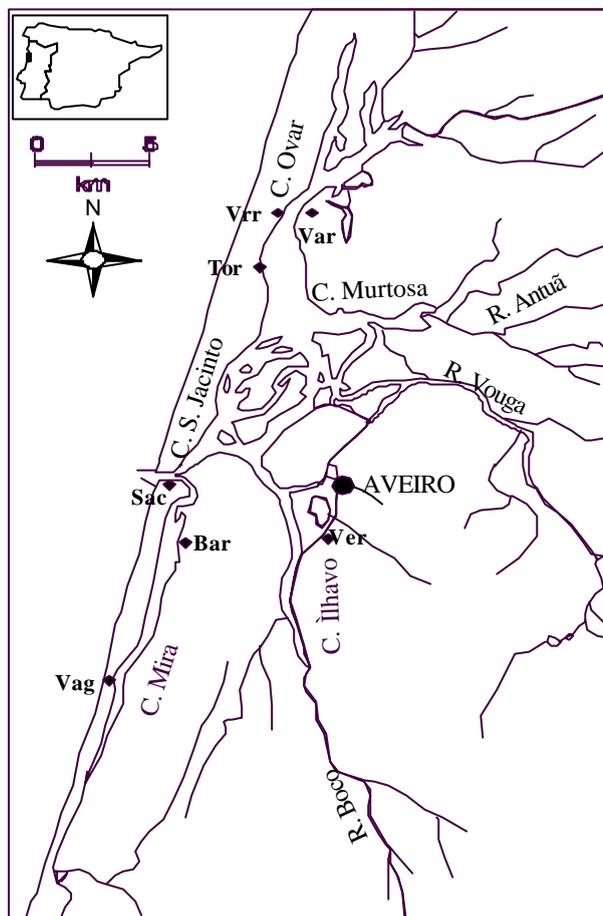


Figura 3.1- Representação esquemática da Ria de Aveiro com a distribuição dos 7 locais de amostragem (Vrr-Varela-ria; Var-Varela; Tor-Torreira; Sac-Sacor; Bar-Barra; Ver-Verdemilho; Vag-Vagueira; R.-rio; C.-canal).

As extensões mais significativas do sapal na Ria de Aveiro localizam-se sobretudo na zona central, nomeadamente nas ilhas da foz do Rio Vouga e margens dos canais e ilhas da zona norte (Borrego *et al.*, 1993).

Os sete locais de amostragem distribuem-se pela área de sapal marginal dos canais da Ria desde a zona de embocadura- **Sacor** (Sac), até aos seus três principais braços: Canal de Mira- **Barra** (Bar) e **Vagueira** (Vag); Canal de Ovar- **Torreira** (Tor), **Varela** (Var),

A argila é um componente importante dos sedimentos que revestem os fundos da Ria, sendo mais abundante nos locais onde o hidrodinamismo é mais fraco. Os sedimentos actuais são fundamentalmente terrígenos, facto atestado pela composição da argila dos sedimentos, a qual está estreitamente relacionada com a composição dos solos que revestem os terrenos das bacias de drenagem dos vários cursos de água que afluem à laguna, terrenos que se caracterizam por grande diversidade litológica (Gomes & Delgado, 1991).

Varela-ria (Vrr); pequeno canal de ligação ao Canal de Ílhavo- **Verdemilho** (Ver) (figura 3.1).

3.2- CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO

3.2.1- SALINIDADE

Com excepção da Varela, todos os locais estudados sofrem influência diária da maré, sendo por isso caracterizados como sapal inferior e a Varela como sapal superior. A Varela distingue-se de todos os outros locais devido ao facto de não estar situada na margem do canal mas sim a cerca de 3 metros desta última. Contudo, as elevadas salinidades encontradas na Varela sugerem uma influência subterrânea da água de maré. Por outro lado, a fraca pluviosidade verificada nos meses de Verão conjugada com a evapotranspiração e a não influência directa da maré, leva a valores de salinidade muito elevados nestes sedimentos (Rozema & Leendertse, 1991; Castellanos *et al.*,1994). De acordo com Adam (1993), no sapal inferior, com uma imersão frequente durante todo o ano, a salinidade do sedimento é relativamente constante e raramente excede a da água de inundação.

Os dados da tabela 3.1 permitem verificar que os locais mais salinos são sem dúvida a Torreira, com os valores mais elevados, seguida da Varela e Varela-ria, por ordem decrescente. Conforme esperado, os valores de salinidade são geralmente mais elevados nos meses de Verão, consequência da menor pluviosidade e maior evapotranspiração.

Local	Mês	Salinidade (%)	Água do solo (%)	pH	Eh	Matéria orgânica (%)
Sacor	Dez.	1,02±0,85	19,7±13,9	8,2±0,1	—	0,91±0,13
	Fev.	1,87±0,29	29,8±18,4	8,6±0,5	—	4,51±2,16
	Abr.	2,75±0,32	27,1±16,0	8,2±1,3	-20,9±9,3	6,39±3,00
	Jun.	3,10±0,41	25,4±16,6	8,5±0,2	—	3,28±2,28
	Jul.	4,17±1,34	28,3±14,6	8,4±0,3	—	3,50±1,00
	Ago.	4,07±1,31	28,3±13,3	7,9±0,3	47,1±8,6	4,77±2,73
	Set.	5,32±2,69	25,2±22,7	8,1±0,7	—	4,90±1,30
	Out.	2,85±1,10	25,1±16,6	8,0±0,4	—	3,91±1,59
	Dez.	0,85±0,34	24,1±8,6	8,0±0,7	—	1,71±0,35
Barra	Dez.	1,43±0,13	22,6±8,0	7,8±0,4	—	4,14±1,68
	Fev.	4,46±0,59	44,5±20,7	7,1±0,2	—	10,53±4,30
	Abr.	3,13±0,86	32,5±20,4	6,7±0,0	-25,6±3,4	4,56±2,81
	Jun.	8,73±3,98	45,0±18,7	6,1±0,1	—	11,26±5,36
	Jul.	11,40±4,27	51,2±12,2	6,4±0,0	—	11,81±6,87
	Ago.	4,93±1,20	25,3±18,7	6,6±0,7	58,4±12,2	3,68±2,72
	Set.	5,70±1,73	50,6±18,1	6,3±0,1	—	13,95±6,67
	Out.	5,23±2,13	35,2±14,9	6,6±0,3	—	8,76±3,92
	Dez.	5,76±2,10	48,2±18,9	6,6±0,1	—	11,20±5,40
Vagueira	Dez.	2,10±0,20	35,5±2,4	7,4±0,0	—	11,28±3,12
	Fev.	0,93±0,49	55,0±1,0	7,2±0,0	—	11,35±2,50
	Abr.	1,10±0,43	53,0±3,9	6,6±0,2	-29,8±4,3	9,01±3,34
	Jun.	2,20±0,70	46,7±7,6	6,6±0,3	—	7,85±3,48
	Jul.	4,00±1,34	44,1±28,5	7,7±1,6	—	8,20±2,40
	Ago.	6,33±3,06	54,1±8,6	6,1±0,3	35,4±8,7	14,25±6,39
	Set.	6,26±2,85	49,3±15,0	6,8±1,4	—	14,70±4,30
	Out.	8,86±3,55	25,1±5,0	6,3±0,4	—	19,01±7,41
	Dez.	1,00±0,45	51,4±9,6	6,6±0,5	—	10,39±4,18

Tabela 3.1- Caracterização do sedimento dos vários locais de amostragem durante um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (média ± desvio padrão, n=3).

Local	Mês	Salinidade (%)	Água do solo (%)	pH	Eh	Matéria orgânica (%)
	Dez.	2,83±1,72	25,6±1,2	7,3±0,5	—	6,09±1,03

Verdemilho	Fev.	2,10±0,78	24,7±4,1	6,3±1,3	—	6,43±1,60
	Abr.	2,73±0,46	25,3±9,9	6,2±1,0	-29,9±9,7	6,28±2,12
	Jun.	4,60±1,38	19,0±2,1	4,6±0,3	—	4,03±1,10
	Jul.	6,13±2,70	16,7±1,9	6,9±0,3	—	5,08±1,72
	Ago.	4,23±0,51	19,4±2,5	5,7±1,0	29,2±3,9	5,34±1,53
	Set.	11,13±5,97	21,8±3,8	5,0±0,8	—	6,55±0,99
	Out.	5,86±1,25	43,9±23,2	5,5±0,9	—	6,23±0,87
	Dez.	2,06±0,60	23,3±3,8	5,5±1,1	—	4,64±1,17
Torreira	Dez.	6,33±2,27	20,7±13,6	7,2±0,8	—	9,38±4,29
	Fev.	13,06±5,25	58,0±1,7	6,6±0,1	—	38,38±0,81
	Abr.	17,33±5,42	68,5±9,4	6,8±0,2	-32,5±3,7	29,51±10,34
	Jun.	22,56±12,29	73,8±4,3	6,7±0,9	—	34,76±4,30
	Jul.	37,86±4,36	72,0±0,9	6,4±0,7	—	34,66±3,82
	Ago.	38,36±5,68	63,2±1,1	5,9±0,1	39,3±7,8	31,60±5,72
	Set.	32,23±7,96	74,9±1,9	6,2±0,6	—	26,90±1,94
	Out.	26,83±6,23	71,6±2,36	5,5±0,3	—	28,53±5,80
Varela-ria	Dez.	9,83±4,83	40,5±13,8	7,2±0,4	—	20,28±12,96
	Fev.	1,66±0,70	49,8±5,6	7,0±0,6	—	12,25±1,50
	Abr.	7,26±2,35	60,9±23,7	7,6±0,3	-35,0±5,5	17,50±8,80
	Jun.	18,30±6,40	59,2±19,6	7,0±0,8	—	22,81±3,92
	Jul.	11,23±5,17	40,7±20,4	7,2±1,2	—	13,08±9,63
	Ago.	20,86±2,23	55,9±4,1	6,5±1,2	39,3±18,5	20,70±2,65
	Set.	21,20±11,73	62,5±3,9	6,9±0,8	—	30,38±7,39
	Out.	15,83±7,64	50,3±19,4	7,4±0,1	—	16,13±9,10
Varela	Dez.	10,66±5,46	65,5±18,7	7,1±0,2	—	19,60±9,07
	Dez.	5,00±1,96	45,0±1,0	5,7±0,1	—	28,33±4,47
	Fev.	4,46±1,10	45,4±8,7	5,6±0,1	—	22,60±4,05
	Abr.	6,13±0,32	56,2±7,2	6,1±0,2	15,3±3,9	21,33±2,05
	Jun.	21,53±4,30	34,3±8,3	5,4±0,1	—	27,46±2,50
	Jul.	31,60±13,00	36,1±10,1	5,3±0,1	—	27,73±1,98
	Ago.	29,56±8,51	43,7±22,9	5,3±0,2	40,8±19,9	28,05±2,60
	Set.	34,20±4,15	27,6±1,0	4,7±0,2	—	18,58±6,75
Varela	Out.	11,33±8,00	41,7±4,2	4,7±0,2	—	19,68±3,01
	Dez.	2,00±0,72	45,5±7,1	5,6±0,1	—	24,81±4,28

Tabela 3.1 (continuação) - Caracterização do sedimento dos vários locais de amostragem durante um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (média ± desvio padrão, n=3).

As baixas salinidades dos sedimentos da Sacor, situada na zona da embocadura da Ria, não estão de acordo com a salinidade da água do canal na época do Verão que atinge valores da ordem dos 35 ‰ (Cunha *et al.*, artigo submetido). Esta discrepância deve-se,

com certeza, ao facto destes sedimentos apresentarem uma textura fundamentalmente arenosa, e por isso o processo de lixiviação é bastante forte levando a uma baixa retenção salina. Em contrapartida, o decréscimo na salinidade dos sedimentos verificado da Torreira para a Varela (canal de Ovar) está de acordo com o gradiente de salinidades obtido por Cunha *et al.* (artigo submetido) para a salinidade da água do canal (23 ‰ e 18 ‰, respectivamente), o mesmo se passando com o decréscimo verificado entre a Barra e Vagueira (canal de Mira) que concorda com os valores apresentados por estes autores (21 ‰ e 10 ‰, respectivamente).

3.2.2- TEOR EM ÁGUA

A água é retida pelo solo por forças de adesão e de coesão. A adesão é definida como a atracção das partículas sólidas de solo pela água, enquanto a coesão está relacionada com a atracção mútua entre as moléculas de água. A água retida no solo por estas forças, isto é, adsorvida às partículas sólidas, constitui o conteúdo em água dos solos e inclui a água disponível para as plantas (Tan, 1996).

O conteúdo em água dos sapais é determinado pela frequência e duração das inundações pela maré, morfologia do sapal (elevações, depressões, etc.) e o tipo de sedimento, nomeadamente o tamanho do grão e mineralogia, que influencia na porosidade e retenção da humidade (Williams *et al.*, 1994).

A Torreira é, sem dúvida, o local com maior percentagem de água no sedimento, apresentando Sacor e Verdemilho os valores mais baixos (tabela 3.1). Os grandes desvios padrão encontrados na maioria dos locais, traduzidos em coeficientes de variação por vezes da ordem dos 80 %, sugerem uma grande heterogeneidade na distribuição da água no sedimento, o que, com certeza, tem a ver com a própria heterogeneidade da textura deste último (Adam, 1993; Costa, 1991; Marschner, 1995), como é o caso da Sacor com zonas mais arenosas e outras mais argilosas.

De acordo com o esperado, verifica-se, de uma maneira geral, um ligeiro decréscimo nos meses de Verão, devido à maior evapotranspiração motivada pelas temperaturas mais elevadas.

3.2.3- pH

A carga eléctrica das partículas coloidais do solo varia com o pH, influenciando consideravelmente os fenómenos de adsorção e trocas iónicas que envolvem os catiões disponíveis para as plantas da solução do solo (Tan, 1996). Deste modo, o pH do solo afecta de maneira significativa o desenvolvimento e nutrição das plantas, não só a nível da disponibilidade dos macro como micronutrientes (Grattan & Grieve, 1994; Böer, 1996).

Muitas outras propriedades dos solos, assim como outros processos, são afectados pelo pH do solo, nomeadamente a formação de minerais argilosos e actividade microbiana (Costa, 1991; Tan, 1996).

O pH dos sedimentos dos diversos locais de amostragem variou, em média, entre 4,6 e 8,7 (tabela 3.1), no que está, em parte, de acordo com Rozema *et al.* (1985a), Van Diggelen (1991) e Marschner (1995) ao referirem que o pH na vasa do sapal é usualmente alto (entre 6,0 e 8,0) como resultado do elevado conteúdo em carbonatos (5-20%). A Sacor apresenta os sedimentos mais alcalinos (com valores médios entre 7,9 e 8,7) e a Varela os sedimentos mais ácidos, com valores médios entre 4,7 e 6,1. O pH mais baixo deste último local pode ser influenciado pela quantidade de matéria orgânica, o que está de acordo com Tamm (1991), ao referir que a maior acidez de alguns sapais pode estar relacionada com a maior quantidade de matéria orgânica produzida, como consequência da maior concentração de ácidos produzidos durante a sua decomposição.

3.2.4- POTENCIAL REDOX

O potencial redox (Eh) de um solo é uma medida da sua tendência para receber ou fornecer electrões e é controlado pelo tipo e proporções das substâncias oxidantes ou redutoras que ele contém.

Se um solo está deficiente em oxigénio, devido ao seu elevado teor em água, e o seu grau de difusão é inadequado para manter a respiração aeróbica, desenvolvem-se várias populações bacterianas que utilizam outros receptores de electrões para a oxidação respiratória. Como consequência, várias substâncias orgânicas e inorgânicas são convertidas a um estado reduzido o que se traduz no abaixamento do potencial de oxidação-redução (redox) do solo (Adam, 1993).

A disponibilidade dos nutrientes depende do potencial redox da solução do solo, pois muitas vezes a solubilidade de muitos elementos varia com a mudança do estado de oxidação-redução (Grattan & Grieve, 1994; Tan, 1994). Por outro lado, como o solo é extremamente heterogéneo e caracterizado por microsítios diferindo no tamanho do poro, conteúdo em água e actividade microbiana, os potenciais redox variam bastante dentro do mesmo local de amostragem (Adam, 1993; Marschner, 1995).

A exposição dos sedimentos reduzidos ao oxigénio permite a decomposição dos sulfuretos de metais para formas oxidadas de sulfatos, libertando iões associados e ácido sulfúrico para as águas intersticiais. Esta dissolução ocorre não só a partir dos sulfuretos de metais (Delaune & Smith, 1985) mas também dos ligandos orgânicos, que ocorrem naturalmente, e dos sítios de troca cationica nas argilas e materiais orgânicos. Iões metálicos livres podem, conseqüentemente, ser co-precipitados e adsorvidos aos óxidos e hidróxidos de Fe e Mn em zonas aeróbicas (Williams *et al.*, 1994).

O sedimento do sapal pode ser bastante heterogéneo quanto ao potencial redox e composição química. A oxidação das camadas da vasa depende fortemente da proporção de areia nesta última, sendo o sedimento mais oxidado e drenado quanto maior a quantidade de areia (Rozema *et al.*, 1985a).

Os resultados apresentados na tabela 3.1 permitem verificar que, conforme esperado, o potencial redox determinado no sedimento com baixo teor em água (Agosto) é sempre mais elevado do que o verificado no sedimento com elevada percentagem de água (Abril). Contudo, não se verificam diferenças significativas entre os resultados registados em Abril e Agosto assim como entre os vários locais de amostragem.

3.2.5- MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica é um constituinte importante do solo, mesmo quando em percentagens baixas, pois afecta as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Em termos físicos, a matéria orgânica aumenta a capacidade de retenção hídrica dos solos e promove o desenvolvimento de estruturas estáveis no solo aumentando a granulação. Além de representar uma fonte de nutrientes para as plantas, especialmente azoto e fósforo, funciona também como fonte de nutrição e energia para os microrganismos que são

essenciais para muitas das reacções bioquímicas nos solos, tais como a amonificação, nitrificação, fixação de azoto e ciclo de nutrientes (Tan, 1996).

A carga orgânica dos sedimentos é função da natureza dos afluentes dominantes, do tipo de vegetação do sapal e do grau de decomposição. A concentração do conteúdo orgânico nos solos do sapal pode, deste modo, variar bastante (Williams *et al.*, 1994).

A Torreira é o local com maior percentagem de matéria orgânica e de água no seu sedimento (tabela 3.1). Depois da Torreira, Varela e Varela-ria são os locais que apresentam teores mais elevados de matéria orgânica, verificando-se que o teor em água do sedimento desta última também é dos mais elevados. Sacor e Verdemilho são os locais que apresentam as percentagens mais baixas.

3.3- CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA

Tal como para as glicófitas, a temperatura influencia a germinação das halófitas e pode determinar o tipo de habitat que pode ser ocupado por uma espécie em particular. Por outro lado, parece existir uma interacção entre os efeitos da salinidade e temperatura (Adam, 1993).

A pluviosidade nos sapais pode contribuir de um modo significativo para a diminuição da salinidade da água intersticial dos sedimentos não só por diluição mas também pelo efeito de lixiviação.

Os dados da tabela 3.2 foram fornecidos pelo Instituto Português de Meteorologia e Geofísica, referentes à estação meteorológica instalada no *campus* da Universidade de Aveiro. Os valores de temperatura e precipitação apresentados para o 1º ano complementam os resultados obtidos, nesse mesmo ano, durante a amostragem de campo. O registo de dados climáticos em anos consecutivos (1º ano e 2º ano) servem de apoio à interpretação dos resultados obtidos durante o estudo de monitorização de campo (capítulo 5) realizado durante estes dois anos.

Mês	Temperatura (°C)		Precipitação (litro.m ⁻²)	
	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano
Jan.	12,0	10,6	10,6	4,3
Fev.	10,1	13,0	5,0	0,4
Mar.	13,5	16,8	3,2	0,0
Abr.	14,9	17,5	1,6	1,6
Mai.	15,4	17,6	3,3	4,8
Jun.	19,9	18,0	0,0	2,7
Jul.	20,4	20,7	0,3	0,5
Ago.	19,4	20,3	0,2	1,0
Set.	19,2	19,8	4,0	0,1
Out.	16,0	19,5	1,0	3,5
Nov.	13,0	15,1	1,7	11,8
Dez.	11,0	12,5	3,6	5,8

Tabela 3.2- Valores médios de temperatura e precipitação referentes à estação meteorológica situada no *campus* da Universidade de Aveiro (1º ano- 1996; 2º ano-1997)

De acordo com o esperado, os valores de precipitação foram mais baixos no Verão, o que conjugado com as temperaturas mais elevadas desta época do ano levaram ao desenvolvimento de salinidades mais altas nos sedimentos. Segundo Adam (1993), o clima exerce uma forte influência no sapal superior levando a uma grande variação na salinidade do sedimento. Com efeito, entre períodos de inundação pela maré, a chuva reduz a salinidade do solo. Em períodos sem precipitação, e de temperaturas características de dias quentes, a evapotranspiração aumenta a salinidade do solo com valores superiores à água de maré, podendo mesmo verificar-se a formação de uma crosta de sal na superfície do sedimento.

3.4- CARACTERIZAÇÃO DA FLORA

As características edáficas dos sapais costeiros apresentam, geralmente, um gradiente do sapal inferior para o sapal superior, consequência das diferenças na elevação do locais e frequência da inundação pela maré. A vegetação dos sapais pode formar zonas

distintas e previsíveis devido aos factores edáficos: a produtividade de muitas plantas de sapal é fortemente influenciada pela inundação, disponibilidade de nutrientes e salinidade (Chapman, 1974; Pennings & Callaway, 1992). Contudo, manipulações experimentais da vegetação de sapal no próprio campo têm mostrado que a competição entre espécies pode ser importante na determinação de padrões naturais de zonação (Ellison, 1987). Por outro lado, de acordo com Rozema *et al.* (1985a) as espécies de plantas estabelecem-se nos sapais de acordo com a sua relativa capacidade para tolerar submersão pela maré e resistência diferencial ao NaCl. A tolerância às inundações provocadas pela maré, em termos de salinidade, exposição, temperatura, variação do sedimento e da maré, é variável entre as espécies e produz uma clara zonação ou sequência sucessional das baixas para as altas elevações. Por exemplo, *Spartina* pode tolerar acima de três horas de submersão por maré enquanto géneros como *Puccinellia* e *Sueda* podem apenas sobreviver a períodos muito mais curtos de inundação (Rozema *et al.*, 1985a).

A tabela 3.3 representa o levantamento da vegetação vascular, ao nível da espécie e/ou subespécie. Em cada local de amostragem, registou-se a abundância relativa de cada *taxon*, havendo *taxa* pouco abundantes (+), abundantes (++) e muito abundantes (+++).

As Chenopodiaceae são as mais frequentes, nomeadamente *Halimione portulacoides* e *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis* encontram-se nos sete locais, por vezes com a formação de mantos bastante extensos. A diversidade específica varia entre 13 espécies na Barra e 8 na Torreira, o que poderá estar relacionado, em parte, com a salinidade do sedimento. Nos seus estudos em sapais, Darmody & Foss (1979) assim como Krüger & Peinemann (1996), verificaram que as variações na vegetação estão relacionadas com a salinidade e que o aumento do conteúdo em sal reduz a diversidade das espécies.

Na Vagueira, *Scirpus lacustris* subsp. *lacustris* é o *taxon* mais abundante, sendo característico de zonas alagadas de água doce, tal como *Phragmites australis*, o que está com certeza relacionado com as baixas salinidades aqui encontradas.

Verifica-se a ausência de *Salicornia ramosissima* na Sacor e na Vagueira, sendo estes os locais com salinidades mais baixas, o que sugere que esta espécie exige teores mais elevados de salinidade para o seu desenvolvimento.

Família	Espécie/subespécie	Sac	Bar	Vag	Ver	Tor	Vrr	Var
Chenopodiaceae	<i>Halimione portulacoides</i>	+++	+++	+	+++	++	++	+++
	<i>Atriplex hastata</i>			+				
	<i>Sarcocornia perennis</i> subsp. <i>perennis</i>	+++	+++	+	+++	+++	+++	+++
	<i>Salicornia ramosissima</i>		++		++	++	+	++
	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>	++						
Gramineae	<i>Elymus farctus</i> subsp. <i>boreali-atlanticus</i>	++						
	<i>Spartina maritima</i>	++	+			++		
	<i>Phragmites australis</i>			+				
	<i>Paspalum paspalodes</i>			++				
	<i>Puccinellia maritima</i>	+	+		++	++	+++	
	<i>Parapholis filiformis</i>							+++
	<i>Polypogon maritimus</i> subsp. <i>maritimus</i>							+
	<i>Gaudinia fragilis</i>							+
Compositae	<i>Sonchus maritimus</i> subsp. <i>maritimus</i>	+						
	<i>Leontodon taraxacoides</i> subsp. <i>taraxacoides</i>	+						
	<i>Inula crithmoides</i>		+		+			
	<i>Aster tripolium</i> subsp. <i>panonicus</i>		+	+	+		+	+
	<i>Cotula coronopifolia</i>			++	++			+
Juncaceae	<i>Juncus maritimus</i>		+++		+	+++	+	+
	<i>Juncus bufonius</i>							+
Cyperaceae	<i>Scirpus lacustris</i> subsp. <i>lacustris</i>			+++				
Juncaginaceae	<i>Triglochin striata</i>		+		+		+	
	<i>Triglochin maritima</i>		+	+	++	+	+	
	<i>Triglochin bulbosa</i> subsp. <i>barrelieri</i>							+
Plumbaginaceae	<i>Limonium vulgare</i>	+	++		+	+	+	
Caryophyllaceae	<i>Spergularia marina</i>		+	+	+			+

Tabela 3.3- Flora vascular e respectiva abundância relativa encontrada nos vários locais de amostragem (+- pouco abundante; ++- abundante; +++- muito abundante).

S. perennis subsp. *perennis* aparece em quantidade vestigial na Vagueira sendo *H. portulacoides* pouco abundante, o que sugere serem as salinidades deste locais pouco adequadas para um bom desenvolvimento e propagação vegetativa destas duas espécies. Contudo, o grande desenvolvimento destas espécies na Sacor, com salinidades semelhantes às da Vagueira, deve-se talvez ao facto destas plantas vivazes poderem desenvolver raízes

bastante profundas, devido à pouca resistência do sedimento arenoso, e deste modo estar em contacto com sedimentos com maior teor em água mas também mais salinos.

Sacor e Varela apresentam uma vegetação um pouco diferente, com apenas 4 espécies registadas em cada um destes locais, o que pode estar relacionado com a textura do sedimento da Sacor e a não influência directa da maré na Varela.

Capítulo 4
Variabilidade morfológica
em *S. ramosissima*, *S.*
perennis e *H.*
portulacoides

4.1- INTRODUÇÃO

A plasticidade fenotípica inclui todos os tipos de variação fenotípica induzida pelo meio ambiente.

Todos os sistemas termodinâmicos abertos são sensíveis à temperatura, pressão, pH e concentração dos elementos do substrato. Deste modo, organismos geneticamente idênticos, vivendo em diferentes condições, podem apresentar características fenotípicas diferentes.

Qualquer organismo sujeito a mudanças ambientais, às quais as reacções químicas são sensíveis, será, inevitavelmente, fenotipicamente plástico. Não há um controlo genético envolvido na adaptação desta componente da plasticidade. Qualquer adaptação na plasticidade é delineada e limitada pela química do organismo. A identificação de uma adaptação implica o registo de uma mudança no fenótipo, que ocorre em resposta a um sinal ambiental específico, tendo essa mudança uma nítida relação funcional com o sinal. A relação deve resultar numa melhoria do crescimento, sobrevivência ou reprodução (Stearns, 1989).

O meio ambiente desempenha duas funções no processo evolutivo: primeiro, estabelece a relação entre o fenótipo de um indivíduo e a função de adaptação; em seguida, verifica-se uma interacção do meio com o processo de desenvolvimento, influenciando a determinação do fenótipo. Esta interacção é designada de plasticidade fenotípica, representando o conjunto de mudanças de um dado fenótipo de um genótipo, sendo esta mudança função do ambiente. A relação entre fenótipo e meio ambiente é referida como “norma de reacção” para um determinado efeito específico (Scheiner, 1993). Tal como Bradshaw (1965) refere, a plasticidade de um carácter: (a) parece ser específica para esse carácter, (b) específica em relação a influências ambientais particulares, (c) específica na

direcção tomada, (d) sob controlo genético não está necessariamente ¹relacionada com a heterozigotia, e (e) está em condições de ser bastante alterada pela selecção.

Mecanismos relacionados com o desenvolvimento dos indivíduos originam grande parte da variação verificada entre as populações. O conhecimento dos mecanismos e padrões de desenvolvimento subjacentes à variação fenotípica é fundamental para a compreensão dos fenómenos evolutivos. A genética e a demografia não são suficientes para a explicação da evolução; devem ser combinadas com descrições da plasticidade fenotípica antes das causas da variação poderem ser entendidas (Stearns, 1989).

Apesar da importância da plasticidade fenotípica nos padrões de adaptação ser reconhecida desde os anos trinta, a maior parte das “normas de reacção” só foi formalmente incorporada nos modelos evolutivos a partir dos anos oitenta (Scheiner, 1993).

Segundo Arnqvist & Johansson (1998) a evolução da plasticidade fenotípica, tendo como base mudanças do fenótipo induzidas por mudanças ambientais, e o seu papel na adaptação da evolução morfológica, tem mostrado ser uma dos maiores desafios da ecologia evolutiva. Apesar de existirem algumas teorias, a escassez de estudos empíricos em populações naturais impede a total compreensão da sua relevância ecológica: é impossível deduzir apenas com base em estudos de laboratório, a importância da plasticidade no campo (Sheiner, 1993; Jong, 1995). O conceito de “normas de reacção ontogénicas” foi introduzido por Pgliucci & Schlichting (1995), demonstrando que a combinação do estudo da plasticidade com o da ontogenia poderá aprofundar o conhecimento sobre o fenómeno da plasticidade fenotípica.

Salicornia e *Sarcocornia*, pertencentes à tribo *Salicornieae* Dumort., são géneros taxonomicamente muito próximos, tendo em comum muitos caracteres morfológicos, tais como presença de artículos¹, caules carnudos e folhas opostas reduzidas a escamas. Alguns dos seus caracteres ecológicos, cariológicos e palinológicos também coincidem (Luque *et al.*, 1995). As diferentes espécies mostram adaptações similares ao “stress” ambiental mas muitas mostram plasticidade para sobreviver à variabilidade dos factores do meio. Com

¹ Artículo- resulta da fusão da base de um par de folhas escamiformes, o mesmo que segmento (figura 5.1).

efeito, a floração depende frequentemente de factores do meio. Cada espécie apresenta cerca de quatro a seis meses de período reprodutivo, geralmente durante o Verão e o Outono. Contudo, o período de floração de uma dada população pode ser relativamente curto, dependendo da ocorrência e duração das condições favoráveis à floração, nomeadamente a interrupção de longos períodos de encharcamento. Como resultado, as espécies são similares na aparência mas a morfologia dos indivíduos de cada espécie é bastante variável (O'Callaghan, 1992). Estas espécies hibridizam facilmente, o que talvez explique, pelo menos em parte, o facto de *Sarcocornia perennis* e *Salicornia ramosissima* serem bastante polimorfas, apresentando esta última um padrão de variação bastante acentuado quanto ao tamanho e ramificação das plantas assim como ao comprimento, espessura e número de segmentos das espigas férteis (Castroviejo, 1990).

Este conhecimento e algumas observações empíricas das espécies no campo, levaram-nos a este estudo com o objectivo de avaliar a variação fenotípica entre as populações da mesma espécie e deste modo reunir um conjunto de dados que justifiquem posteriores estudos a nível da variabilidade de genótipos dentro das espécies em estudo. Por outro lado, pretendeu-se avaliar a relevância dos atributos morfológicos na ecologia destas espécies.

4.2- MATERIAL E MÉTODOS

Após a colheita das amostras vegetais foi efectuado, em laboratório, o registo de alguns parâmetros morfológicos (altura das plantas, succulência de folhas e artículos, diâmetro e cor dos artículos) e estado fenológico das plantas referentes às 3 espécies em estudo, conforme referido no capítulo 2.3.2.

Para a representação gráfica da cor dos artículos foi escolhida a classe com maior percentagem de indivíduos ou, em caso de classes com percentagens iguais, optou-se pela relativa ao estado fenológico mais avançado. A succulência de folhas e artículos foi avaliada pela respectiva razão peso fresco/peso seco.

4.3- RESULTADOS E DISCUSSÃO

O diâmetro dos artículos de *Salicornia* varia com o estado fenológico em que se encontram as plantas (figura 4.1a). Com efeito, verificam-se diferenças significativas no diâmetro dos artículos entre os estados fenológicos (tabela 4.1), nomeadamente entre os estados vegetativo/floração, floração/frutificação e vegetativo/frutificação (tabela 4.2).

Os artículos mais carnudos foram observados no estado vegetativo e os menos carnudos no estado de frutificação. Estes resultados sugerem uma maior disponibilidade de nutrientes para a produção de biomassa durante o período de crescimento sendo, mais tarde, remobilizados para o processo de floração e frutificação. Com efeito, a remobilização dos nutrientes minerais é particularmente importante durante o período reprodutivo, quando as sementes, frutos e órgãos de armazenamento são formados. Neste período do crescimento, a actividade das raízes e a absorção de nutrientes geralmente decai, muitas vezes como resultado da diminuição do fornecimento de hidratos de carbono às raízes. Deste modo, o conteúdo mineral das porções vegetativas geralmente decresce bastante durante o período reprodutivo (Grattan & Grieve, 1994; Larcher, 1995; Marschner, 1995).

Não foram encontradas diferenças significativas no diâmetro dos artículos entre os locais de amostragem, o que leva a sugerir que este parâmetro morfométrico é um carácter morfológico da espécie, com determinação genética, variando com o estado de desenvolvimento das plantas mas pouco ou muito pouco condicionado por factores como sejam a salinidade, encharcamento ou disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, não se verifica uma correlação significativa entre o diâmetro dos artículos e os valores de peso fresco(pf)/peso seco (ps), sendo esta razão considerada como indicador da suculência, o que reforça a ideia de que os aspectos relacionados com o “stress” salino não condicionam significativamente o diâmetro dos artículos de *S. ramosissima*. A suculência, avaliada em $\text{g.H}_2\text{O. dm}^{-2}$, é uma adaptação morfológica geralmente observada nas espécies tolerantes ao sal, crescendo em substratos salinos, sendo considerada um importante tampão contra mudanças letais no potencial hídrico sob condições de moderado “stress” provocado por falta de água (Jacoby, 1994; Larcher, 1995; Marschner, 1995).

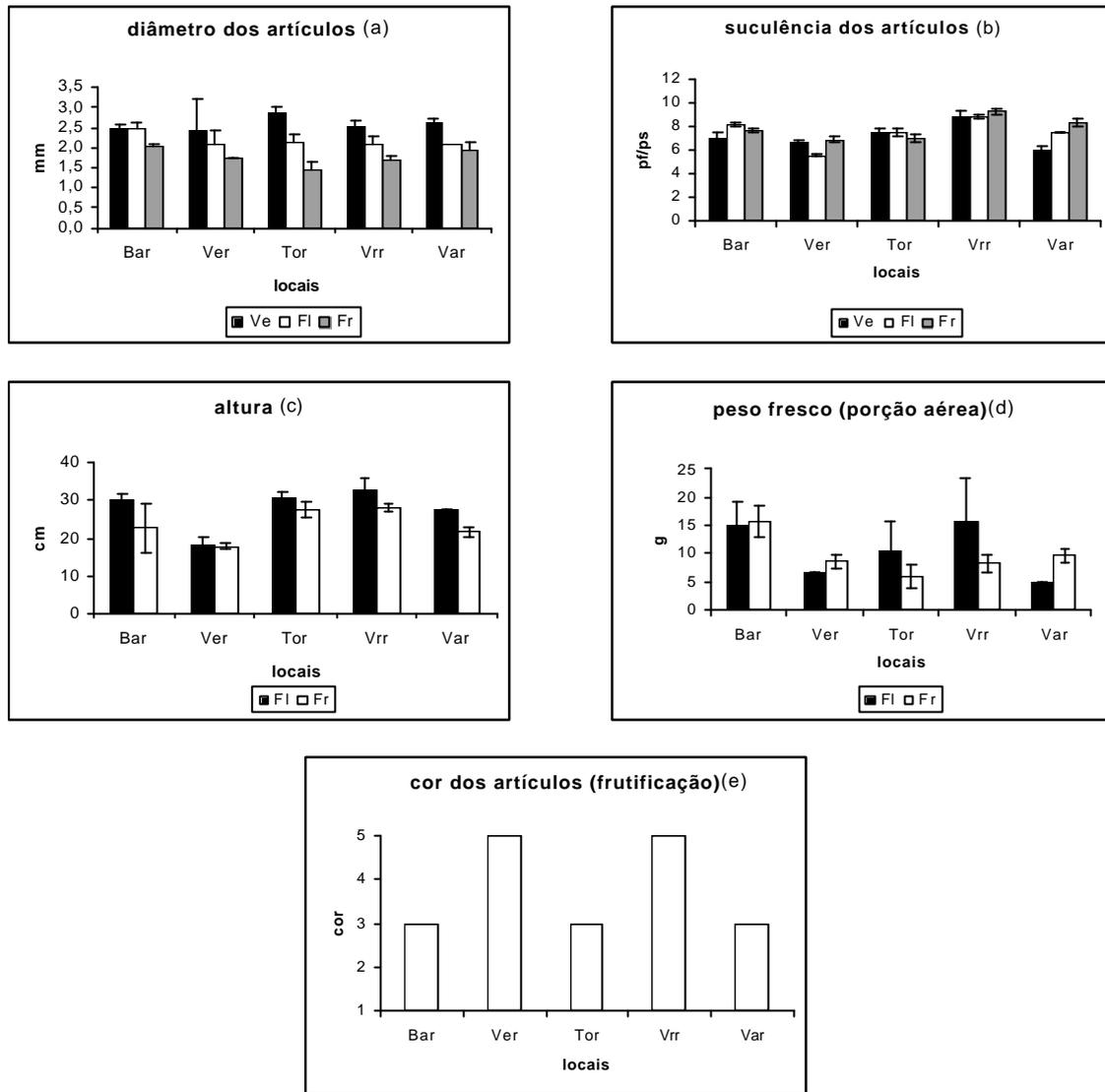


Figura 4.1- Variação de alguns parâmetros morfológicos de *Salicornia ramosissima*, em função da sua fenologia, nos vários locais de amostragem [Ve-vegetativo; Fl- floração; Fr- frutificação; gráficos (a-d)-valores médios \pm erro padrão; gráfico (e)-valores modais da cor (1-verde, 2-verde amarelado a verde alaranjado, 3-verde rosado a verde avermelhado, 4-vermelho acastanhado, 5-acastanhado).

Quanto ao estado fenológico, os valores de pf/ps não apresentam um padrão uniforme nos vários locais (figura 4.1b), o que sugere a sua dependência de factores edáficos, embora não tenha sido encontrada correlação significativa entre os valores de

pf/ps dos artigos, salinidade e percentagem de água do solo. As plantas provenientes de Varela-ria apresentam os artigos mais suculentos, independentemente da fenologia, o que é apoiado pela análise estatística dos dados: Varela-ria é significativamente diferente de todos os outros locais de amostragem (tabelas 4.1 e 4.2).

Factor	DF	Diâmetro dos artigos			Peso fresco/peso seco dos artigos		
		MS	F	P	MS	F	P
Local	4	0,122	0,670	n.s.	11,498	16,132	<0,001
Fenologia	2	4,389	24,089	<0,001	2,706	3,796	0,026
Local x Fenologia	8	0,187	1,027	n.s.	2,475	3,472	0,002
Erro	85	0,182			0,713		

Tabela 4.1 – Resultados da ANOVA bifactorial para as variáveis “diâmetro dos artigos” e “razão peso fresco/peso seco dos artigos” de *Salicornia ramosissima* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; n.s.- não significativo).

Variável	Factor	Comparação	q	P
Diâmetro dos artigos	Fenologia	Ve/Fr	9,816	<0,001
		Ve/Fl	3,836	0,022
		Fl/Fr	3,394	0,048
Peso fresco/peso seco dos artigos	Local	Vrr/Ver	10,464	<0,001
		Vrr/Var	6,397	<0,001
		Vrr/Tor	8,125	<0,001
		Vrr/Bar	6,637	<0,001

Tabela 4.2 – Resultados do Teste Tukey para as variáveis “diâmetro dos artigos” e “razão peso fresco/peso seco dos artigos” de *Salicornia ramosissima*.

Torreira e Varela-ria apresentam as plantas mais altas (figura 4.1c), o que está de acordo, no caso de Varela-ria, com o maior peso fresco da porção aérea (figura 4.1d) e maior suculência dos artículos (figura 4.1b). Por seu turno, Verdemilho é o local de amostragem que apresenta uma média de alturas mais baixa (figura 4.1c), estando, também, de acordo com os baixos valores de suculência dos artículos (figura 4.1b) e peso fresco da porção aérea (figura 4.1d).

Apesar de os vários locais apresentarem plantas mais altas no estado de floração (figura 4.1c), as diferenças entre a altura das plantas no estado de floração e o estado de frutificação não são significativas. Este resultado seria o esperado, pois a energia disponível é remobilizada para os processos de floração e frutificação e não para a produção de biomassa vegetativa (Larcher, 1995; Marschner, 1995). Por outro lado, a menor altura observada no estado de frutificação poderá ser motivada pela queda de alguns artículos do ápice do caule principal, o que por vezes torna difícil a colheita de plantas completas.

No estado de frutificação, a cor dos artículos de *S. ramosissima* varia, na maioria dos casos, entre o verde rosado e o verde avermelhado (Barra, Torreira e Varela) e o acastanhado (Verdemilho, Varela-ria) (figura 4.1). O resultado da análise não paramétrica revela não existirem diferenças significativas na cor dos artículos entre os vários locais de amostragem.

Ao contrário da espécie anterior, *S. perennis* não apresenta um padrão uniforme quanto ao diâmetro dos artículos, em função do estado fenológico (figura 4.2a), embora, na maioria dos locais, o estado vegetativo seja caracterizado por plantas com artículos menos carnudos, sendo o estado de frutificação aquele que apresenta as plantas mais carnudas. Contudo, a análise estatística dos dados permite notar diferenças significativas entre o estado vegetativo e os estados de floração e frutificação, mas não entre a floração e frutificação (tabela 4.4), o que sugere que o engrossamento dos artículos se dá fundamentalmente no estado vegetativo. Ao contrário de *Salicornia*, verificam-se diferenças significativas no diâmetro dos artículos entre os vários locais de amostragem (tabela 4.3). Sacor e Barra são os locais em que os indivíduos desta espécie apresentam os artículos de menor diâmetro (figura 4.2a).

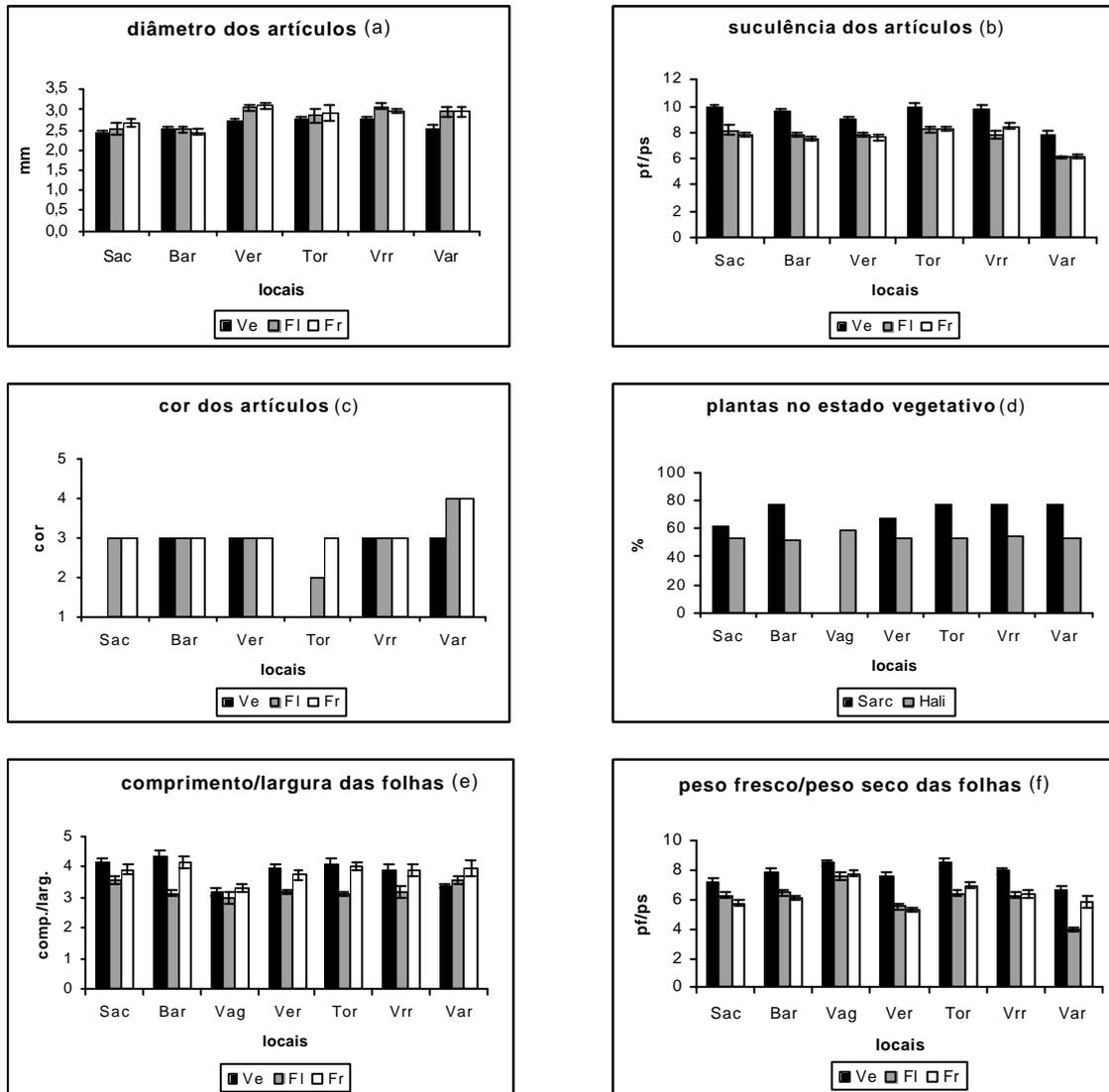


Figura 4.2- Variação de alguns parâmetros morfológicos de *Sarcocornia perennis* (gráficos a-c) e de *Halimione portulacoides* (gráficos e-f) em função da sua fenologia nos vários locais de amostragem [Sarc- *Sarcocornia*; Hali- *Halimione*; Ve- vegetativo; Fl- floração; Fr- frutificação; gráficos (a-b; e-f)- valores médios \pm erro padrão; gráfico (c)- valores modais da cor (1-verde, 2-verde amarelado a verde alaranjado, 3-verde rosado a verde avermelhado, 4-vermelho acastanhado, 5-acastanhado)].

Com efeito, a Barra é significativamente diferente da Varela, Torreira, Verdemilho e Varela-ria assim como Sacor é significativamente diferente da Torreira, Varela-ria e Verdemilho (tabela 4.4).

Existe uma correlação positiva ($r=0,331$; $P=0,003$; $n=78$) entre o diâmetro dos artículos e a salinidade do sedimento, o que sugere, ao contrário de *Salicornia*, uma menor contribuição genética e maior influência dos factores ambientais no diâmetro dos artículos desta espécie.

De acordo com Adams & Bate (1994), todas as espécies de *Sarcocornia*, ao crescerem em ambientes extremamente salinos, aumentam o seu conteúdo em água, contribuindo, deste modo, para a regulação osmótica. Estes autores referem-se a *S. perennis* como uma espécie adaptada a uma grande variedade de condições ambientais tais como a inundação pela água doce na estação das chuvas, além da inundação periódica pelas marés, propagando-se fundamentalmente por reprodução vegetativa, o que pode corresponder a uma adaptação aos períodos de inundação frequentes que dificultam a floração e frutificação. Com efeito, esta espécie nem sempre floresce, verificando-se que a percentagem de amostras colhidas no estado vegetativo ultrapassa sempre os 60 % (figura 4.2d) enquanto em *Halimione*, também vivaz, a percentagem é sempre inferior a 60%.

Factor	DF	Diâmetro dos artículos		
		MS	F	P
Local	5	1,352	8,545	<0,001
Fenologia	2	1,827	11,539	<0,001
Local x Fenologia	10	0,185	1,169	n.s.
Erro	370	0,158		

Tabela 4.3 – Resultados da ANOVA bifactorial para a variável “diâmetro dos artículos” de *Sarcocornia perennis* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; n.s.- não significativo).

Variável	Factor	Comparação	q	P
Diâmetro dos artigos	Fenologia	Fr/Ve	6,060	<0,001
		Fr/Fl	0,650	n.s.
		Fr/Ve	3,905	0,016
	Local	Ver/Bar	6,907	<0,001
		Ver/Sac	6,534	<0,001
		Vrr/Bar	5,973	<0,001
		Vrr/Sac	5,574	0,001
		Tor/Bar	5,262	0,003
		Tor/Sac	4,831	0,008
		Var/Bar	4,322	0,027

Tabela 4.4 – Resultados do Teste Tukey para a variável “diâmetro dos artigos” de *Sarcocornia perennis* (n.s.- não significativo).

Variável	Factor	Comparação	Q	P
Cor dos artigos na frutificação	Local	Var/Tor	4,878	<0,05
		Var/Vrr	3,571	<0,05
		Var/Bar	3,571	<0,05
		Var/Sac	4,123	<0,05
		Var/Ver	3,266	<0,05

Tabela 4.5 – Resultados do Método de Dunn para a variável “cor dos artigos na frutificação” de *Sarcocornia perennis*.

Por outro lado, comparando os valores de pf/ps dos artículos de *Salicornia* e *Sarcocornia* (figuras 4.1b e 4.2b) verifica-se que, de um modo geral, *Sarcocornia* é mais succulenta, o que sugere uma maior tolerância salina desta última. Contudo, apesar das elevadas salinidades da Varela, verificam-se os valores mais baixos de pf/ps nos artículos de *Sarcocornia*, fundamentalmente na floração e frutificação, o que pode ser explicado pelo baixo potencial hídrico nos meses de Verão devido a este local não ser influenciado pela maré.

A cor dos artículos de *Sarcocornia* na frutificação apresenta-se, com frequência, entre o verde rosado e o verde avermelhado (figura 4.2c) excepto para a estação da Varela em que os artículos são de um vermelho acastanhado (púrpura), o que está de acordo com a análise estatística em que a Varela é significativamente diferente de todos os outros locais (tabela 4.5). Esta cor intensa poderá estar relacionada com maior produção de glicinbetaína como resposta às elevadas salinidades (Storey *et al.*, 1977; Guy *et al.*, 1984), conjugadas com o baixo potencial hídrico dos meses de Verão, o que confirma a elevada tolerância salina desta espécie. Apesar da Torreira apresentar salinidades mais elevadas, o seu potencial hídrico não é tão baixo como o da Varela, o que poderá explicar o vermelho menos intenso dos artículos de *Sarcocornia* na Torreira.

A razão comprimento/largura das folhas poderá ser uma medida do grau de desenvolvimento das folhas de *Halimione portulacoides*, apresentando, em princípio, as folhas adultas, com mais biomassa, valores mais elevados. A análise da figura 4.2e permite verificar que, excepto na Varela, as folhas apresentam valores mais baixos no período de floração, havendo diferenças significativas na razão comprimento largura das folhas entre o estado de floração e os outros estados fenológicos (tabela 4.7). Estes resultados poderão ser explicados pela maior expansão das folhas em largura do que em comprimento até ao período de floração. Provavelmente, devido a um aumento na concentração de sal durante a estação de crescimento, as folhas basais tornam-se amarelas e caem (Stienstra, 1977), começando a surgir novas folhas, o que faz aumentar a razão comprimento/largura no período de frutificação. Na Varela, os valores desta razão são mais elevados no período de floração do que no período vegetativo, talvez porque as elevadas salinidades conjugadas

com potenciais hídricos relativamente baixos não permitem uma eficiente expansão foliar em largura.

A Vagueira apresenta os valores mais baixos desta razão, o que sugere uma eficiente expansão da folha, sendo significativamente diferente de todas os outros locais (tabela 4.7). Esta expansão foliar pode ser, em parte, motivada pelo maior teor em nitrato encontrado nas plantas deste local (figura 6.6).

De um modo geral, as folhas de *Halimione* apresentam valores de pf/ps mais elevados no estado vegetativo (figura 4.2f), sendo por isso mais suculentas neste estado fenológico, com valores muito próximos entre os estados de floração e frutificação. Com efeito, no estado vegetativo a suculência das folhas é significativamente diferente da verificada nos estados de floração e frutificação não havendo diferenças significativas entre floração e frutificação (tabela 4.7). Esta diminuição da suculência poderá ser explicada pelo facto do aumento do conteúdo em sódio e cloro, com o envelhecimento das folhas, não ser completamente equilibrado com a absorção de água (Stienstra, 1977) mas sim com a acumulação de sais nos tricomas vesiculares.

Comparando a suculência de *H. portulacoides* com a das outras espécies em estudo, verifica-se ser muito semelhante à de *S. ramosissima* o que sugere uma tolerância ao sal idêntica à desta última espécie e inferior à de *S. perennis*.

Factor	DF	Comprimento/largura da folha			Peso fresco/peso seco da folha		
		MS	F	P	MS	F	P
Local	6	2,927	5,445	<0,001	1,348	28,704	<0,001
Fenologia	2	14,715	27,367	<0,001	4,966	105,757	<0,001
Local x Fenologia	12	1,493	2,777	0,001	0,194	4,137	<0,001
Erro	433	0,538			0,0470		

Tabela 4.6 – Resultados da ANOVA bifactorial para as variáveis “comprimento/largura da folha” e “peso fresco/peso seco da folha” de *Halimione portulacoides* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados).

Variável	Factor	Comparação	q	P
Peso fresco/peso seco da folha	Fenologia	Ve/Fl	17,995	<0,001
		Ve/Fr	14,691	<0,001
		Fr/Fl	2,158	n.s.
Comprimento/largura da folha	Fenologia	Ve/Fl	10,172	<0,001
		Ve/Fr	0,564	n.s.
		Fr/Fl	7,877	<0,001
	Local	Sac/Vag	7,017	<0,001
		Bar/Vag	6,723	<0,001
		Tor/Vag	5,925	<0,001
		Vrr/Vag	5,040	0,007
		Var/Vag	4,590	0,020
		Ver/Vag	4,635	0,018

Tabela 4.7 – Resultados do Teste Tukey para as variáveis “peso fresco/peso seco da folha” e “comprimento/largura da folha” de *Halimione portulacoides* (n.s.- não significativo).

O conjunto dos resultados obtidos sugere uma maior variabilidade nas populações de *Sarcocornia* e *Halimione*, talvez reflexo da sua maior tolerância salina. O’ Callaghan (1992) refere que a capacidade do género *Sarcocornia* para formar híbridos deve ser vista como resultado da variedade de habitats nos quais as espécies são encontradas. Para sobreviver a esta variabilidade as espécies devem manter um elevado grau de plasticidade genética. As espécies que supostamente formam mais híbridos são as de maior distribuição geográfica, assim como as de maior variabilidade morfológica.

Capítulo 5
Dinâmica de populações e
tolerância salina de
Salicornia ramosissima

5.1- INTRODUÇÃO

O regime de marés contribui de modo marcante para a heterogeneidade ambiental dos sapais, pois influencia uma série de factores tais como a salinidade, potencial redox, concentração de nutrientes, com papel importantíssimo na biologia das populações vegetais.

Alguns factores de “stress” para as plantas, nomeadamente a salinidade, podem levar a que as espécies criem mecanismos de resistência, adaptando-se assim ao meio onde vivem durante o seu processo evolutivo. Estes mecanismos de resistência salina podem-se basear na própria tolerância ao sal, aumentando a resistência ao sal por parte das células, inclusivamente o aumento da succulência de caules e folhas e redução destas últimas (Breckle, 1990).

Duma maneira geral, as halófitas parecem responder positivamente a adições de NaCl (Ungar, 1991), tendo sido efectuados diversos estudos sobre os mecanismos de tolerância salina em *Salicornia europaea* (Keiffer *et al.*, 1994; Momonoki & Kamimura, 1994; Momonoki *et al.*, 1994; 1996).

Plantas de *Salicornia europaea* permanecem vivas em meios com 1020 mM de NaCl. No entanto, a salinidade óptima para o crescimento da maioria das halófitas em cultura varia entre os 20 a 500 mM, estando este valor dependente da idade da planta, das condições ambientais nem sempre rigorosamente controladas, nomeadamente a humidade e a intensidade luminosa (Flowers *et al.*, 1977; Ungar, 1991).

Por outro lado, a variação dos factores ambientais está correlacionada com os padrões de diferenciação genética em populações de plantas (Adam, 1993) que se reflecte numa plasticidade fenotípica. Com efeito, Davy & Smith (1985), referem uma substancial diferenciação genética entre as populações do sapal superior e inferior de *Salicornia europaea* agg., evidenciada no seu crescimento, fenologia e padrões de densidade e mortalidade. O ajuste relativo de cada população nos dois tipos de habitat é indicativo de que a diferenciação genética tem um elevado valor adaptativo.

Salicornia ramosissima (figura 5.1) é uma halófita anual amplamente distribuída no sapal da Ria de Aveiro. As populações estudadas ocupam preferencialmente pequenas zonas não povoadas por outras halófitas, nomeadamente *Halimione portulacoides* e *Sarcocornia perennis* subsp. *perennis*.

É uma espécie que apresenta considerável plasticidade fenotípica, provavelmente resultado da cleistogamia frequente. O seu ciclo de vida é bem definido, sem um banco de sementes persistente, com gerações discretas (Jefferies *et al.*, 1981; Ball & Akeroyd, 1996), o que permite um estudo mais rigoroso da dinâmica e ecofisiologia das suas populações (Beefing, 1985; Adam, 1993). Perante estes factos, esta espécie foi seleccionada como objecto de um estudo de monitorização com o intuito de aprofundar alguns aspectos da sua dinâmica populacional e tolerância salina. Deste modo, pretendeu-se avaliar diferenças morfológicas e no padrão de distribuição de duas populações desta espécie, sujeitas a diferentes condições ambientais, nomeadamente vários graus de salinidade, contribuindo deste modo para o conhecimento mais aprofundado da biologia populacional desta espécie, bem como para uma possível estratégia de gestão e conservação do sapal da Ria de Aveiro, nomeadamente a reabilitação de algumas zonas degradadas.

5.2- MATERIAL E MÉTODOS

Foi efectuado um estudo de monitorização de *Salicornia ramosissima*, realizado no campo e complementado com resultados obtidos em estufa, conforme referido no capítulo 2.4 (2.4.1 e 2.4.2).

O número de parcelas monitorizadas em cada ano (monitorização no campo), foi seleccionado com base nas zonas povoadas por *Salicornia* em cada local de amostragem.

Os dados morfológicos obtidos, directamente relacionados com o crescimento, são apresentados como incremento (taxas de crescimento) e não como valores absolutos.

O registo da cor dos artículos foi efectuado tendo em conta classes de cor previamente estabelecidas, conforme referido no capítulo 2.3.2. Na sua representação gráfica foi escolhida a classe com maior percentagem de indivíduos ou, em caso de classes com percentagens iguais, optou-se pela relativa ao estado fenológico mais avançado.

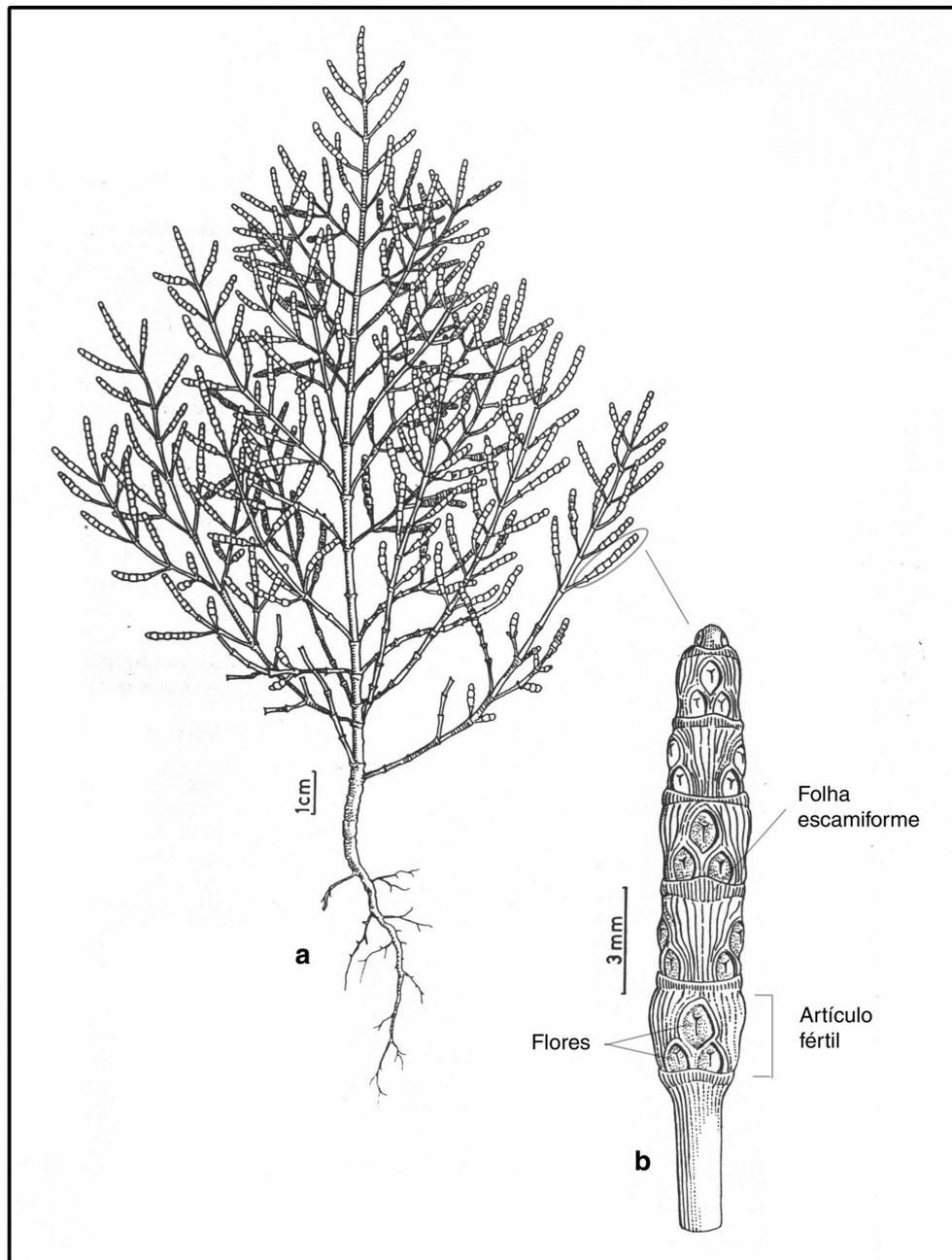


Figura 5.1- *Salicornia ramosissima*: a) hábito; b) inflorescência (adaptado de Castroviejo, 1990).

5.3- RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise dos resultados referentes à densidade de *Salicornia* (figura 5.2) sugere uma certa heterogeneidade na distribuição das plantas.

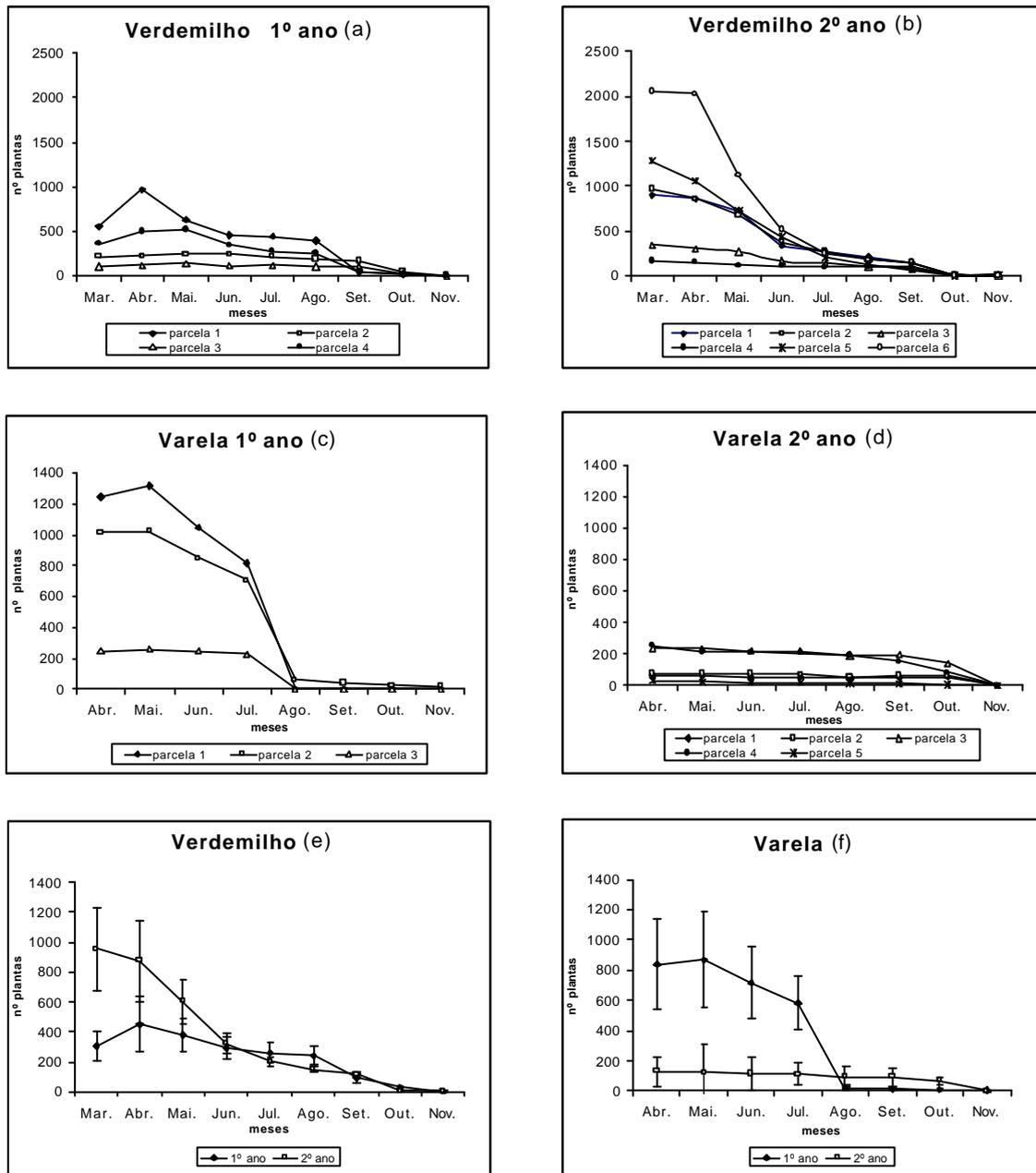


Figura 5.2- Densidade populacional (nº de plantas/50 cm²) de *Salicornia ramosissima*, em Varela e Verdemilho, durante dois ciclos anuais: 1996/1997 (e, f- densidade populacional média \pm erro padrão).

Jefferies *et al.* (1981) referem que a densidade das populações de *Salicornia* no campo varia não só no espaço mas também no tempo, sendo esta densidade regulada por

uma combinação de factores dependentes e independentes da densidade. Embora a polinização pelo vento possa ocorrer, as plantas de *Salicornia* obtêm grande parte das sementes por autofertilização (Jefferies, 1977). Para isto, contribui o facto das anteras nem sempre serem exsertas (Jefferies *et al.*, 1981) e por isso a autopolinização ocorre em flores fechadas limitando a oportunidade de fluxo de genes entre indivíduos (Watkinson & Davy, 1985). Por outro lado, Ball & Brown (1970) referem que, em muitos casos, as sementes permanecem na planta germinando *in situ* além de que o indumento da semente é constituído por pêlos, frequentemente gancheados, o que permite a sua fixação ao sedimento. Estes factos vêm explicar a existência de zonas bastante povoadas, contrastando com zonas não povoadas, dentro do mesmo local de amostragem.

Nas parcelas com maior densidade populacional (Verdemilho 2º ano e Varela 1º ano) verificou-se uma diminuição brusca no número de plantas a partir do mês de Abril/Maio, estando esta mortalidade certamente dependente da elevada densidade populacional (Jefferies, 1977). Com efeito, nas parcelas com menor densidade populacional (Verdemilho 1º ano e Varela 2º ano) não se verifica um decréscimo tão acentuado no número de plantas por unidade de área. Por outro lado, verificam-se valores mais baixos de densidade populacional média nos meses de Agosto e seguintes, nos anos com densidade populacional média mais elevada nos primeiros meses (figuras 5.2e e 5.2f). Os valores máximos de densidade, verificados nos locais em estudo, são da mesma ordem de grandeza dos valores referidos por Momonoki & Kamimura (1994) para *Salicornia europaea*, espécie taxonomicamente muito próxima de *Salicornia ramosissima* (Ball & Akeroyd, 1996).

A mortalidade verificada está, com certeza, relacionada com a seca, hipersalinidade, acção mecânica das marés e cobertura dos espécimes pelo emaranhado de algas, o que está de acordo com Jefferies *et al.* (1981). Por outro lado, a mortalidade foi mais elevada do que os resultados permitem concluir pois o surgimento de novas plantas permitiu repor algumas perdas. No entanto, as gerações mais tardias deverão apresentar uma taxa de mortalidade mais acentuada do que as primeiras gerações, devido à forte competição pelos nutrientes, exercida pelas plantas mais desenvolvidas. Por outro lado, as sementes de germinação mais tardia poderão originar plantas com uma menor percentagem

de viabilidade (Adam, 1993; Larcher, 1995), o que está de acordo com os valores de mortalidade mais elevados encontrados nas segundas gerações do ensaio realizado em estufa, em condições controladas (figura 5.7).

Os dados sugerem uma alternância entre baixas densidades e altas densidades populacionais dentro do mesmo local de amostragem (figuras 5.2e e 5.2f), o que poderá ser explicado pela elevada mortalidade nas gerações com maior número de plantas por unidade de área, associado ao facto das plantas, crescendo em zonas densamente povoadas, apresentarem menor número de ramos (Jefferies *et al.* 1981), originando um banco de sementes mais reduzido. Deste modo, as gerações com densidades populacionais mais baixas serão constituídas por plantas com mais ramos e a mortalidade não será tão acentuada, o que originará um maior número de sementes por unidade de área. As figuras 5.3e e 5.3f sugerem algumas considerações que vêm de encontro a esta ideia: verifica-se uma alternância entre as duas gerações (1º e 2º ano) no número de pares de ramos, ao contrário dos outros parâmetros, sendo o número de pares de ramos menor quando a densidade populacional é mais elevada. No entanto, a ANOVA apenas revela diferenças significativas na densidade populacional entre o 1º e 2º ano da Varela, embora ambos os locais apresentem diferenças significativas entre os meses (tabela 5.1).

Factor	Densidade populacional- Varela				Densidade populacional- Verdemilho			
	DF	MS	F	P	DF	MS	F	P
Ano	1	519,290	18,721	<0,001	1	0,0305	0,145	n.s.
Mês	7	429,010	15,466	<0,001	8	8,273	39,350	<0,001
Ano x Mês	7	237,712	8,570	<0,001	8	0,408	1,941	0,067
Erro	48	27,738			72	0,210		

Tabela 5.1- Resultados da ANOVA bifactorial para as variáveis “densidade populacional- Varela” e “densidade populacional- Verdemilho” de *Salicornia ramosissima* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; n.s.- não significativo).

O atraso, de cerca de um mês, na monitorização de *Salicornia* na Varela deve-se, provavelmente, não só ao atraso na germinação das sementes mas também ao atraso no

desenvolvimento das plântulas, por este local não ser influenciado pelo regime de marés e por isso apresentar valores de salinidade mais elevados nestes sedimentos (tabela 3.1). De acordo com Jefferies & Gottlieb (1982), o atraso no crescimento das plantas do sapal superior pode ser interpretado como uma resposta genética da população aos efeitos adversos da hipersalinidade e baixo potencial hídrico. Por outro lado, o baixo potencial hídrico associado a elevadas salinidades poderá ser um factor retardador na germinação das sementes de *Salicornia*. É sabido que a maioria das halófitas germina melhor sob condições não salinas (Chapman, 1974; Ungar, 1991).

A altura, número de nós e pares de ramos de *Salicornia* (figura 5.3) apresentam uma variação sazonal, com valores crescentes desde Maio/Junho até Setembro/Outubro ou podendo apresentar aumentos pouco acentuados ou mesmo valores constantes a partir de Julho, fundamentalmente no 1º ano, o que está de acordo com os resultados obtidos por Momonoki & Kamimura (1994) para *Salicornia europaea*. As taxas de crescimento médio das plantas dependem significativamente dos locais de amostragem tanto no 1º ano como no 2º ano porém, apenas dependem significativamente dos meses para o 1º ano (tabela 5.2). Por outro lado, não foi encontrada correlação significativa entre as taxas de crescimento das plantas do 1º ano e valores de salinidade do sedimento, para os dois locais de amostragem.

O desenvolvimento menos acentuado verificado no 1º ano poderá estar relacionado com factores climáticos, nomeadamente a temperatura e pluviosidade, que influenciam a salinidade do sedimento. A fenologia apresentada por *Salicornia* no 1º ano sustenta esta hipótese. Com efeito, entre Julho e Agosto, há uma mudança brusca, mais acentuada na Varela, no estado fenológico, transitando as plantas do estado vegetativo ou de floração para o estado de senescência. Deste modo, os valores geralmente mais elevados para o 2º ano, da altura e número de nós, com certeza que estarão relacionados com os factores climáticos em questão.

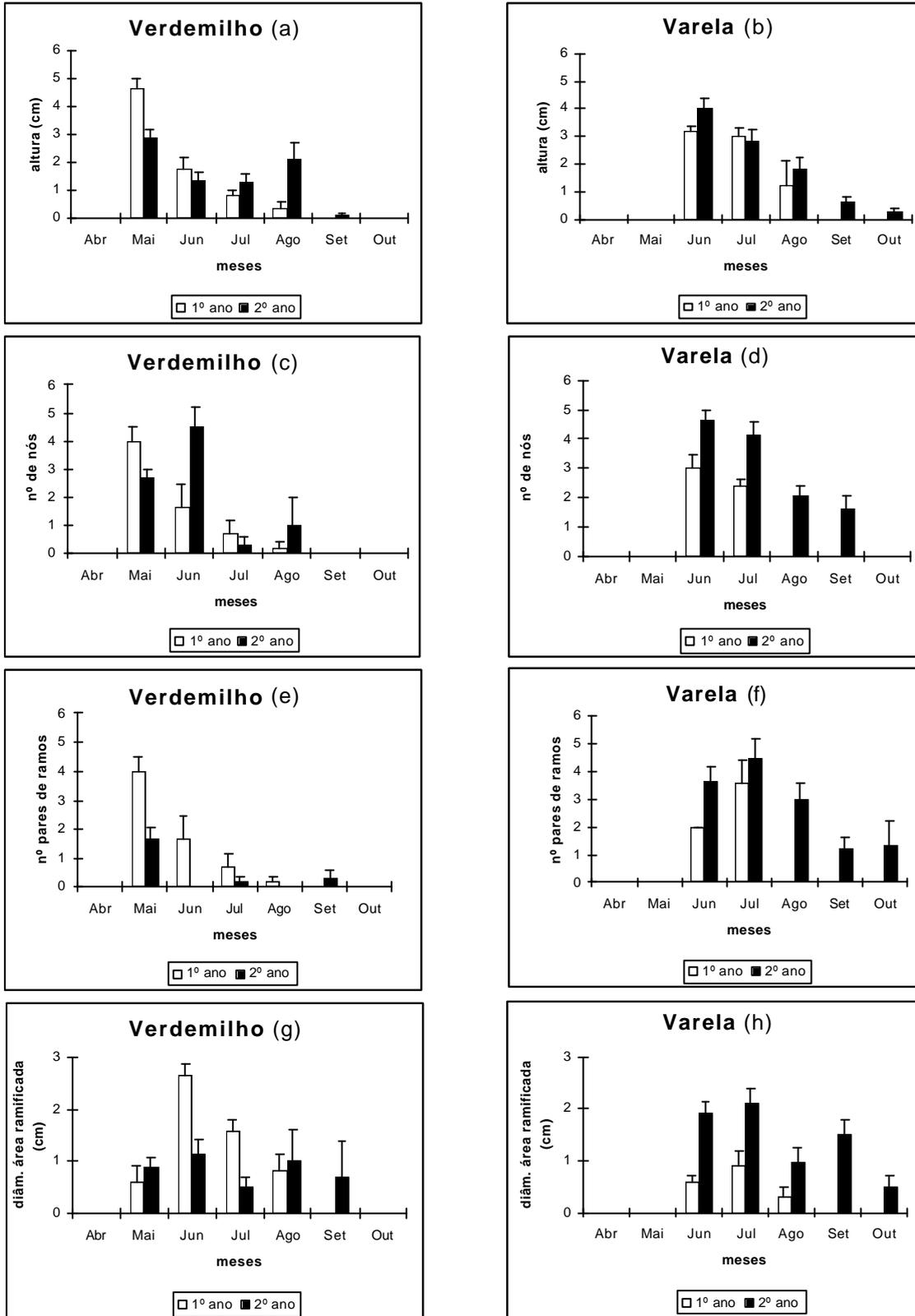


Figura 5.3- Incremento médio (\pm erro padrão) de alguns parâmetros de crescimento (altura, número de nós do caule principal, número de pares de ramos do caule principal e diâmetro da área ramificada) relativos a dois ciclos anuais (1996/1997) em duas populações (Verdemilho e Varela) de *Salicornia ramosissima*.

De facto, apesar das temperaturas mensais serem muito semelhantes no 1º e 2º ano, os valores de precipitação nos meses de Maio a Agosto são mais elevados no 2º ano, conjugado com as temperaturas elevadas que se fizeram sentir (tabela 3.2), contribuiriam provavelmente para um maior crescimento destas plantas.

Factor	DF	Taxa de crescimento- 1º ano			Taxa de crescimento- 2º ano		
		MS	F	P	MS	F	P
Local	1	0,0111	28,600	<0,001	0,00581	28,835	<0,001
Mês	2	0,00315	8,124	0,002	0,000873	4,331	n.s.
Local x Mês	2	0,00111	2,857	n.s.	0,000258	1,278	n.s.
Erro	24	0,000388			0,000202		

Tabela 5.2- Resultados da ANOVA bifactorial para as variáveis “taxa de crescimento- 1º ano” e “taxa de crescimento- 2º ano” de *Salicornia ramosissima* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; n.s.- não significativo).

A cor avermelhada desenvolvida por *Salicornia ramosissima*, no final da época de crescimento, poderá estar relacionada com quantidades mais elevadas de glicinbetaína produzidas pelas plantas de *Salicornia*. Com efeito, a produção de solutos osmóticos, nomeadamente glicinbetaína, como resposta ao “stress” salino é comum nas halófitas (Flowers *et al.*, 1977), além de que Momonoki & Kamimura (1994) referem a existência de glicinbetaína nas porções aéreas e raízes de *Salicornia europaea* no final da época de crescimento. A observação dos gráficos da figura 5.4 permite verificar que as plantas mais avermelhadas surgem entre Julho e Setembro, meses em que os valores de salinidade são mais elevados. Porém, a cor avermelhada mais intensa (vermelho púrpura) surge apenas na Varela, o que está em conformidade com as salinidades mais elevadas verificadas neste local (tabela 3.1).

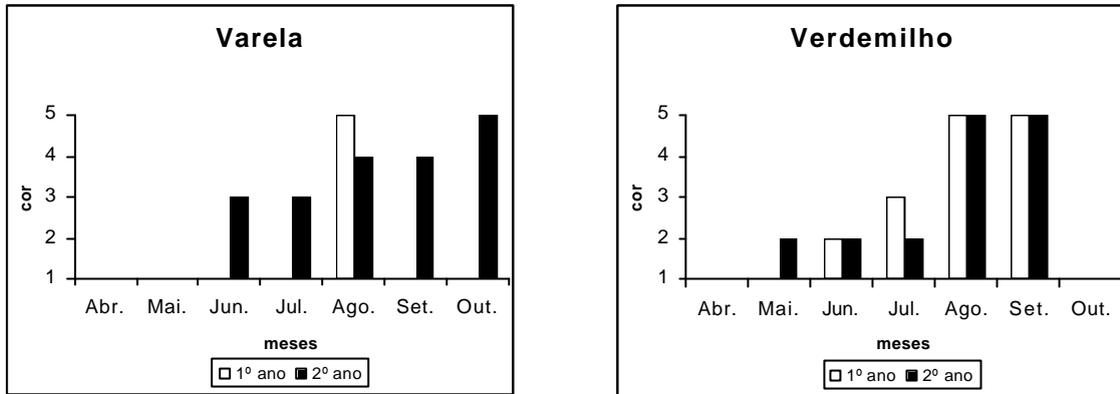


Figura 5.4- Cor dos artigos (valores modais) de *Salicornia ramosissima* relativos a dois ciclos anuais (1996/1997) em duas populações de Verdemilho e Varela (1- verde, 2- verde amarelado a verde alaranjado, 3- verde rosado a verde avermelhado, 4- vermelho acastanhado (púrpura), 5- acastanhado).

A análise da figura 5.5 permite verificar que, de uma maneira geral, houve um contínuo incremento no crescimento médio das plantas de *Salicornia* cultivadas em estufa, ao longo das 10 semanas.

As taxas de crescimento são significativamente dependentes do local de amostragem, da geração e da salinidade, além de cada um destes factores depender significativamente dos outros dois. Por outro lado, as diferenças nas taxas de crescimento entre as gerações dependem significativamente do local de amostragem (tabela 5.3).

As diferenças nas taxas de crescimento entre as gerações não dependem significativamente da salinidade assim como entre os locais de amostragem as taxas de crescimento não dependem significativamente da salinidade (tabela 5.3).

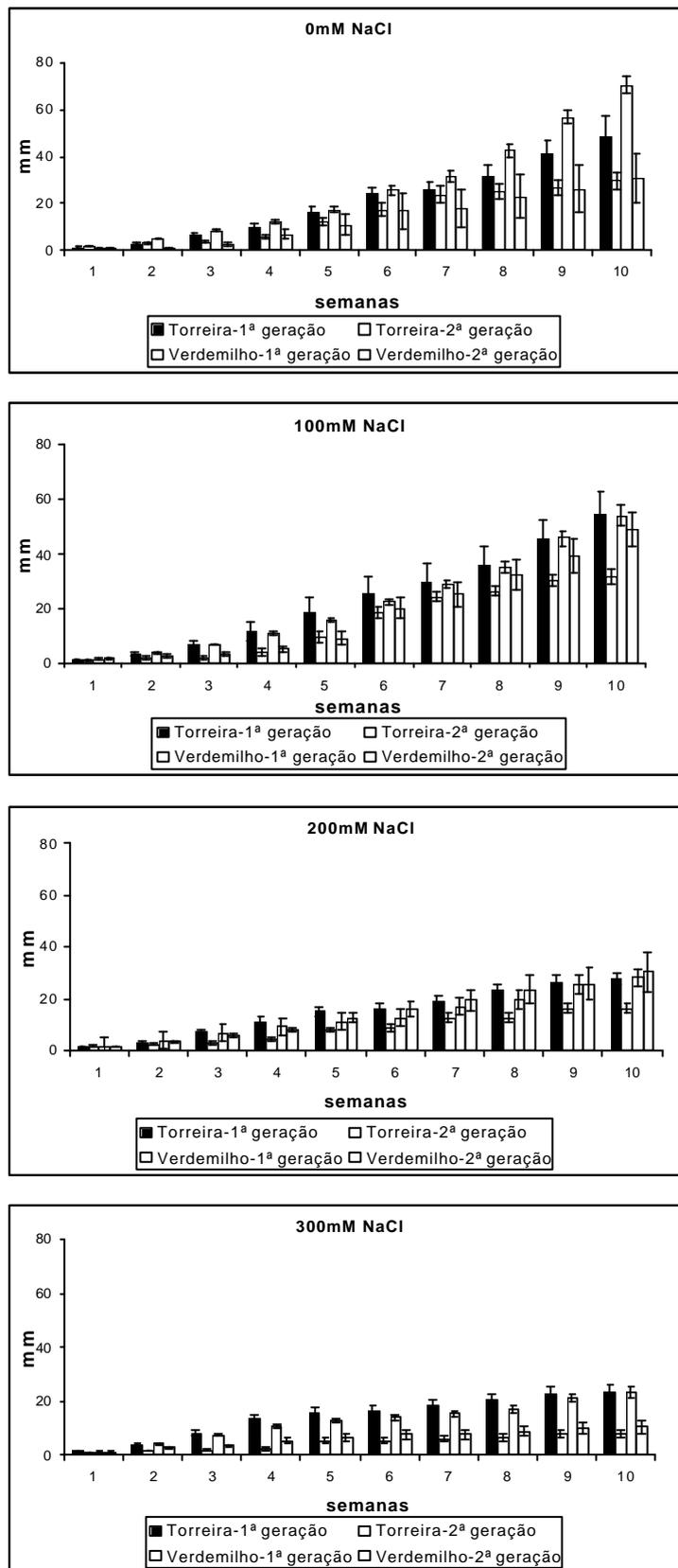


Figura 5.5- Taxa semanal de crescimento médio (\pm erro padrão) das plantas de *Salicornia ramosissima* sujeitas a diferentes salinidades.

Factor	DF	Taxa de crescimento		
		MS	F	P
Geração	1	0,0126	23,096	<0,001
Local	1	0,00282	5,169	0,024
Salinidade	3	0,00944	17,287	<0,001
Geração x Local	1	0,00223	4,083	0,045
Geração x Salinidade	3	0,000943	1,725	n.s.
Local x Salinidade	3	0,000560	1,025	n.s.
Geração x Local x Salinidade	3	0,00240	4,394	0,005
Erro	144	0,000546		

Tabela 5.3 – Resultados da ANOVA trifactorial para a variável “taxa de crescimento” de *Salicornia ramosissima* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; n.s.- não significativo).

O incremento médio da altura dos indivíduos, atingido ao fim das 10 semanas (figura 5.6), permite sugerir que as populações estudadas desenvolvem-se melhor nas concentrações mais baixas de NaCl. Com efeito, o crescimento médio mais elevado verifica-se em 100 mM de NaCl, embora o valor mais elevado corresponda à 1ª geração de Verdemilho no tratamento sem NaCl, e o valor médio mais baixo em 300 mM de NaCl. Estes dados são apoiados pela correlação negativa (tabela 5.4) entre os valores de salinidade e as taxas de crescimento das plantas da Torreira (1º e 2º gerações) e de Verdemilho (1º geração), o que revela que o desenvolvimento das plantas é, de uma maneira geral, maior nas salinidades mais baixas, contrariando observações realizadas em halófitas obrigatórias (Ungar, 1991; Keiffer *et al.*, 1994).

De um modo geral, o peso fresco e peso seco da porção aérea (figura 5.6) diminui com o aumento da concentração de NaCl, estando estes resultados em conformidade com os dados obtidos para a altura das plantas.

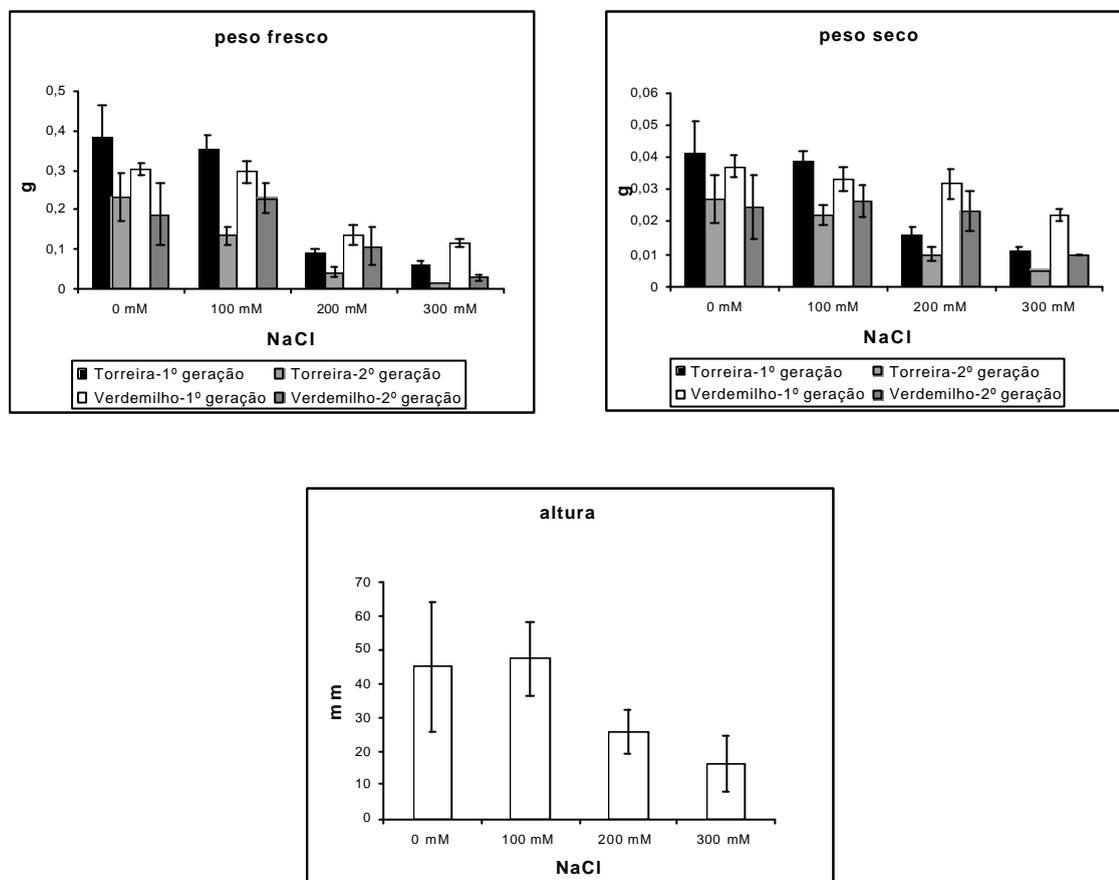


Figura 5.6- Incremento médio (\pm erro padrão) do peso fresco, peso seco e da altura da porção aérea de *Salicornia ramosissima* ao fim de dez semanas.

As gerações que geralmente apresentam espécimes com valores mais elevados de peso fresco e peso seco são as primeiras gerações dos dois locais de colheita, o que talvez se deva ao facto destas populações apresentarem sementes mais vigorosas (Ungar, 1991), o que está de acordo com a sua menor percentagem de mortalidade (figura 5.7). Com efeito, as segundas gerações apresentam, de um modo geral, uma maior taxa de mortalidade, embora não se notando um comportamento uniforme para os vários tratamentos.

Taxa de crescimento/salinidade	r	P	n
Torreira-1ª geração	-0,404	0,00975	40
Torreira-2ª geração	-0,561	0,000165	40
Verdemilho-1ª geração	-0,588	0,0000652	40
Verdemilho-2ª geração	-0,212	n.s.	40

Tabela 5.4- Coeficientes de correlação (r) entre as taxas de crescimento semanal e as diferentes salinidades a que foi submetida *Salicornia ramosissima* (n.s.- não significativo).

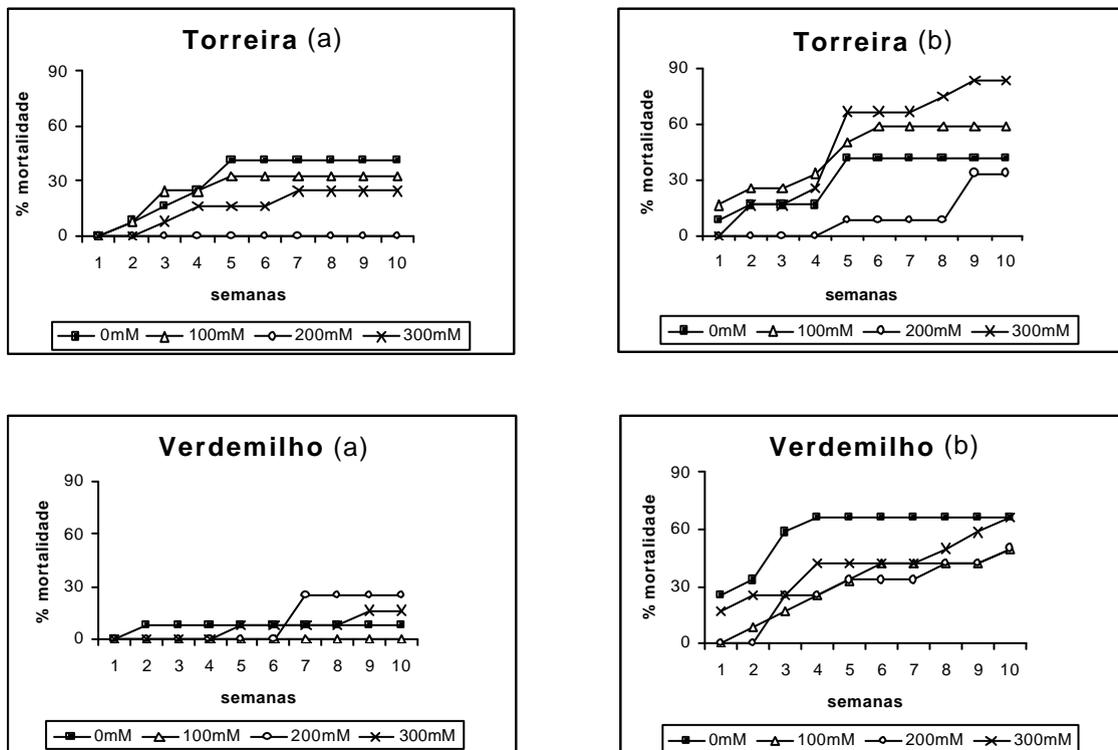


Figura 5.7- Percentagem de mortalidade em *Salicornia ramosissima* sujeita a diferentes concentrações de NaCl (a-1ª geração; b-2ª geração).

A figura 5.8 permite constatar que o número médio de ramos é maior nos tratamentos sem NaCl decrescendo, de uma maneira geral para todas as gerações, com o aumento da concentração de NaCl. Estes resultados vêm de encontro aos obtidos para a altura e peso fresco dos espécimes. Com efeito, a ramificação em *Salicornia europaea* é uma das características mais importantes para avaliação do desenvolvimento associado ao crescimento, já que a produção de um grande número de ramos está relacionado com aumentos na acumulação de biomassa (Langlois, 1971). A percentagem de indivíduos com ramificações também é, de um modo geral, mais elevada nos tratamentos sem NaCl, indo de encontro aos comentários do autor referido.

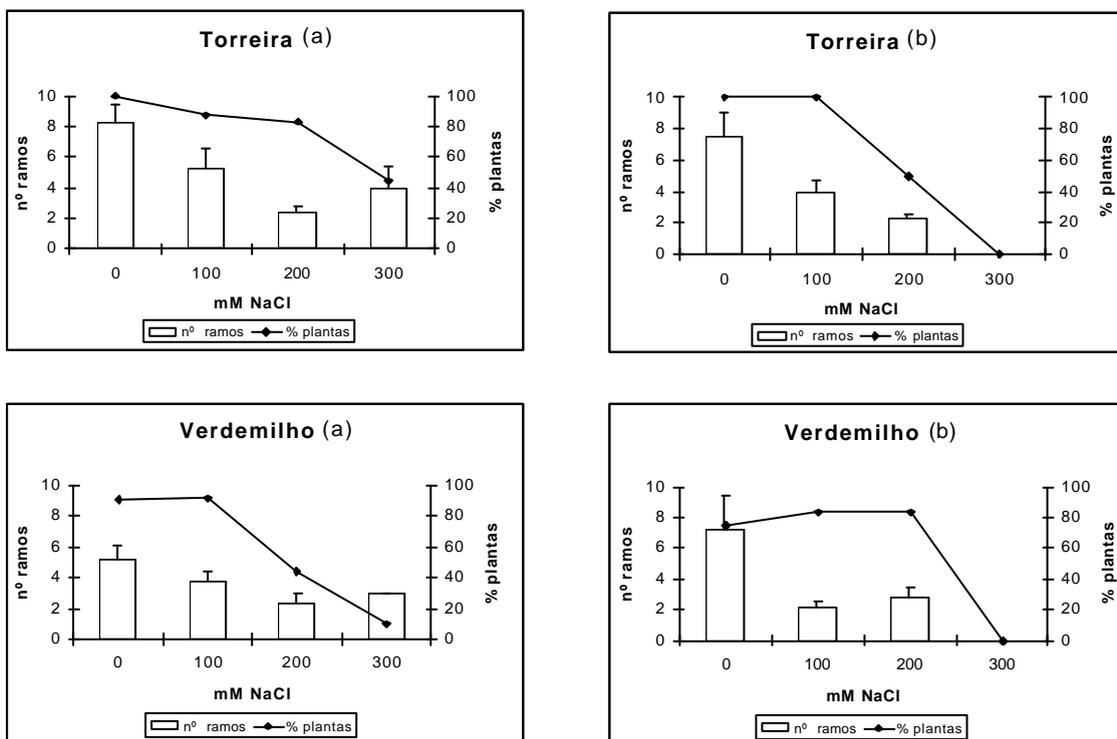


Figura 5.8- Número de ramos do caule principal (\pm erro padrão) e respectiva percentagem de plantas ramificadas de *Salicornia ramosissima* sujeitas a diferentes concentrações de NaCl (a- 1ª geração; b- 2ª geração).

As segundas gerações dos dois locais de amostragem não apresentam ramificações no tratamento com 300 mM de NaCl o que está de acordo com o facto de as plantas deste tratamento serem as mais baixas.

As populações de *S. ramosissima* da Varela e Verdemilho são significativamente diferentes quanto ao grau de crescimento, o que poderá estar relacionado com as salinidades diferentes dos dois locais ou mesmo com adaptações genéticas das duas populações às condições do meio. Porém, a não existência de uma correlação significativa entre a salinidade do sedimento e a taxa de crescimento destas plantas sugere que este parâmetro, só por si, não é responsável pelas diferenças encontradas mas eventualmente associado a outros factores de natureza nutricional, edáfica e climática.

Por outro lado, pela análise dos dados verifica-se que *Salicornia ramosissima* não é favorecida por salinidades moderadas ou elevadas, pois apresenta um crescimento óptimo a baixas salinidades. Com efeito, factores secundários tais como o arejamento e a competição, mais do que a salinidade, poderão ser limitantes a altas e baixas salinidades, influenciando assim a distribuição das halófitas. Porém, as observações de campo em espécies vegetando apenas em ambientes salinos ou estudos de crescimento em estufa, de curta duração, não avaliam a capacidade reprodutiva, não podendo ser tomadas como provas conclusivas para os vários níveis de halofítia. Logo, a capacidade para as plantas se reproduzirem será o último critério para avaliar a tolerância salina (Barbour, 1970).

Capítulo 6

Acumulação de nitratos e
cloretos em *S.*
ramosissima, *S. perennis* e
H. portulacoides

6.1- INTRODUÇÃO

O azoto tem um papel fundamental no metabolismo e crescimento das plantas (Haynes & Goh, 1978; Morris, 1991; Marschner, 1995) sendo um factor determinante da produtividade de muitos ecossistemas. Apesar de as plantas poderem absorver o azoto do solo sob a forma de ureia e nitrito as maiores fontes deste nutriente são, sem dúvida, os iões amónio e nitrato (Haynes & Goh, 1978; Salsac *et al.*, 1987; Marschner, 1995), sendo este último, excepto nos solos salinos, o ião mais disponível para as plantas (Salsac *et al.*, 1987).

Através da decomposição da matéria orgânica, realizada pelos microrganismos do solo, o ião amónio torna-se disponível (amonificação) assim como o ião nitrato. Este último resulta da conversão microbiana de parte do produto da amonificação em nitrito que, por sua vez é transformado em nitrato (nitrificação) (Haynes & Goh, 1978). Um bom arejamento e disponibilidade de água são factores ecológicos indispensáveis para que a nitrificação ocorra nos solos, caso contrário verifica-se com maior frequência o processo da amonificação. O oxigénio molecular actua fundamentalmente como um receptor de electrões da oxidação do átomo de azoto enquanto na oxidação dos nitritos o átomo de oxigénio do nitrato vem da água. Em oposição à nitrificação, a amonificação pode ser levada a cabo por uma grande variedade de microrganismos, bactérias e fungos, podendo funcionar a baixas temperaturas e diversos valores de pH (Salsac *et al.*, 1987).

Ao ser absorvida pelas plantas, a amónia é, quase na totalidade, incorporada nas raízes sob a forma de compostos orgânicos enquanto os nitratos são em grande parte transportados pelo xilema e armazenados nos vacúolos (caules, órgãos de armazenamento e mesmo raízes), contribuindo de forma marcante para o equilíbrio catião-anião e regulação osmótica (particularmente nas espécies nitríflicas, como é o caso de

Chenopodium album e *Urtica dioica*). Contudo, para que o nitrato seja incorporado nos tecidos, é necessária a sua redução a amónia com posterior assimilação (Marschner, 1995).

O transporte e acumulação de nitrato nas plantas implica um custo energético muito mais baixo do que a sua redução ou mesmo a assimilação directa da amónia, o que sugere que o nitrato poderá constituir uma reserva para as plantas quando a sua absorção excede a sua redução e transporte (Haynes & Goh, 1978; Salsac *et al.*, 1987). Esta reserva pode ser de especial importância em habitats instáveis como o do sapal onde a flutuação de nutrientes no solo é frequente (Jefferies & Perkins, 1977; Stewart *et al.* 1979). Contudo, acumulação de grandes concentrações de nitrato pode trazer problemas de toxicidade (Haynes & Goh, 1978).

De um modo geral, quando a disponibilidade de nitrato é baixa no meio ambiente, uma grande quantidade deste nutriente é reduzida nas raízes. Por outro lado, em presença de grandes quantidades, a capacidade para a redução do nitrato nas raízes torna-se um factor limitante e uma crescente proporção do azoto total é translocado para os caules sob a forma de nitratos (Marschner, 1995). As plantas que não possuem a capacidade de reduzir o nitrato nas suas raízes ou apenas reduzem uma pequena quantidade, translocam-no para as folhas, reduzindo-o de imediato ou após prévia acumulação (Haynes & Goh, 1978).

Enquanto o nitrato pode ser acumulado em quantidades apreciáveis nos vacúolos, sem provocar efeitos nocivos, a amónia e o ião amónio que permanecem em equilíbrio, são tóxicos mesmo em concentrações muito baixas. A formação de aminoácidos, amidas e outros compostos relacionados, é a principal estratégia das plantas no processo de desintoxicação, consequência da presença de iões amónio absorvidos pelas raízes ou amónia resultante da redução do nitrato ou fixação de azoto (Marschner, 1995).

Como resposta à adição de nitratos verifica-se, na maioria dos casos, um aumento no crescimento e metabolismo do sistema radicular. Como a morfologia da raiz responde de maneira similar a outros estímulos (outros nutrientes, hormonas e fotossíntese), a proliferação do sistema de raízes é provavelmente uma resposta secundária ao nitrato (Redinbaugh & Campbell, 1991).

A disponibilidade de azoto é um factor determinante da composição em espécies, sua morfologia e produção primária nos sapais (Boon & Cain, 1988). A quantidade de

azoto total do sapal pode ser comparada à dos solos férteis (não salinos), no entanto, a quantidade de compostos azotados biologicamente disponíveis é pequena, encontrando-se, a maioria, sob a forma de compostos orgânicos (Adam, 1993). Steen (1984), sugere que o azoto poderá condicionar a produção de biomassa em ambientes salinos, nomeadamente em *Atriplex littoralis*, contudo, deficiências noutros nutrientes como sejam o fósforo e potássio podem influenciar o efeito do azoto limitando também a produção de biomassa.

Os níveis de azoto no sapal dependem, fundamentalmente, da acção da maré, da capacidade da argila, areia e matéria orgânica do sedimento para absorver o azoto inorgânico, e da mineralização do solo do sapal (Rozema *et al.*, 1985a). Por outro lado, para além do azoto inorgânico libertado durante a decomposição da matéria orgânica e algum acréscimo trazido pela maré, é possível que a fixação do azoto atmosférico seja uma fonte de azoto disponível nos sapais (Adam, 1993). A competição pelo azoto no sapal superior pode ser limitante para o crescimento de certas espécies tendo em conta as diferentes capacidades competitivas (Stewart *et al.*, 1973).

A disponibilidade do ião nitrato parece limitar o crescimento das plantas nos sapais, pois é extremamente solúvel na água, sendo lixiviado através do solo quando a chuva é intensa, além de que é desnitrificado sob condições redutoras (Stewart *et al.*, 1973; Jefferies & Perkins 1977; Buresh *et al.*, 1980; Adam, 1993). Deste modo, é considerado um dos principais factores ambientais limitando a produção de biomassa nas comunidades halófitas (Boon & Cain, 1988; Marschner, 1995).

A deficiência do ião nitrato tem sido referida, particularmente para o sapal superior, tendo como base a reduzida actividade da reductase dos nitratos comparativamente ao sapal inferior (Stewart *et al.*, 1973, 1979). No entanto, durante as marés vivas de Primavera pode verificar-se uma grande deposição de detritos, nomeadamente matéria orgânica, que rapidamente mineralizam (Buth & Wolf, 1985). Deste modo, o nitrato e outros nutrientes poderão estar disponíveis em concentrações um pouco mais elevadas (Rozema *et al.*, 1985a), de tal modo que muitas halófitas acumulam concentrações, relativamente apreciáveis, deste ião no caule e folhas, mostrando uma grande capacidade para a assimilação do nitrato (Lee & Stewart, 1978).

Embora as quantidades de azoto inorgânico sejam pequenas no solo dos sapais, estas variam consideravelmente durante a estação de crescimento, estando também dependentes do arejamento do solo. Em condições anaeróbicas, a forma predominante é a amónia como resultado da desnitrificação bacteriana dos nitratos, no entanto, é desconhecida a extensão da oxidação na rizosfera, condicionando a disponibilidade do azoto (Adam, 1993). Com efeito, em determinados casos, o nitrato pode ser a maior fonte de azoto disponível nos sapais, devido à heterogeneidade do sedimento proporcionar locais com nitrato disponível, muitas vezes como consequência da oxidação da rizosfera, levando ao decréscimo da quantidade de amónia (Jefferies, 1977).

Estudos relacionados com fertilização inorgânica de sapais vêm revelar que os níveis de azoto não variam significativamente nos sedimentos povoados pelas plantas assim como zonas de baixo crescimento podem apresentar mais azoto do que zonas de intenso crescimento (Ungar, 1991). Por outro lado, esta fertilização pode não ter um efeito significativo na biomassa aérea das plantas (Cartaxana, 1999). Contudo, a fertilização efectuada em zonas de baixo crescimento, pode levar a um aumento significativo da biomassa destas halófitas (Ungar, 1991). Howes *et al.* (1981) sugerem que a interacção de vários factores impede a absorção de azoto pelas raízes, mesmo quando este nutriente se encontra em quantidade suficiente no sedimento.

É importante salientar que a adição de azoto como fertilizante pode provocar uma série de efeitos no meio ambiente, como sejam influências nas populações microbianas, nos graus de decomposição e mineralização e também no pH do sedimento, o que pode afectar o crescimento das plantas vasculares (Adam, 1993). No entanto, a fertilização dos sapais com compostos azotados pode não aumentar significativamente o crescimento, talvez devido ao facto da maior parte do nitrato disponível para as plantas se encontrar sob a forma de ião amónio no ambiente redutor dos sapais (Ungar, 1991).

A salinidade reduz a acumulação de azoto pelas plantas. Um aumento na absorção e acumulação do ião cloreto é acompanhado por uma diminuição na concentração de nitrato na porção aérea assim como a adição de nitrato diminui a absorção e acumulação de cloretos. O ião cloreto é rapidamente absorvido pelas plantas apresentando uma grande mobilidade no seu transporte (Rozema *et al.*, 1985a; Grattan & Grieve, 1994; Marschner, 1995). Deste modo, azoto aplicado a solos salinos, acima do nível considerado óptimo em

condições não salinas, não melhora o crescimento e produtividade das plantas. Por outro lado, halófitas vivendo em meios extremamente salinos e glicófitas vivendo em meios moderadamente salinos, mas ambas com deficiência de azoto no meio, respondem de modo idêntico à adição de azoto (Grattan & Grieve, 1994).

Todavia, estudos realizados com halófitas provenientes de sapais revelam que o ião cloreto pode não limitar a absorção ou mesmo a assimilação do ião nitrato (Stewart *et al.*, 1979; Osmond *et al.*, 1980). Em condições de deficiência de azoto e fosfato estas halófitas podem acumular compostos azotados (Osmond *et al.*, 1980; Smirnov & Stewart, 1985). Com efeito, a absorção de azoto pelas halófitas pode reflectir a necessidade de sintetizar compostos orgânicos de azoto, nomeadamente a glicinabetaína e a prolina, com o intuito de manter o equilíbrio osmótico entre o citoplasma e o vacúolo, sendo estes compostos azotados os que geralmente se encontram em maior quantidade nas halófitas (Adam, 1993).

Tendo em conta a importância dos nitratos como factor limitante no desenvolvimento das halófitas do sapal, pretendeu-se com este estudo avaliar o seu padrão de acumulação nas diferentes espécies e populações, sua relação com a tolerância ao sal, contribuindo, deste modo, para um conhecimento mais aprofundado da ecofisiologia destas espécies.

6.2- MATERIAL E MÉTODOS

Foi efectuada a determinação de nitratos por colorimetria e a determinação de cloretos por titulação potenciométrica, nos vários órgãos das plantas, conforme referido no capítulo 2.3.2. Não foram realizadas determinações a nível da raiz de *Salicornia* por escassez de material seco referente ao órgão em causa.

6.3-RESULTADOS E DISCUSSÃO

Embora a acumulação de nitratos seja comum nas Chenopodiaceae (Smirnov & Stewart, 1985), as halófitas em estudo revelaram valores bastante baixos de acumulação de

nitratos, o que está de acordo com a baixa disponibilidade deste ião no sedimento do sapal (Cartaxana, 1999).

A análise da figura 6.1 permite verificar que, de uma maneira geral, a acumulação de nitratos em *Salicornia* é ligeiramente mais elevada nos artigos, o que está de acordo com os resultados obtidos por Stewart *et al.* (1973). Os mesmos autores referem que *Salicornia europaea* mostra considerável variabilidade no conteúdo em azoto o que está com certeza relacionado com o suprimento em azoto, embora seja das espécies com mais baixo conteúdo em nitrato.

A concentração de nitrato nos artigos não difere significativamente entre os locais de amostragem embora apresente diferenças entre os meses (tabela 6.1). Barra é o local onde a concentração de nitratos nos artigos é mais elevada, o que está de acordo com as baixas salinidades registadas neste local.

O aumento da concentração de nitrato nos artigos registada no mês de Outubro é apoiada pelas diferenças significativas encontradas entre os meses de Julho e Outubro (tabela 6.2). Com efeito, de um modo geral, os meses de Verão são caracterizados por salinidades mais elevadas (Jensen, 1985; Adam, 1993), principalmente no sapal superior com menor influência da maré (Stewart *et al.*, 1973; Jefferies, 1977), ou mesmo sem a sua influência directa, como é o caso da Varela. A subida registada no mês de Outubro pode ser explicada, pelo menos na Varela e Torreira, pela descida dos valores de salinidade do sedimento destes locais de amostragem devido à precipitação verificada a partir de Setembro (tabela 3.2). No caso da Barra, não se verifica uma descida da salinidade mas sim uma subida no teor de matéria orgânica (tabela 3.1) o que sugere um aumento no teor de nitratos disponíveis para as plantas, após a sua decomposição e mineralização (Tan, 1996).

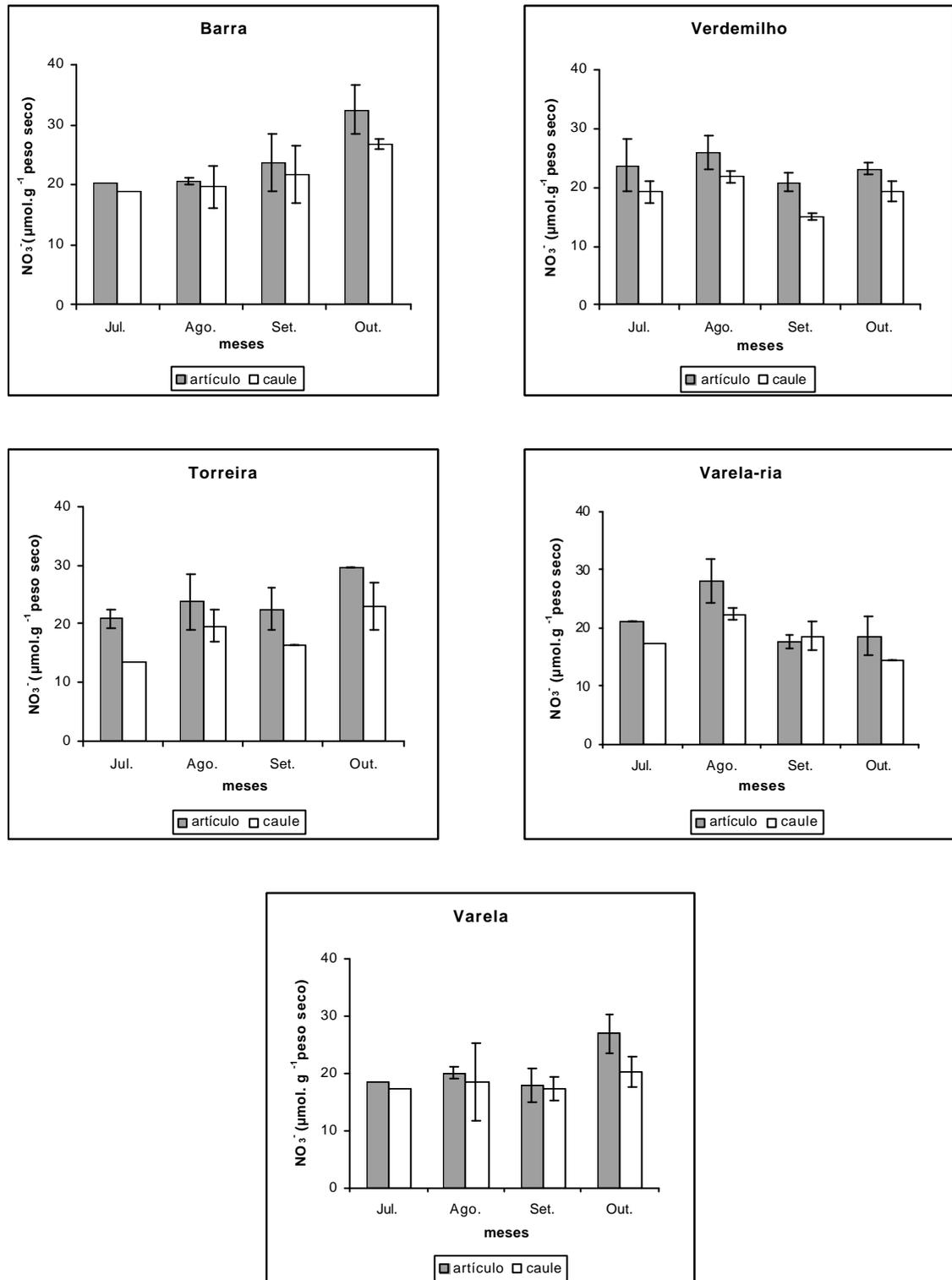


Figura 6.1- Concentração do íon nitrato nos artigos e caules de *Salicornia ramosissima* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Jul. 96/Out. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Factor	Concentração de nitratos nos artigos				Concentração de cloretos nos artigos			
	DF	MS	F	P	DF	MS	F	P
Local	4	0,196	1,339	n.s.	4	23641,705	4,751	0,003
Mês	3	0,756	5,168	0,005	3	98193,928	19,733	<0,001
Local x Mês	12	0,798	5,453	<0,001	12	32905,988	6,613	<0,001
Erro	33	0,146			40	4976,108		

Tabela 6.1 – Resultados da ANOVA bifatorial para as variáveis “concentração de nitratos nos artigos” e “concentração de cloretos nos artigos” de *Salicornia ramosissima* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; n.s.- não significativo).

Variável	Factor	Comparação	q	P
Concentração de nitratos nos artigos	Mês	Out./Jul.	5,185	0,005
Concentração de cloretos nos artigos	Local	Bar/Tor	5,759	0,002
		Bar/Vrr	4,728	0,015
	Mês	Jul./Out.	10,212	<0,001
		Set./Out.	7,862	<0,001
		Ago./Out.	7,653	<0,001

Tabela 6.2 – Resultados do Teste Tukey para as variáveis “concentração de nitratos nos artigos” e “concentração de cloretos nos artigos” de *Salicornia ramosissima*.

A adição de água e fertilizantes pode não aumentar o teor em nitratos nas plantas. É neste contexto que Rozema *et al.* (1985a) referem o crescimento fortemente inibido de *Salicornia europaea* nos meses de Verão, no sapal superior, em que a adição de água e azoto não aumentou o crescimento dos indivíduos desta espécie. Os mesmos autores sugerem que o baixo grau de crescimento destas populações pode ser interpretado como uma adaptação geneticamente fixada para as condições de deficiência de nutrientes do sapal superior, sendo consequência da incapacidade de acumular mais compostos quaternários de amónia, necessários para o crescimento sob condições salinas, mesmo quando o suprimento de azoto é feito através da fertilização. Por outro lado, é possível que plantas de *Salicornia* crescendo no sapal superior, onde prevalecem as condições de hipersalinidade, utilizem as reservas limitadas de azoto do solo para a regulação osmótica em vez da sua utilização no processo de crescimento. Logo, parece haver uma selecção em favor dos indivíduos que não mostram aumentos no grau de crescimento perante adições de azoto, havendo, deste modo, acumulação de azoto solúvel nos tecidos das plantas durante o início do Verão, enquanto o solo é hipersalino.

Quando o sapal superior começa a ser inundado há um rápido crescimento dos indivíduos, ao mesmo tempo que a concentração de azoto solúvel desce nos tecidos (Jefferies *et al.*, 1981). O nitrato pode também estar associado a uma síntese elevada de ácidos orgânicos. A redução de NO_3^- leva à formação de iões OH^- , de tal forma que é importante a síntese de ácidos carboxílicos com posterior formação de, nomeadamente, oxalatos (Raven & Smith, 1976; Raven 1988). Deste modo, a síntese de oxalatos e a absorção de catiões pode ser uma resposta coordenada para a redução de nitratos em algumas espécies (Freitas & Breckle, 1992).

A não existência de correlação significativa entre a salinidade do sedimento e a concentração de nitrato nos artículos vem de encontro ao referido acima, além de que sugere outros factores condicionantes da concentração de nitratos, nomeadamente a sua disponibilidade no sedimento, o estado fenológico da planta (Langlois, 1968) e a competição pelo nitrato com outras espécies da comunidade vegetal (Covin & Zedler, 1988). Em contrapartida, verifica-se uma correlação negativa entre a concentração de nitratos e cloretos nos artículos de *Salicornia* ($r = -0,525$; $P = 0,0176$; $n = 20$), isto é, verifica-

se uma diminuição no teor de nitratos quando há aumento na concentração de cloretos, o que está de acordo com Osmond *et al.*(1980) e Grattan & Grieve (1994).

A acumulação de cloretos dá-se preferencialmente nos artículos, com valores mais elevados nos meses de Verão (figura 6.2). Estes resultados estão em conformidade com a maior succulência destes órgãos, traduzida em valores mais elevados da razão de peso fresco (pf)/peso seco (ps) (figura 6.3). Bernstein (1975) refere que o ião cloreto aumenta o alongamento das células em paliçada favorecendo o aumento da succulência. A presença de órgãos aéreos succulentos é uma estratégia importante na regulação osmótica das plantas halófitas com grande acumulação iónica (Flowers *et al.*, 1977; Rozema *et al.*, 1985a; Jacoby, 1994). Momonoki *et al.* (1994, 1996) referem o ião cloreto como aquele que apresenta valores mais elevados em *Salicornia europaea*, sendo a sua concentração muito mais elevada que a do ião sódio, o que está de acordo com os resultados obtidos.

As concentrações em cloretos nos artículos dependem significativamente do local de amostragem e dos meses (tabela 6.1). Com efeito, existem diferenças significativas entre Torreira e Barra e entre Barra e Varela-ria assim como entre o mês de Outubro e os meses de Julho, Agosto e Setembro (tabela 6.2). A concentração de cloretos nos artículos apresenta valores geralmente mais elevados nos meses de Verão e valores mais baixos no mês de Outubro, o que está de acordo com os valores de salinidade verificados nestes meses.

De uma maneira geral, *Sarcocornia* acumula mais nitratos do que *Salicornia*, não revelando uma acumulação preferencial em qualquer tipo de órgão (figura 6.4).

Os artículos apresentam valores significativamente dependentes dos locais de amostragem e dos meses (tabela 6.3). Torreira apresenta geralmente os valores mais elevados verificando-se diferenças significativas entre a Torreira e as estações da Sacor, Verdemilho, Varela-ria e Varela (tabela 6.4), o que poderá estar relacionado com o facto da Torreira ser o local que apresenta valores mais elevados de matéria orgânica no sedimento, permitindo uma maior disponibilidade de nitratos, o que está de acordo com as conclusões de Jensen *et al.* (1985).

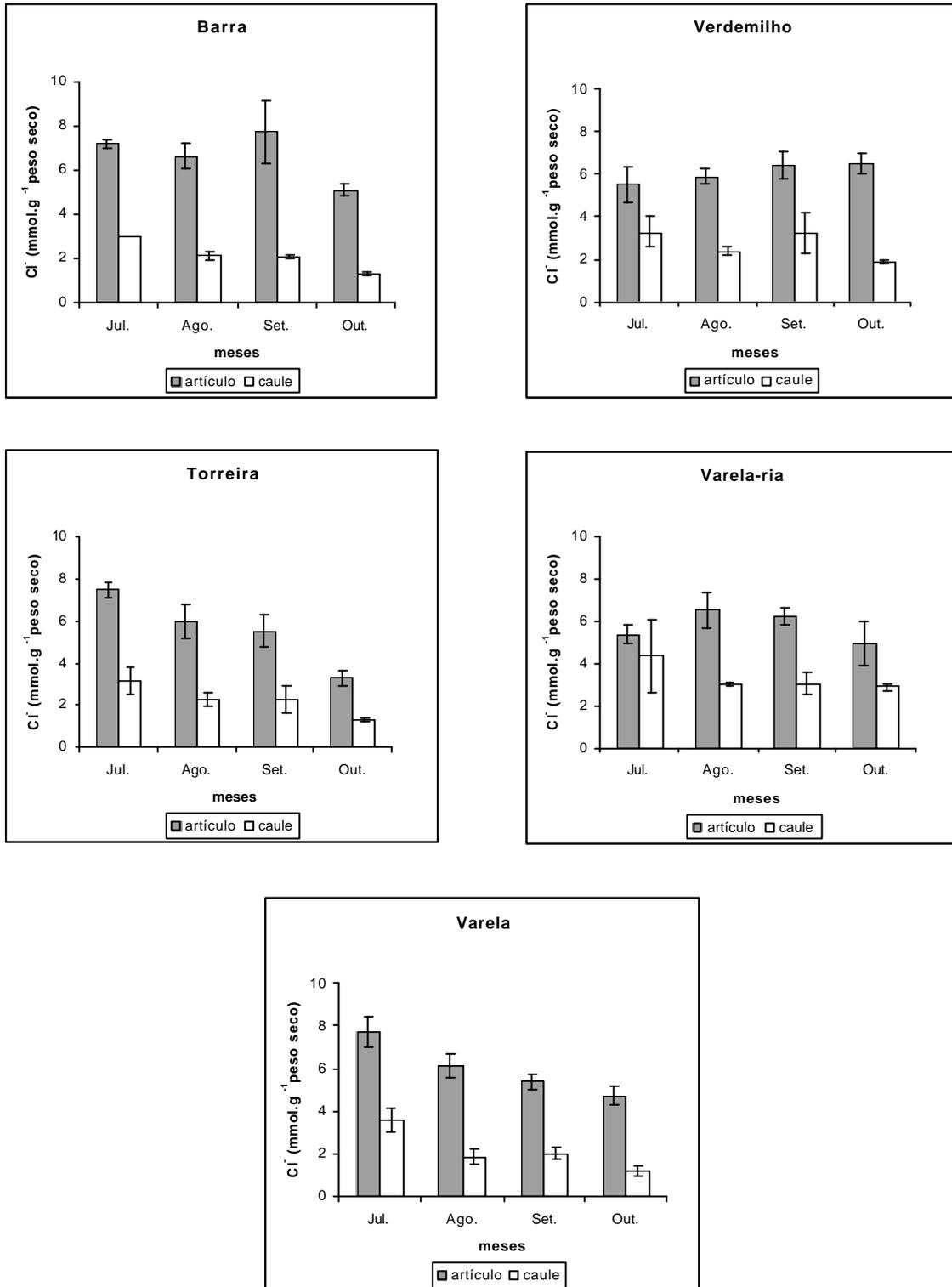


Figura 6.2- Concentração do ião cloreto nos artigos e caules de *Salicornia ramosissima* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Jul. 96/Out. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

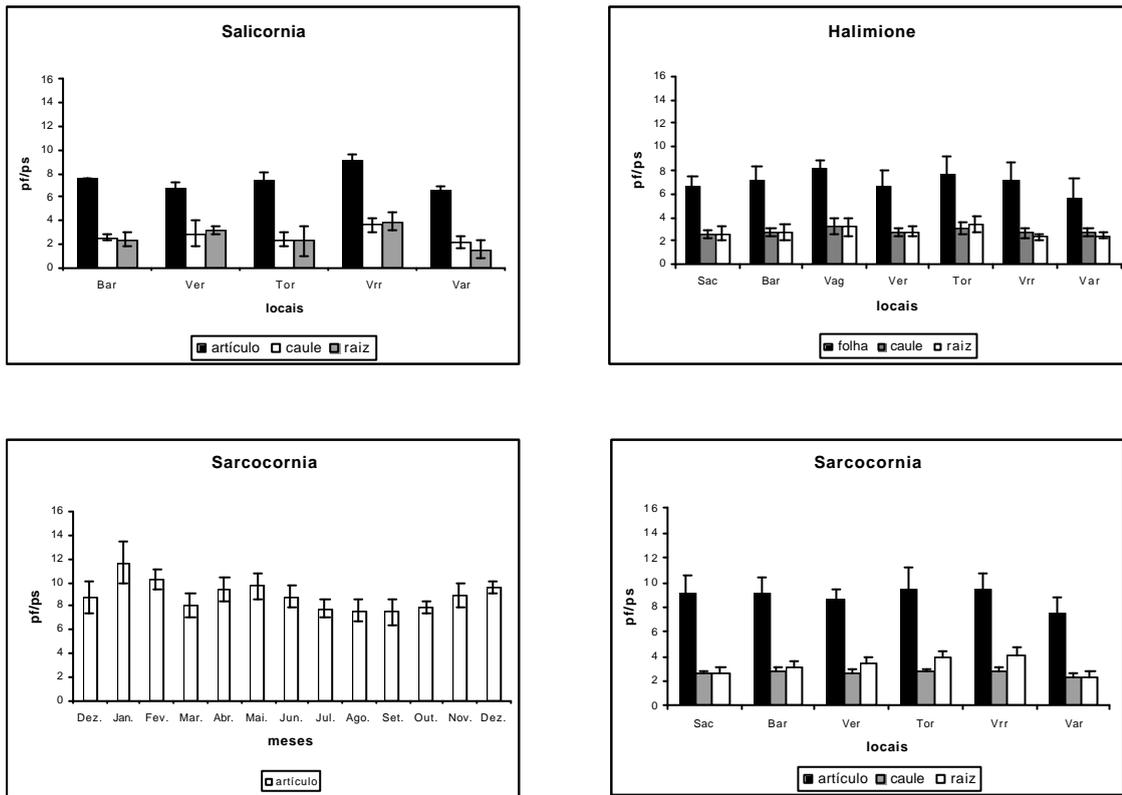


Figura 6.3- Razões de peso fresco/ peso seco de vários órgãos de *Salicornia ramosissima*, *Sarcocornia perennis* e *Halimione portulacoides* (média \pm desvio padrão, n=5).

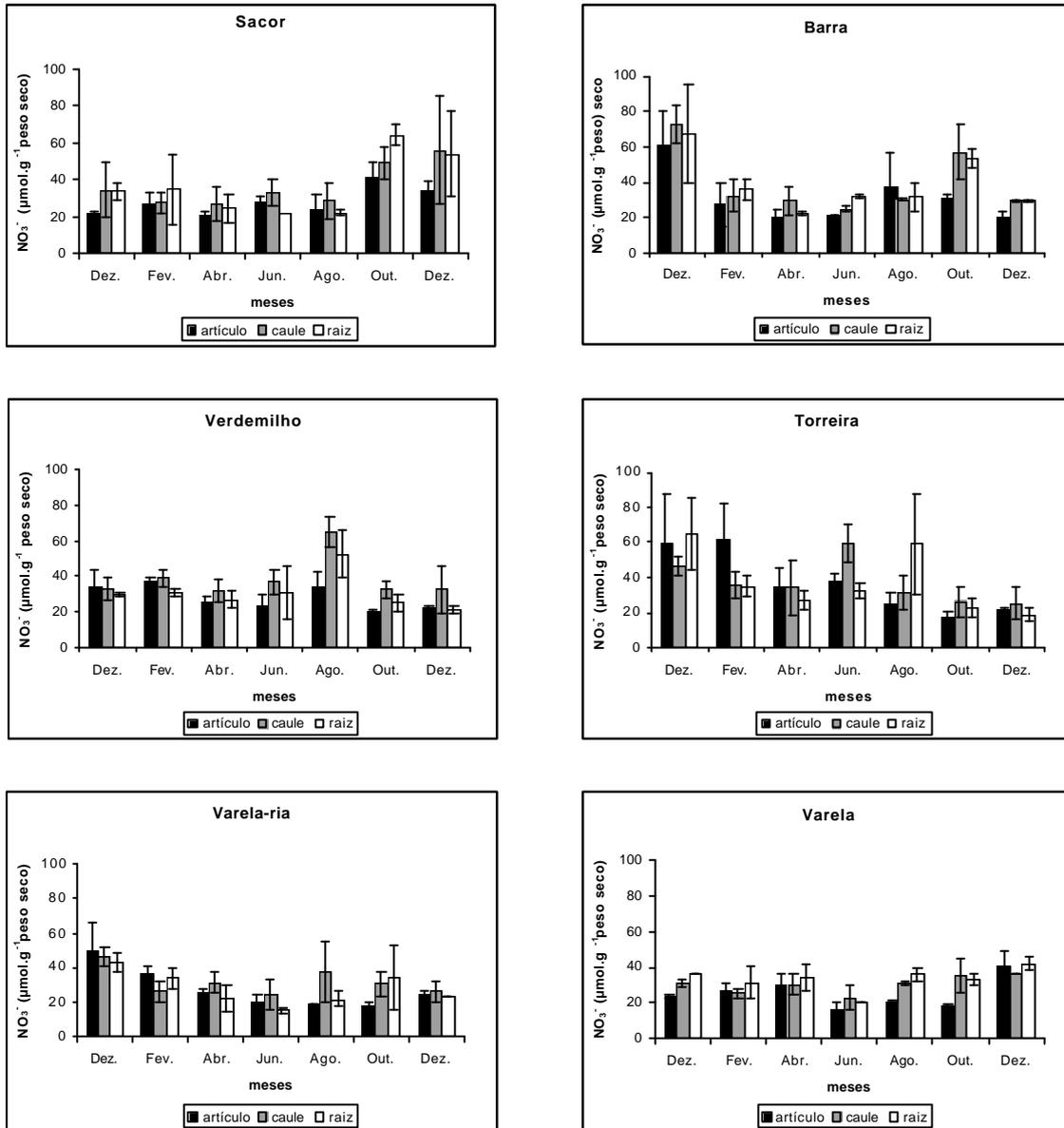


Figura 6.4- Concentração do ião nitrato nos artigos, caules e raízes de *Sarcocornia perennis* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (média \pm desvio padrão, $n=3$).

Factor	DF	Concentração de nitratos nos artigos			Concentração de cloretos nos artigos		
		MS	F	P	MS	F	P
Local	5	509,634	4,432	0,001	137,334	6,677	<0,001
Mês	6	897,061	7,801	<0,001	1009,614	49,085	<0,001
Local x Mês	30	419,519	3,648	<0,001	62,327	3,030	<0,001
Erro	83	115,000			20,569		

Tabela 6.3 – Resultados da ANOVA bifatorial para as variáveis “concentração de nitratos nos artigos” e “concentração de cloretos nos artigos” de *Sarcocornia perennis* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados).

Variável	Factor	Comparação	q	P
Concentração de nitratos nos artigos	Local	Tor/Var	5,976	<0,001
		Tor/Vrr	4,878	0,011
		Tor/Sac	4,781	0,014
		Tor/Ver	4,743	0,015
Concentração de cloretos nos artigos	Local	Tor/Ver	6,950	<0,001
		Tor/Var	6,737	<0,001
		Tor/Vrr	5,398	0,004
		Tor/Bar	4,584	0,021

Tabela 6.4 – Resultados do Teste Tukey para as variáveis “concentração de nitratos nos artigos” e “concentração de cloretos nos artigos” de *Sarcocornia perennis*.

Conforme esperado, as concentrações de nitratos são geralmente mais baixas nos meses de Verão, consequência das salinidades mais elevadas e baixo potencial hídrico nestes meses, tal como referido por Doddema *et al.* (1986) para *Sarcocornia fruticosa*. Os valores mais elevados verificados em Agosto para Verdemilho, nomeadamente no caule e raiz, poderão ser explicados pela diminuição da salinidade do sedimento no mês em questão (tabela 3.1).

A acumulação de cloretos dá-se preferencialmente nos artículos, com valores mais elevados nos meses de Verão, o que está em conformidade com o esperado, sendo os valores do caule e raiz muito semelhantes (figura 6.5).

As concentrações mais elevadas nos artículos são ligeiramente inferiores às de *Salicornia*, sendo esta diferença mais acentuada nos caules, com cerca de metade do valor apresentado por *Salicornia*.

Verificam-se diferenças significativas na concentração de cloretos dos artículos entre os locais de amostragem e os meses (tabela 6.3). Tal como para os nitratos, Torreira é significativamente diferente de Verdemilho, Varela e Varela-ria (tabela 64), no que é apoiado pela correlação negativa entre os valores de nitratos e cloretos dos artículos ($r=-0,394$; $P=0,0312$; $n=124$).

As variações na suculência dos artículos, expressas pela razão pf/ps, estão correlacionadas positivamente ($r=1,000$; $P=0,000$; $n=78$) com as variações do conteúdo em água do sedimento. Com efeito, a razão pf/ps dos artículos apresenta valores mais baixos nos meses de Verão (figura 6.3), o que está de acordo com a diminuição do teor em água do sedimento nos meses referidos. A maior suculência observada nos artículos (figura 6.3) está de acordo com a maior concentração em cloretos apresentada por estes órgãos (figura 6.5).

Tal como *Sarcocornia*, *Halimione* não apresenta uma acumulação preferencial de nitratos em qualquer dos órgãos (figura 66), com valores máximos superiores aos das outras espécies em questão sendo, no entanto, mais próximos dos de *Sarcocornia*. De acordo com Henriksen & Jensen (1979) a maior fonte de azoto de *H. portulacoides* parece ser o nitrato, tendo sido encontradas grandes quantidades da enzima reductase dos nitratos em folhas desta espécie colhidas no sapal (Stewart *et al.*, 1973). Contudo, segundo Jensen (1985), *H. portulacoides* está adaptado a baixos níveis de azoto apresentando uma eficiente redistribuição deste elemento, podendo o nitrato ter um efeito adverso no seu crescimento quando fornecido em grandes quantidades.

Nas plantas que crescem sob o efeito de sais de nitrato, tem sido observado um excesso de absorção de catiões em relação aos aniões, sendo este excesso usualmente equilibrado pela produção de oxalatos (Mozafar & Goodin, 1970; Stienstra, 1977; Freitas & Breckle, 1992, 1993) ou glicinabetaína e em menor quantidade a prolina (Jensen, 1985).

Porém, Jefferies & Perkins (1977), nos seus estudos de campo, verificaram que a densidade de muitas espécies, nomeadamente *Halimione portulacoides*, aumentou depois da fertilização com amónia e nitratos enquanto se verificava um decréscimo em *Armeria maritima*, possivelmente devido à sua fraca capacidade competitiva. A capacidade reprodutiva de *H. portulacoides*, avaliada pelo nº de inflorescências.m⁻², foi maior quando houve fertilização com compostos azotados, além de se verificar a duplicação do peso seco das plantas.

Ao fim de 3-4 anos de fertilização inorgânica, as espécies dominantes do sapal não mudaram assim como não desapareceram espécies, o que levou estes autores a concluir que o nível de produção primária no sapal em questão não é, provavelmente, limitado por uma deficiência em azoto mas sim por baixos potenciais hídricos e elevadas salinidades do sedimento.

Neste contexto, sugeriram ainda ter havido uma selecção no sentido das plantas com um baixo grau de crescimento, já que conseguem sobreviver a longos períodos de seca no Verão, não sofrendo tanto com o efeito deletério das altas salinidades e baixo potencial hídrico. No entanto, noutros locais onde a inundação pela maré é frequente, originando potenciais hídricos mais elevados, a produção primária pode ser limitada pela falta de azoto disponível para as plantas.

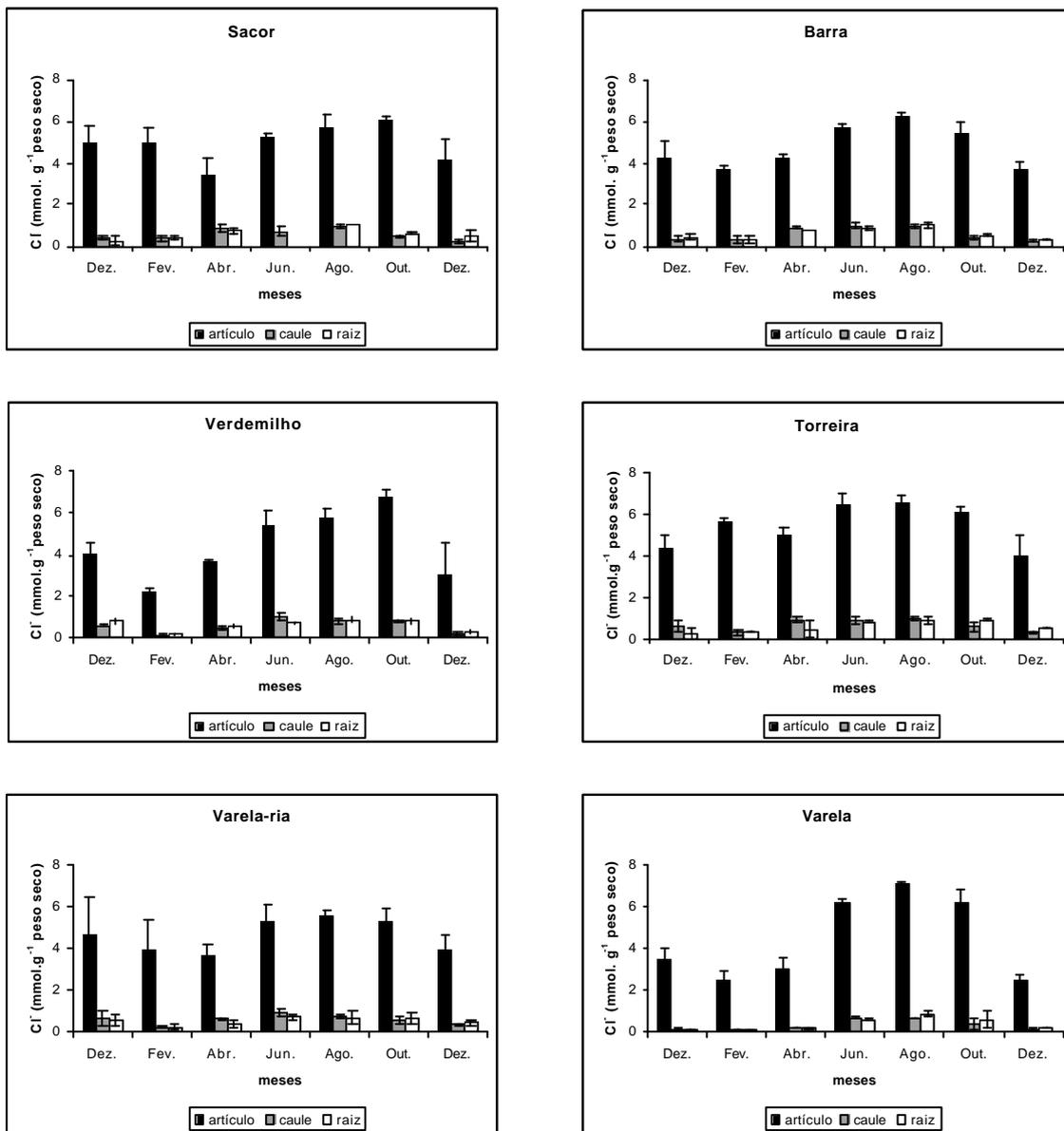


Figura 6.5- Concentração do íon cloreto nos artigos, caules e raízes de *Sarcocornia perennis* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

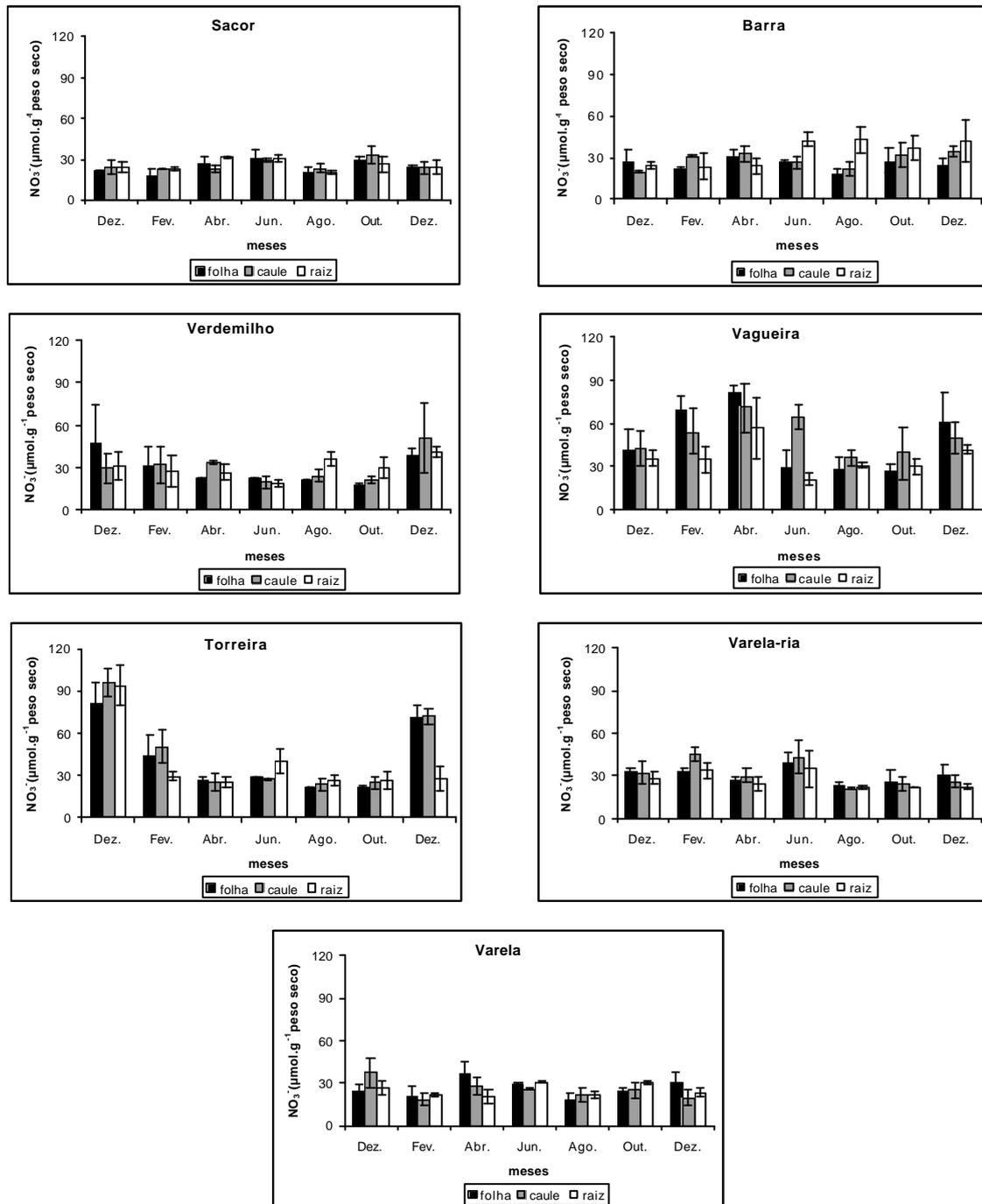


Figura 6.6- Concentração do ião nitrato nas folhas, caules e raízes de *Halimione portulacoides* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

A acumulação de nitratos nas folhas de *Halimione* depende significativamente dos locais de amostragem (tabela 6.5). Vagueira é significativamente diferente da Sacor, Barra, Varela, Varela-ria e de Verdemilho (tabela 6.6).

Factor	DF	Concentração de nitratos nas folhas			Concentração de cloretos nas folhas		
		MS	F	P	MS	F	P
Local	6	54,996	7,250	<0,001	83,757	39,048	<0,001
Mês	6	25,203	3,322	0,005	117,386	54,726	<0,001
Local x Mês	36	10,343	1,363	n.s.	4,661	2,173	0,001
Erro	98	7,586			2,145		

Tabela 6.5 – Resultados da ANOVA bifatorial para as variáveis “concentração de nitratos nas folhas” e “concentração de cloretos nas folhas” de *Halimione portulacoides* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados; n.s.- não significativo).

Variável	Factor	Comparação	q	P
Concentração de nitratos nas folhas	Local	Vag/Sac	7,500	<0,001
		Vag/Bar	7,314	<0,001
		Vag/Var	6,905	<0,001
		Vag/Vrr	6,591	<0,001
		Vag/Ver	5,676	0,002

Tabela 6.6 – Resultados do Teste Tukey para a variável “concentração de nitratos nas folhas” de *Halimione portulacoides*.

Com efeito, verifica-se um aumento acentuado na concentração de nitratos nas plantas de *Halimione* da Vagueira, no mês de Abril, talvez devido à adição de nutrientes resultante da fertilização de alguns terrenos agrícolas circundantes, conjugado com os baixos valores de salinidade do sedimento verificados neste local (tabela 3.1). As concentrações mais elevadas de nitratos na Torreira verificam-se em ambos os meses de Dezembro, no que é apoiado pelos elevados teores em matéria orgânica deste local de amostragem, e salinidades mais baixas características desta época do ano (tabela 3.1).

A acumulação de cloretos dá-se preferencialmente nas folhas (figura 6.7), o que está de acordo com o esperado, com concentrações geralmente mais baixas nas raízes, sendo este aspecto indicativo de grande absorção de sal e sua translocação (Jensen, 1985). As variações na concentração de cloretos das folhas são significativamente dependentes dos locais de amostragem e dos meses (tabela 6.5). Também nesta espécie se verifica uma correlação negativa entre a concentração de cloretos e nitratos nas folhas ($r=-0,472$; $P=0,000$; $n=144$).

O conteúdo em cloretos nas folhas parece estar dependente da idade e do suprimento de nitratos às plantas. Mesmo em tratamentos com baixas salinidades, *Halimione portulacoides* acumula sempre cloretos nas folhas, o que parece estar de acordo com observações em outras *Chenopodiaceae*. Em condições de “stress” salino, o crescimento reduzido deve ser devido às limitadas fontes de azoto serem desviadas para a formação de solutos orgânicos osmoticamente compatíveis, por um lado, ou por outro lado, para promover o crescimento (Jensen, 1985).

Conforme esperado, a suculência das folhas de *Halimione*, traduzida pela razão pf/ps, é superior à dos caules e raízes, apresentando estes dois últimos órgãos valores muito semelhantes (figura 6.3). Os valores da razão pf/ps aproximam-se bastante dos valores verificados nos artículos de *Salicornia*, sendo ligeiramente inferiores aos de *Sarcocornia*, com ambos os géneros considerados suculentos. A razão pf/ps, está positivamente correlacionada com o teor em água do solo ($r=0,249$; $P=0,0173$; $n=91$), o que está de acordo com Freitas & Breckle (1992). Estes resultados sugerem que o menor conteúdo em água das folhas nos meses de Verão é influenciado pelo menor potencial hídrico do sedimento.

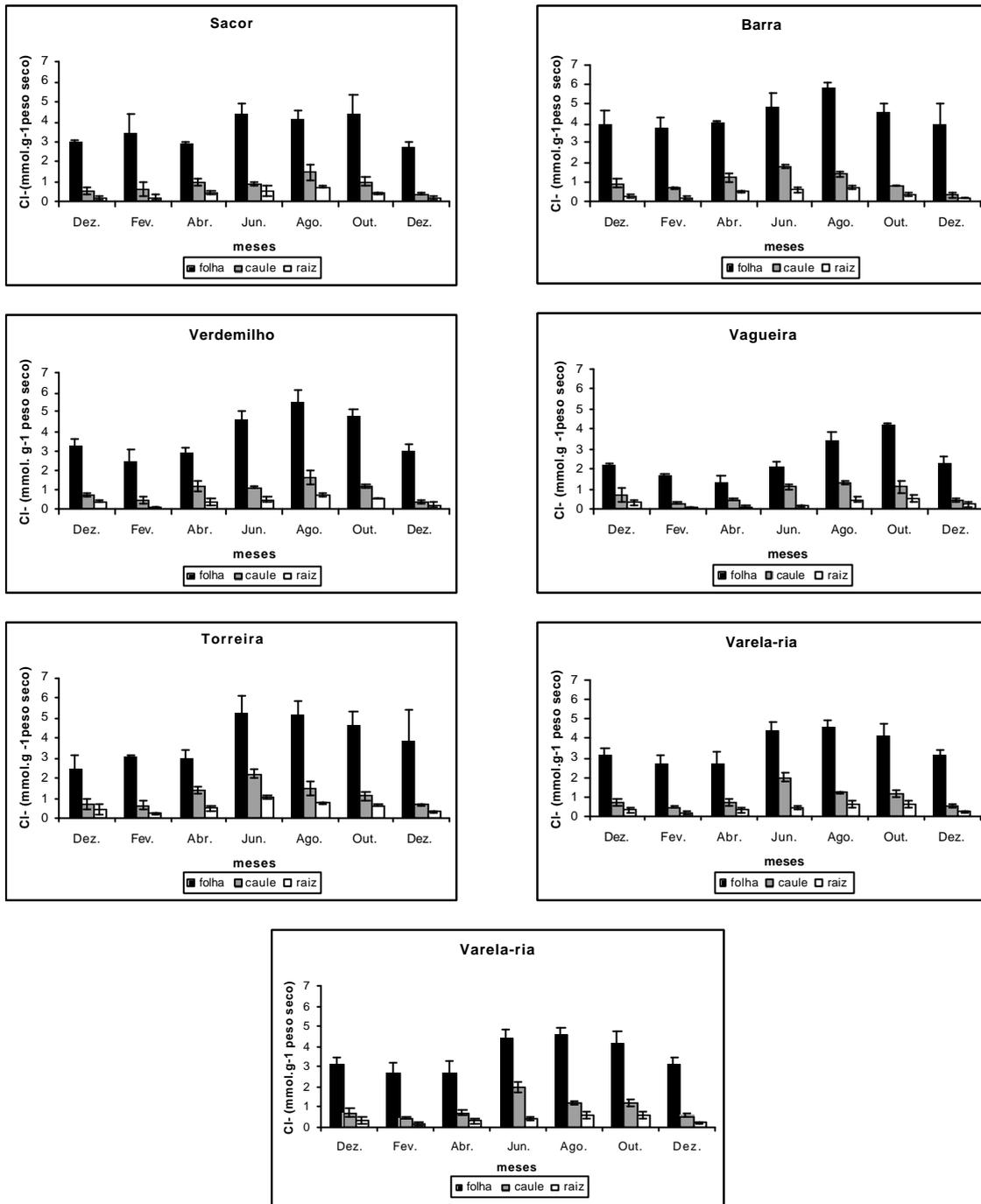


Figura 6.7- Concentração do ião cloreto nas folhas, caules e raízes de *Halimione portulacoides* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (média ± desvio padrão, n=3).

Por outro lado, estes resultados revelam que *Halimione portulacoides* é também uma espécie bastante tolerante à salinidade, o que está em conformidade com Freitas & Breckle (1992) e Jensen (1985). De acordo com este último autor, o crescimento ótimo desta espécie verifica-se a salinidades entre os 85 a 170 mmol de NaCl, não sendo o crescimento marcadamente reduzido até 400 mmol de NaCl. Esta grande tolerância ao sal está com certeza relacionada com sua capacidade de excretar sais através de tricomas vesiculares de ambas as páginas das folhas, especialmente Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^- , sendo K^+ , Ca^{2+} e NO_3^- em muito menores quantidades (Baumeister & Kloos, 1974; Jensen, 1985; Freitas & Breckle, 1992; 1993), no entanto, a capacidade das espécies de *Atriplex* e *Halimione portulacoides* para regular o transporte e tolerância de grandes quantidades de íons é um fenômeno que envolve a planta como um todo, sendo os tricomas vesiculares um importante componente deste mecanismo (Freitas & Breckle, 1992).

A acumulação sazonal de nitratos é previsível, esperando-se teores mais baixos durante os meses de Verão. Porém, segundo Stewart *et al.* (1973), a variação no comportamento das espécies crescendo em diferentes habitats dos ecossistemas de sapal pode estar parcialmente relacionada com diferenças locais no suprimento de nutrientes e encharcamento do sedimento, assim como dependentes da competição entre as espécies. Todavia, a não existência de diferenças significativas na acumulação de nitrato, entre as populações de *S. ramosissima*, pode estar relacionada com a grande tolerância ao íon cloreto verificada nesta espécie, limitando a absorção de nitrato. Com efeito, a análise da tabela 6.7 permite verificar que *S. ramosissima* é a espécie em estudo que acumula menor quantidade de nitratos (valores mínimos e máximos) e maior quantidade de cloretos (valores mínimos e máximos) na porção aérea. De uma maneira geral, *S. perennis* acumula os maiores valores de nitratos na porção aérea (valores mínimos e máximos).

A não acumulação preferencial de nitratos nos diferentes órgãos, nomeadamente em *Sarcocornia* e *Halimione*, revela uma translocação eficiente deste nutriente.

Os elevados teores em cloreto, encontrados preferencialmente nas folhas e artículos, evidenciam a grande tolerância salina apresentada por estas espécies, em especial *S. ramosissima*.

Local	<i>Salicornia</i>		<i>Sarcocornia</i>		<i>Halimione</i>	
	NO ₃ ⁻ (μmol.g ⁻¹ . peso seco)	Cl ⁻ (mmol.g ⁻¹ peso seco)	NO ₃ ⁻ (μmol.g ⁻¹ . peso seco)	Cl ⁻ (mmol.g ⁻¹ peso seco)	NO ₃ ⁻ (μmol.g ⁻¹ . peso seco)	Cl ⁻ (mmol.g ⁻¹ peso seco)
Sacor	----	----	47,2 – 90,7	4,3 – 6,6	40,5 – 61,6	3,2 – 5,6
Barra	39,3 – 59,4	6,4 – 10,2	46,2 – 133,3	4,0 – 7,1	40,5 – 63,2	4,3 – 7,2
Vagueira	----	----	----	----	64,2 – 152,9	1,8 – 5,4
Verdemilho	35,9 – 47,7	8,3 – 9,6	52,5 – 99,2	2,4 – 7,5	38,3 – 89,1	2,9 – 7,1
Torreira	34,5 – 52,8	4,6 – 10,6	44,3 – 105,5	4,3 – 7,5	44,6 – 177,1	3,2 – 7,4
Varela-ria	33,3 – 50,6	7,9 – 9,7	44,3 – 96,1	4,2 – 6,3	44,3 – 81,8	3,2 – 6,4
Varela	34,9 – 47,2	5,9 – 11,3	39,2 – 77,1	2,5 – 7,8	39,0 – 64,2	2,4 – 5,5

Tabela 6.7-Valores mínimos e máximos totais (porção aérea) de nitratos e cloretos de *S. ramosissima*, *S. perennis* e *H. portulacoides*.

A suculência é bastante importante na regulação da concentração de sal, podendo reflectir o grau de tolerância das espécies, embora em *Halimione* essa tolerância salina seja conseguida também com o desempenho dos tricomas vesiculares. Porém, se *S. ramosissima* é considerada uma espécie bastante tolerante ao sal pelos elevados valores de cloretos que apresenta, não é a espécie mais succulenta, o que leva a sugerir que a razão pf/ps poderá ser uma boa indicação da tolerância ao sal entre populações estando, no entanto, bastante condicionada por aspectos fisiológicos.

Capítulo 7
Acumulação de sódio,
potássio, cálcio e
magnésio em *S.*
ramosissima, *S. perennis* e
H. portulacoides

7.1- INTRODUÇÃO

Os nutrientes minerais têm funções específicas no metabolismo das plantas. Podem-se classificar em micro ou macronutrientes, consoante a quantidade em que são necessários às plantas, ou em metais (potássio, cálcio, magnésio, ferro, zinco, cobre, etc.) e não metais (azoto, enxofre, cloro, etc.) tendo em linha de conta as suas propriedades físico-químicas. Contudo, ambas as classificações são inadequadas, já que cada nutriente pode desempenhar variadas funções minimamente relacionadas com as suas propriedades físico-químicas ou grau de absorção por parte das plantas. Por outro lado, os nutrientes podem ser classificados como elementos minerais essenciais (ex: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+), isto é, não é possível substituir a sua função por outros elementos, ou como elementos minerais benéficos (ex: Na^+), isto é, estimulam o crescimento sem serem essenciais ou são essenciais somente para determinadas espécies ou famílias, como certas plantas halófitas (Marschner, 1983; 1995).

Os colóides electronegativos do solo, tais como os compostos húmicos e as argilas, retêm em torno das suas partículas um conjunto de catiões sendo os mais abundantes e mais rapidamente assimiláveis pelas plantas os iões Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ .

Os catiões adsorvidos podem participar num processo de troca reversível com os iões positivos existentes na solução do solo, existindo um equilíbrio entre as duas partes. A capacidade dos solos para adsorver e trocar catiões designa-se por capacidade de troca catiónica. Representa o somatório dos catiões adsorvidos na superfície dos colóides do solo (Tan, 1996).

A adsorção e troca catiónica são de grande significância prática no estudo dos solos, nomeadamente na retenção de nutrientes no solo e sua absorção pelas plantas. Os iões adsorvidos encontram-se geralmente disponíveis para as plantas pela troca com iões

H^+ obtidos a partir da respiração das raízes (Tan, 1996). Com efeito, pela libertação de H^+ e HCO_3^- como produtos da respiração, as raízes promovem a troca iónica na superfície das partículas de argila e de húmus, obtendo em troca nutrientes sob a forma de iões. A excreção de H^+ e ácidos depende da intensidade da respiração e da disponibilidade para as raízes do oxigénio, hidratos de carbono e da temperatura (Larcher, 1995).

O comportamento das plantas varia não só no grau em que absorvem os nutrientes disponíveis, mas também no modo como os distribuem e compartimentam. Estas diferenças ocorrem a nível celular, dos órgãos, da planta como um todo, assim como a nível intra e interespecífico.

O crescimento das plantas, usualmente expresso pela quantidade de biomassa produzida, pode ser adversamente afectado por distúrbios que resultam da deficiência ou desequilíbrios nutricionais. A adição de um nutriente limitante pode aumentar, diminuir ou não ter qualquer efeito na tolerância ao sal das plantas, dependendo da severidade do “stress” salino (Grattan & Grieve, 1994).

O potássio tem um importante papel na regulação osmótica e relações hídricas, assim como na actividade enzimática (Marschner, 1983).

Este nutriente encontra-se em baixas concentrações na solução do solo, pois é rapidamente adsorvido e fixado à superfície das partículas do solo, tornando-se assim indisponível. Para que as plantas possam ter um suprimento adequado de potássio é necessário que a membrana plasmática das células corticais da raiz tenha uma grande afinidade para o potássio em detrimento do sódio, embora o grau de selectividade possa variar bastante entre as espécies. Deste modo, a absorção do potássio é altamente selectiva e intimamente ligada à actividade metabólica. Isto é particularmente importante nos ambientes salinos onde as concentrações de sódio na solução do solo são bastante mais elevadas que as do potássio, no entanto, quantidades excessivas de potássio podem ser prejudiciais para algumas plantas.

Ainda que haja uma reduzida absorção e translocação de potássio pelas plantas crescendo em meios com grande concentração de sódio, pode haver aumento no crescimento das plantas em solos com elevada concentração de sódio, aos quais se fizeram adições de potássio. No entanto, o efeito benéfico do aumento da razão K^+/Na^+ , como

consequência da fertilização com potássio, não reduz o efeito deletério da salinidade (Grattan & Grieve, 1994).

Este elemento é caracterizado por grande mobilidade nas plantas ao nível da célula, dentro dos tecidos e no transporte de longa distância via xilema e floema. Não é metabolizado, formando apenas complexos fracos, sendo rapidamente substituído por outras substâncias. Por outro lado, devido à sua elevada concentração no citosol e cloroplastos, neutraliza os aniões macromoleculares solúveis (ex: aniões de ácidos orgânicos e aniões inorgânicos) e insolúveis, e estabiliza o pH entre 7 e 8 nestes compartimentos celulares, valores óptimos para a maioria das reacções enzimáticas (Marschner, 1995).

O cálcio desempenha um papel vital em termos nutricional e fisiológico no metabolismo das plantas. É essencial na preservação da integridade estrutural e funcional das membranas das plantas, estabiliza a estrutura das paredes celulares, regula o transporte de iões, assim como o controlo da acção de troca iónica e actividade enzimática da parede celular. Já que o cálcio é facilmente removido dos seus sítios de ligação extracelulares por outros catiões, estas funções podem ficar verdadeiramente afectadas por baixa disponibilidade de cálcio (Marschner, 1983; 1995; Grattan & Grieve, 1994).

A maior parte do cálcio deve estar retida nos vacúolos já que a sua concentração no citosol é extremamente baixa, passando-se algo de semelhante com a sua mobilidade no simplasma, de célula para célula, e no floema. Muitas das funções do cálcio como componente estrutural de macro-moléculas estão relacionadas com a sua capacidade para a coordenação, conseguindo estabelecer ligações inter-moleculares estáveis mas reversíveis, predominantemente na parede celular e membrana plásmica.

Nos anos mais recentes, este nutriente tem sido objecto de interesse por parte dos investigadores dos ramos da ecofisiologia e biologia molecular, devido à sua função como segundo mensageiro no sinal de condução entre factores ambientais e a resposta das plantas em termos de crescimento e desenvolvimento (Marschner, 1995).

Nos solos salinos, a concentração de cálcio aumenta usualmente com o aumento da concentração de sal. No entanto, simultaneamente, a absorção de cálcio da solução do solo pode diminuir devido à interacção iónica, precipitação e aumento da força iónica que reduz a actividade do cálcio. A competição iónica específica entre $\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$ e $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ pode ser

responsável por deficiências no ião cálcio. Com efeito, nos solos em que o sódio é o ião dominante, verifica-se uma redução na absorção dos iões potássio e cálcio pelas plantas e/ou uma deficiente distribuição interna destes elementos, embora em alguns casos se verifique aumento do crescimento nestas condições (Grattan & Grieve, 1994).

As funções do magnésio nas plantas estão em grande parte relacionadas com a sua capacidade para interactuar com fortes ligandos nucleofílicos (ex: grupos fosforílicos) através de ligações iónicas e actuando como elemento de ligação e/ou formando complexos de diferentes estabilidades. Uma proporção substancial do magnésio total está envolvida na regulação do pH celular e equilíbrio catião-anião. O grau de absorção do magnésio pode ser fortemente diminuído por outros catiões tais como o potássio, amónio, cálcio e manganésio assim como pelo ião hidrogénio, isto é, pelo pH baixo. A deficiência de magnésio induzida por competição com outros iões é um fenómeno bastante comum. Ainda que muitas ligações envolvendo o magnésio sejam na maioria iónicas, algumas são covalentes, como na molécula de clorofila. O magnésio forma complexos ternários com enzimas em que pontes catiónicas são necessárias para estabelecer uma geometria precisa entre a enzima e substrato (Marschner, 1995).

As halófitas dicotiledóneas são as plantas que acumulam mais sódio. O seu transporte a partir do meio exterior para o citoplasma das células é um processo passivo. Depende do potencial electroquímico, do gradiente de Na^+ e da presença de canais permeáveis ao Na^+ na membrana plasmática. Pode ser acumulado no citoplasma até 100 vezes mais do que a concentração externa. Esta acumulação é evitada nas plantas tolerantes ao sal pelo controlo da absorção com barreiras nos canais de entrada e/ou pelo transporte activo do citoplasma para os vacúolos e também para o meio exterior. A regulação das barreiras e a selectividade dos canais parecem ser responsáveis pela exclusão de sódio em muitas plantas tolerantes ao sal. A presença de Ca^{2+} e K^+ realça a exclusão de sódio, aparentemente pelo controlo da selectividade dos canais iónicos. Uma elevada concentração de potássio no meio também assegura o seu adequado suprimento para a planta na presença de excesso de Na^+ .

O ião cloreto é o acompanhante mais frequente dos iões Na^+ e K^+ , sendo, geralmente, a sua concentração nos vacúolos e citoplasma próxima do total da soma das

concentrações dos iões Na^+ e K^+ . Esta concorrência do sódio e cloro complica a avaliação da especificidade da toxicidade do ião cloreto (Jacoby, 1994).

Os sapais costeiros são considerados, na generalidade, sorvedouros para a matéria particulada em suspensão assim como metais vestigiais e nutrientes. Nos ambientes de sapal, a água do mar é a maior fonte de sódio, potássio, magnésio e cálcio mas também de cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos. Por outro lado, os afluentes resultantes dos rios são responsáveis pelo fornecimento de silício, alumínio e metais de transição assim como os principais nutrientes: carbono, fósforo e azoto (Bourg, 1988). A entrada de substâncias no sapal pode variar sazonalmente, em que no Inverno os componentes minerais são derivados fundamentalmente da erosão continental ao contrário do Verão em que dominam os componentes orgânicos, resultado de uma maior produtividade biológica (Williams *et al.*, 1994).

Os ambientes salinos são caracterizados por uma reduzida actividade iónica dos nutrientes e razões extremas de $\text{Na}^+ / \text{Ca}^{2+}$, Na^+ / K^+ , $\text{Ca}^{2+} / \text{Mg}^{2+}$ e $\text{Cl}^- / \text{NO}_3^-$ na solução do solo. Os iões Na^+ e/ou Cl^- geralmente excedem as concentrações de macronutrientes em uma ou duas ordens de grandeza, ou mais, no caso dos micronutrientes. As halófitas podem, também, revelar sintomas de desequilíbrio nutricional, apesar da sua grande capacidade para absorver selectivamente os nutrientes da solução do solo dominada por Na^+ e Cl^- . A disponibilidade e absorção dos nutrientes, em ambientes salinos, está relacionada com (Grattan & Grieve, 1994):

- a) a actividade iónica dos nutrientes na solução do solo, a qual depende do pH, pE, sua concentração e composição;
- b) a concentração e proporções dos elementos que influenciam a absorção e transporte dos nutrientes pelas plantas;
- c) numerosos factores ambientais, nomeadamente edáficos.

A composição iónica das plantas halófitas parece resultar da conjugação do “stress” salino do meio exterior e a fisiologia das espécies, tendo como consequência a correlação de um distinto padrão iónico com um determinado *taxon*. Neste contexto, é proposta a

designação de fisiótipo (Albert & Popp, 1977) para descrever certos taxa com características fisiológicas específicas mesmo em diferentes condições edáficas. A considerável plasticidade do padrão iónico poderá ser devida a mudanças genéticas ou depender da adaptabilidade às variadas condições nutricionais do solo. De acordo com estes autores, as Chenopodiaceae apresentam as seguintes características:

- a) preferência por sódio mesmo quando o substrato apresenta valores baixos deste ião (K^+/Na^+ inferior a 1);
- b) dominância da absorção de Cl em relação ao SO_4^{2-} mesmo quando este último ião se encontra em excesso no substrato;
- c) tendência para a acumulação de aniões inorgânicos em vez dos aniões orgânicos, excepto em certas áreas salinas do interior onde o Na⁺ excede o Cl devido à presença de outros aniões na solução do solo (nesta situação o oxalato é sintetizado como anião orgânico).

Com efeito, as Chenopodiaceae têm sido frequentemente associadas a um eficiente transporte de sódio para a parte aérea (Osmond *et al.*, 1980; Pitman, 1984; Flowers & Yeo, 1988) embora outros trabalhos (Breckle, 1986; Reimann, 1992; Reimann & Breckle, 1993) venham mostrar a exclusão de sódio dentro desta família, nomeadamente baixas concentrações de sódio na parte aérea de algumas espécies de *Chenopodium* (Reimann, 1992).

Tendo em conta o importantíssimo papel dos processos de nutrição mineral nos mecanismos de adaptação ecológica e desenvolvimento das halófitas, pretendeu-se com este estudo avaliar o padrão de acumulação de nutrientes em diferentes espécies sujeitas a diferentes condições edáficas, contribuindo deste modo para um conhecimento mais aprofundado dos processos de mobilização e transporte no ciclo de nutrientes do sapal da Ria de Aveiro.

7.2- MATERIAL E MÉTODOS

Foi efectuada a determinação dos iões sódio, potássio, cálcio e magnésio nos vários órgãos das plantas e sedimento envolvente, utilizando um espectrómetro ICP-AES, conforme referido nos capítulos 2.3.2 e 2.3.1, respectivamente. A concentração correspondente a cada amostra resultou da média de 3 leituras.

7.3- RESULTADOS E DISCUSSÃO

A disponibilidade iónica no sedimento (tabela 7.1) varia bastante dentro do mesmo local de amostragem, o que está de acordo com diversos autores (Adam, 1993; Marschner, 1995; Tan, 1996) quando referem existir uma grande heterogeneidade nos solos, consequência da complexa acção conjunta de vários factores, nomeadamente, o potencial hídrico, pH, pE, capacidade de troca iónica e matéria orgânica.

Com efeito, os solos dos sapais apresentam grandes flutuações no potencial hídrico e, consequentemente, a concentração iónica e a disponibilidade de nutrientes na solução do solo é também alterada (Osmond *et al.*, 1980). A concentração de sais no solo é das características edáficas que mais influenciam a distribuição da vegetação nos sapais. Os processos metabólicos nos sapais são bastante complexos, sendo de especial importância as inter-relações iónicas na absorção dos iões. Com efeito, a proporção entre concentrações dos diferentes iões pode sofrer importantes variações sazonais devido aos processos de adsorção e absorção pelos colóides electronegativos do solo e aos diferentes graus de solubilidade dos diferentes sais. Tal pode afectar certos estádios do desenvolvimento das plantas, tais como o estado fenológico das espécies perenes, germinação das sementes ou o ciclo de vida das plantas anuais (Alvarez-Rogel *et al.*, 1997).

A disponibilidade iónica no sedimento segue geralmente a ordem $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$, (tabela 7.1) o que está de acordo com Krüger & Peinemann (1996), sendo os valores de Na^+ bastante mais elevados que os dos restantes iões. De facto, nos solos salinos, a capacidade de troca iónica é geralmente caracterizada por elevadas proporções de sódio em relação ao cálcio (Bresler *et al.*, 1982). Contudo, na Sacor, onde o sedimento apresenta uma textura mais arenosa, os valores de cálcio são mais elevados que os de magnésio.

A concentração de iões disponíveis para as plantas reflecte uma certa sazonalidade, com valores mais elevados no Verão, com menor evidência no caso do K⁺.

A análise de variância sugere que a disponibilidade dos diversos iões no solo é significativamente dependente dos meses e dos locais de amostragem (tabelas 7.2 e 7.4). Com efeito, Varela, Varela-ria e Torreira apresentam concentrações mais elevadas para os diversos iões do que os restantes locais (tabela 7.1): no que diz respeito aos iões sódio e potássio, a Torreira é significativamente diferente dos restantes locais assim como a Varela e Varela-ria são significativamente diferentes da Sacor, Verdemilho, Vagueira e Barra (tabela 7.3).

Factor	DF	Concentração de Na ⁺ no sedimento			Concentração de K ⁺ no sedimento		
		MS	F	P	MS	F	P
Local	6	5593500,994	39,933	<0,001	66138,654	37,714	<0,001
Mês	6	1543848,439	11,022	<0,001	8438,814	4,812	<0,001
Local x Mês	36	340063,035	2,428	<0,001	3119,028	1,779	0,014
Erro	94	140071,902			1753,683		

Tabela 7.2- Resultados da ANOVA bifactorial para as variáveis “concentração de Na⁺” e “concentração de K⁺” no sedimento dos vários locais de amostragem (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados).

Variável	Factor	Comparação	q	P
Concentração de Na ⁺ no sedimento	Local	Tor/Sac	17,944	<0,001
		Tor/Ver	15,121	<0,001
		Tor/Vag	14,856	<0,001
		Tor/Bar	14,016	<0,001
		Tor/Vrr	7,593	<0,001
		Tor/Var	7,389	<0,001
		Var/Sac	11,033	<0,001
		Var/Ver	7,861	<0,001
		Var/Vag	7,467	<0,001
		Var/Bar	6,627	<0,001
		Vrr/sac	10,841	<0,001
		Vrr/Ver	7,660	<0,001
		Vrr/Vag	7,262	<0,001
		Vrr/Bar	6,422	<0,001
Concentração de K ⁺ no sedimento	Local	Tor/Sac	17,287	<0,001
		Tor/Ver	14,854	<0,001
		Tor/Vag	12,332	<0,001
		Tor/Bar	13,708	<0,001
		Tor/Vrr	5,777	0,002
		Tor/Var	6,876	<0,001
		Var/Sac	10,855	<0,001
		Var/Ver	7,978	<0,001
		Var/Vag	5,456	0,004
		Var/Bar	6,832	<0,001
		Vrr/Sac	11,884	<0,001
		Vrr/Ver	9,077	<0,001
		Vrr/Vag	6,555	<0,001
		Vrr/Bar	7,931	<0,001

Tabela 7.3- Resultados do Teste Tukey para as variáveis “concentração de Na⁺” e “concentração de K⁺” no sedimento dos vários locais de amostragem.

Factor	DF	Concentração de Ca ²⁺ no sedimento			Concentração de Mg ²⁺ no sedimento		
		MS	F	P	MS	F	P
Local	6	207698,911	30,510	<0,001	211705,	33,436	<0,001
Mês	6	21925,785	3,221	0,006	34276,474	5,413	<0,001
Local x Mês	36	11612,787	1,706	0,021	13355,037	2,109	0,002
Erro	94	6807,526			6331,705		

Tabela 7.4- Resultados da ANOVA bifactorial para as variáveis “concentração de Ca²⁺” e “concentração de Mg²⁺” no sedimento dos vários locais de amostragem (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados).

A análise das tabelas 7.5, 7.9 e 7.13 permite constatar que o ião sódio é acumulado preferencialmente nos artigos/folhas, além de ser o ião com maior concentração em qualquer um dos órgãos das espécies em estudo. Contudo, a limitação na absorção do sódio é necessária para assegurar baixas concentrações na porção aérea, porque as capacidades de armazenamento nas raízes são limitadas (Greenway & Munns, 1980). Flowers & Yeo (1988) sugerem um controlo de “feedback” na absorção do sódio pela sua concentração nas raízes. De acordo com estudos realizados em Chenopodiaceae, o transporte efectivo do sódio para as folhas é provavelmente devido a uma libertação preferencial do sódio para a estela ou devido à reabsorção do potássio do xilema (Jeschke & Stelter, 1983; Pitman, 1984; Flowers & Yeo, 1986).

De um modo geral, a acumulação de sódio aumenta nos diversos órgãos desde a Primavera até ao Verão, sofrendo um decréscimo nos meses seguintes. Os restantes catiões nem sempre apresentam um comportamento sazonal semelhante ao do sódio.

Os resultados sugerem que *Salicornia* é o género mais tolerante pois é o que apresenta maior acumulação de Na⁺ em todos os órgãos.

As folhas de *Halimione* acumulam menos sódio do que os artigos de *Sarcocornia*, ao contrário do caule, o que se deve certamente à actividade dos tricomas vesiculares.

Tabela 7.5- Concentração do íon sódio (mmol.g⁻¹ peso seco) nos órgãos de *H. portulacoides* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média ± desvio padrão, n=3).

Tabela 7.6- Concentração do íon potássio (mmol.g⁻¹ peso seco) nos órgãos de *H. portulacoides* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média ± desvio padrão, n=3).

Tabela 7.7- Concentração do íon cálcio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *H. portulacoides* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Tabela 7.8- Concentração do íon magnésio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *H. portulacoides* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Tabela 7.9- Concentração do íon sódio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *S. perennis* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Tabela 7.10- Concentração do íon potássio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *S. perennis* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Tabela 7.11- Concentração do íon cálcio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *S. perennis* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Tabela 7.12- Concentração do íon magnésio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *S. perennis* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Dez. 95/ Dez. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Tabela 7.13- Concentração dos íons sódio e potássio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *S. ramosissima* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Jul. 96/ Out. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Tabela 7.14- Concentração dos íons cálcio e magnésio (mmol.g^{-1} peso seco) nos órgãos de *S. ramosissima* nos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual: Jul. 96/ Out. 96 (média \pm desvio padrão, n=3).

Em todos os géneros, a acumulação de Na⁺ nos artigos e folhas é significativamente dependente dos meses e dos locais de amostragem (tabelas 7.15 e 7.16).

A suculência dos artigos de *Sarcocornia* e das folhas de *Halimione*, traduzida pelos valores de pf/ps, está correlacionada com a acumulação de Na⁺, no sentido de haver um decréscimo na concentração de sódio com o aumento da suculência. *Salicornia* apresenta uma correlação negativa mas não significativa (tabela 7.17).

Apenas *Halimione* apresenta uma correlação significativa entre a concentração de Na⁺ das raízes e a do sedimento. No que diz respeito aos artigos/folhas apenas *Salicornia* não apresenta correlação significativa entre a disponibilidade de Na⁺ do sedimento e a acumulação deste ião nos referidos órgãos (tabela 7.17).

Factor	Concentração de Na ⁺ nas folhas			
	DF	MS	F	P
Local	6	5,366	35,822	<0,001
Mês	6	7,134	47,626	<0,001
Local x Mês	36	0,304	2,028	0,003
Erro	97	0,150		

Tabela 7.15 – Resultados da ANOVA bifactorial para a variável “concentração de sódio nas folhas de *H. portulacoides*” (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados).

Factor	Concentração de Na ⁺ nos artigos de <i>S. perennis</i>				Concentração de Na ⁺ nos artigos de <i>S. ramosissima</i>			
	DF	MS	F	P	DF	MS	F	P
Local	5	1,489	5,328	<0,001	4	3281,812	7,192	<0,001
Mês	5	16,368	58,574	<0,001	3	19284,259	42,259	<0,001
Local x Mês	25	1,198	4,289	<0,001	12	1965,366	4,307	<0,001
Erro	90	0,279			40	456,330		

Tabela 7.16 – Resultados da ANOVA bifatorial para as variáveis “concentração de sódio nos artigos” de *S. perennis* e *S. ramosissima* (DF- graus de liberdade; MS- média dos quadrados).

Espécie	Suculência dos artigos (folhas)/concentração de Na ⁺ nos artigos (folhas)			Concentração de Na ⁺ na raiz/concentração de Na ⁺ nos artigos (folhas)		
	r	P	n	r	P	n
<i>H. portulacoides</i>	-0,342	0,0161	49	0,431	0,001	49
<i>S. perennis</i>	-0,384	0,0121	42	0,183	n.s.	42
<i>S. ramosissima</i>	-0,329	n.s.	20	0,337	n.s.	20

Tabela 7.17- Coeficientes de correlação (r) entre a “suculência/concentração do ião sódio para os artigos (ou folhas)” e entre “concentração do ião sódio nas raízes e artigos (ou folhas)” nas 3 espécies em estudo (n.s.- não significativo).

A tabela 7.18 revela uma acumulação iônica relativa semelhante a nível da raiz e caule das três espécies, estando de acordo com Sharma (1982), ao referir que, dentro das Chenopodiaceae, a absorção preferencial de Na⁺+K⁺, em detrimento do Ca²⁺, é bastante comum. Grattan & Grieve (1994) referem a importância da razão Ca²⁺/total de catiões,

Na⁺/Ca²⁺ e Ca²⁺/Mg²⁺ devido ao papel do cálcio nos processos de nutrição das plantas referindo que razões extremas de Na⁺/Ca²⁺ podem causar problemas metabólicos. A presença do Ca²⁺ parece ser necessária para a selectividade K⁺/Na⁺ e manutenção duma concentração apropriada de K⁺ nas células das plantas. Todavia, em *Halimione*, a concentração de Mg²⁺ aproxima-se bastante da concentração de Ca²⁺ das raízes e caules, o mesmo se verificando nas folhas. Por outro lado, os caules de *Salicornia* de Verdemilho, Varela-ria e Varela apresentam concentrações de Mg²⁺ superiores às de K⁺.

Salicornia e *Sarcocornia*, sendo géneros afins sob o ponto de vista taxonómico, apresentam o mesmo padrão de acumulação relativa nos artigos, todavia diferente do das raízes e caules, com valores de Mg²⁺ superiores aos de K⁺. Em contrapartida, as folhas de *Halimione* apresentam uma acumulação iónica relativa semelhante à das raízes e caules, para o qual deve contribuir a presença de tricomas vesiculares com o seu papel activo na excreção salina.

Espécie	Raiz	Caule	Folha/Artículo
<i>H. portulacoides</i>	Na ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺ ?>Ca ²⁺	Na ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺ ?>Ca ²⁺	Na ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺ ?>Ca ²⁺
<i>S. perennis</i>	Na ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺	Na ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺	Na ⁺ >Mg ²⁺ >K ⁺ >Ca ²⁺
<i>S. ramosissima</i>	Na ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺	Na ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺ >Ca ²⁺ (Tor e Bar) Na ⁺ >Mg ²⁺ >K ⁺ >Ca ²⁺ (Ver, Vrr e Var)	Na ⁺ >Mg ²⁺ >K ⁺ >Ca ²⁺

Tabela 7.18- Acumulação iónica relativa nos vários órgãos das 3 espécies em estudo.

Embora sendo o ião menos disponível no solo, a absorção de K⁺ não parece ser muito afectada pela competição com o Na⁺, o que está de acordo com Jeschke (1983) ao verificar que se dá a absorção de K⁺, em quantidade suficiente para satisfazer as necessidades nutricionais, mesmo quando a razão Na⁺/K⁺ na solução das culturas é de 100.

Segundo Jeschke & Stelter (1983), a acumulação preferencial de sódio nos tricomas vesiculares das folhas jovens permite a manutenção de concentrações elevadas de K⁺ no limbo da folha.

Embora a Sacor presente, ao contrário dos outros locais, valores de cálcio disponível superiores aos de magnésio, não se verificam diferenças na acumulação iónica relativa nas plantas deste local.

A importância da razão iónica nas espécies tolerantes ao sal tem sido objecto de investigação (Freitas & Breckle, 1992; Reimann & Breckle, 1993, 1995). A tabela 7.19 revela razões iónicas próximas de 1 o que sugere que a regulação osmótica nas folhas e artículos das espécies estudadas é conseguida fundamentalmente entre o equilíbrio dos cations Na⁺, K⁺; Mg²⁺, Ca²⁺ e os aniões Cl⁻ e NO₃⁻, sendo os principais contribuintes para este equilíbrio os iões Na⁺ e Cl⁻.

Género	Mês	Sac	Bar	Vag	Ver	Tor	Vrr	Var
<i>Halimione</i> (folha)	Dez.	1,10	0,99	1,45	0,99	1,43	1,13	0,99
	Fev.	1,07	1,07	1,55	1,15	1,02	1,11	1,09
	Abr.	1,13	0,97	1,89	1,07	1,01	1,15	1,29
	Jun.	0,97	0,93	1,34	0,87	0,86	1,00	1,23
	Ago.	1,17	0,84	1,10	0,98	0,89	1,04	1,13
	Out.	0,90	0,87	0,87	0,87	0,88	0,87	0,82
	Dez.	1,23	1,00	1,33	1,04	0,99	1,19	1,19
<i>Sarcocornia</i> (artículo)	Dez.	0,83	0,99	—	1,02	0,94	1,16	1,10
	Fev.	1,02	0,98	—	1,14	0,97	0,89	1,29
	Abr.	1,03	1,05	—	0,97	1,00	1,03	1,13
	Jun.	1,00	1,03	—	0,96	0,96	0,98	0,94
	Ago.	0,96	1,00	—	1,11	0,95	1,01	0,92
	Out.	0,88	0,89	—	0,89	0,83	0,83	0,92
	Dez.	1,08	1,12	—	1,11	0,95	1,07	1,12
<i>Salicornia</i> (artículo)	Jul.	—	1,00	—	1,00	0,94	0,97	0,89
	Ago.	—	0,96	—	0,94	1,03	0,90	1,06
	Set.	—	0,81	—	0,79	0,95	0,84	1,09
	Out.	—	0,91	—	0,80	1,07	0,95	0,95

Tabela 7.19- Razões iónicas (Na⁺+K⁺+Mg²⁺+Ca²⁺/Cl⁻+NO₃⁻) dos artículos e folhas, dos vários locais de amostragem, ao longo de um ciclo anual (Dez. 95/Dez. 96).

Embora o equilíbrio osmótico seja feito fundamentalmente pelos iões Na⁺ e Cl⁻, elevadas concentrações destes iões são tóxicas no citoplasma, de tal forma que o equilíbrio osmótico deve ser obtido através de solutos orgânicos compatíveis (Flowers & Yeo, 1988). Com efeito, em *Atriplex prostrata*, a razão catião/anião pode ser igual a 5 (Freitas, & Breckle, 1992), o que sugere que este excesso de catiões seja equilibrado pela síntese de oxalatos (Osmond *et al.*, 1980). Contudo, em *Halimione*, género taxonomicamente muito próximo de *Atriplex*, a acumulação de sódio e cloro é bastante similar o que sugere que a grande actividade dos tricomas vesiculares assegura a necessária excreção, o que está de acordo com Freitas & Breckle (1992).

Em *Salicornia* e *Sarcocornia* a manutenção do equilíbrio iónico é certamente conseguido pelo aumento da suculência dos seus artículos, o que está de acordo com Flowers *et al.* (1977) e Jacoby (1994).

Os resultados obtidos sugerem, e de acordo com Breckle (1986) e Krüger & Peinemann (1996), não existir uma forte correlação entre o conteúdo iónico do sedimento e a composição iónica observada nas diferentes espécies, sendo sem dúvida que o maior controlo cabe às características genéticas dos diferentes taxa. A concentração de sal nos tecidos pode ser regulada para perto de níveis óptimos relacionados com a média da salinidade do solo tolerada pelas espécies (Redmann & Fedec, 1987).

As grandes diferenças encontradas no conteúdo em sódio das halófitas tem sido relacionadas com variações na absorção e transporte iónico assim como atribuídas ao efeito da competitividade iónica (Reimann & Breckle, 1993; Krüger & Peinemann, 1996).

Capítulo 8
Acumulação de metais
pesados em *S. ramosissima*,
S. perennis e *H.*
portulacoides

8.1-INTRODUÇÃO

A poluição originada por metais pesados, designação utilizada como denominação geral para os metais classificados como responsáveis pela poluição ambiental (Tiller, 1989), tem contribuído, de forma marcante, para a degradação dos ecossistemas. Considera-se que um ecossistema, ou parte dele, está poluído por determinado metal, quando a sua concentração se encontra acima de determinadas valores, variáveis com o tipo de metal. O ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu) são metais pesados essenciais para o crescimento das plantas. Outros são considerados benéficos, isto é, estimulam o crescimento mas não são essenciais ou apenas são essenciais para algumas espécies e/ou em determinadas condições, nomeadamente o níquel (Ni) e o cobalto (Co). O chumbo (Pb), cádmio (Cd) e crómio (Cr) não são essenciais nem benéficos ao metabolismo das plantas (Punz & Sieghardt, 1993; Williams *et al.*, 1994; Marschner, 1995).

O transporte de metais pesados para o meio ambiente é efectuado através da água e do ar, a partir das rochas ou como resultado da actividade humana (Martin & Kaplan, 1998). Todavia, verifica-se um maior provimento de metais por via antropogénica, com elevados níveis de metais biodisponíveis, do que a partir da lenta desagregação das rochas (Greger, 1999). Campbell *et al.* (1983), ao compararem os metais emitidos para a atmosfera, de origem natural e antropogénica, constataram que os resultantes da actividade humana foram emitidos em quantidades bastante superiores aos emitidos por processos naturais (ca. de 15 vezes mais Cd, 100 vezes mais Pb, 13 vezes mais Cu e 21 vezes mais Zn).

Os ecossistemas costeiros têm em comum o facto de os seus ciclos biogeoquímicos serem fortemente afectados pela deposição de materiais de outros ecossistemas, sendo esta contribuição oriunda não só da zona terrestre como também da zona marítima (Ernst,

1987). Qualquer ruptura nos processos biológicos, químicos e físicos destes ecossistemas pode ter um efeito dramático na zona de sapal, nomeadamente um declínio da vegetação e a consequente erosão do sedimento (Williams *et al.*, 1994).

Nas zonas costeiras, o grande volume de actividades industriais e agrícolas, conjugado com o aumento da população, aumenta a quantidade de sedimentos arrastados pelos rios alterando, simultaneamente, a qualidade química da água e dos sedimentos (Förestner & Wittmann, 1981).

A actividade turística também pode ser responsável pelo transporte de metais pesados para a zona costeira. Contudo, a segunda maior descarga de poluentes nos ecossistemas costeiros é causada pelo regime de marés, contribuindo para um maior número de metais na forma dissolvida e particulada. Neste contexto, a análise do sedimento dos sapais poderá constituir um elemento imprescindível na avaliação do estado de poluição de uma determinada área (Vestergaard, 1979).

A capacidade de retenção de metais pesados, por parte dos sapais, tem sido abordada por vários autores (Golberg *et al.*, 1977; McCaffrey & Thomson, 1980; Beeftink *et al.*, 1982; Lindau & Hossner, 1982; Guertzoni *et al.*, 1984; Reboredo & Ribeiro, 1984; Rozema *et al.*, 1985c; Kuhlmeier, 1991; Chenhall *et al.*, 1992; Orson *et al.*, 1992; Caçador *et al.*, 1993; Caçador, 1994; Williams *et al.*, 1994; Otte *et al.*, 1995; Caçador *et al.* 1996; Greger, 1999).

As concentrações dos metais nos sedimentos do sapal não são uniformes, apresentando variações bastante grandes de sapal para sapal bem como dentro do mesmo sapal. Com efeito, a concentração dos metais neste tipo de ecossistemas depende fundamentalmente da natureza e distância das fontes de poluição, contudo outros factores também influenciam as tendências de acumulação, tais como a composição do material poluente, tamanho das partículas, carga orgânica, tipo de sedimento, circulação estuarina, frequência do encharcamento, tipo e extensão da cobertura vegetal, carga de sólidos suspensos nas águas que entram no sapal, condições físicas e químicas das águas estuarinas e o próprio tipo de sapal (Mickle, 1993; Williams *et al.*, 1994).

Os factores com maior influência na biodisponibilidade dos metais nos solos são o pH, a capacidade de troca catiónica (CEC), conteúdo em argilas e conteúdo em matéria orgânica. Todavia, nos sapais, o potencial redox (Eh) é de especial importância devido à influência das marés. Com potencial redox baixo, os metais ficam ligados aos sulfuretos nos sedimentos e são então imobilizados (Greger, 1999). Otte *et al.* (1993) e Caçador *et al.* (1996), verificaram que o potencial redox do sedimento entre as raízes era geralmente mais elevado do que no sedimento sem raízes, o que pode ser atribuído à libertação de oxigénio pelas raízes, através da sua actividade radicular (Ernst, 1990), levando eventualmente à precipitação dos óxidos de Fe na rizosfera (Vale *et al.*, 1990).

Baixos valores de pH aumentam a biodisponibilidade dos metais, visto que os iões de hidrogénio têm uma grande afinidade para as cargas negativas dos colóides, competindo com os iões metálicos. As reacções redox no solo, assim como a oxidação de sulfuretos, podem levar a um decréscimo do pH. Um conteúdo elevado em matéria orgânica também significa imobilização dos metais ligados aos ácidos fúlvicos e ácidos húmicos. Na generalidade, em condições de baixo hidrodinamismo, quanto maior é o conteúdo em argilas e/ou o conteúdo em matéria orgânica, assim como o pH, mais firmemente ligados estão os metais e conseqüentemente o seu tempo de residência no sedimento é maior (Beefink *et al.*, 1982; Otte, 1991; Gomes & Delgado, 1994; Greger, 1999).

Apesar da acidez do solo permitir, de uma maneira geral, o aumento da disponibilidade dos metais pesados, as espécies vegetais diferem consideravelmente na sua capacidade de troca catiónica: com os metais pesados, em particular, as características de ligação podem ser quase específicas (Punz & Sieghardt, 1993). Os sedimentos de textura fina e com apreciável conteúdo em matéria orgânica acumulam quantidades consideráveis de metais pesados (Gambrell, 1994). Todavia, as várias formas de metais pesados nos sedimentos estão dependentes de muitos tipos de reacções competidoras entre si, incluindo complexação com ligandos orgânicos e inorgânicos em solução, mudanças do estado de oxidação, fenómenos de precipitação/dissolução, de adsorção/libertação e de troca iónica (Leckie, 1988).

A mobilidade dos metais pesados também é afectada pela salinidade do solo, de tal modo que o aumento deste parâmetro provoca a mobilização dos metais pesados (Otte, 1991). Porém, a salinidade pode aumentar a formação de complexos de cloro com metais, diminuindo assim a disponibilidade destes últimos. Por outro lado, os cloretos interferem com a actividade fisiológica da planta (Levitt, 1980), de tal modo que uma baixa concentração de metais pesados nas plantas, sob condições salinas, pode ser o resultado de uma baixa actividade de absorção das raízes. A salinidade também influencia a floculação/coagulação das partículas coloidais, reacções de adsorção/libertação com a matéria orgânica e precipitação/dissociação de óxidos hidratados na zona de mistura dos estuários com a água doce. Consequentemente, a salinidade afecta indirectamente a deposição de nutrientes e contaminantes nos estuários e sapais, afectando assim as características do sedimento (Williams *et al.*, 1994).

Um dos factores que também tem uma influência marcante na disponibilidade dos metais pesados nos ecossistemas de sapal é a sua própria hidrologia, pois esta governa o suprimento de sedimento e a zonação da vegetação, assim como uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos (Williams *et al.*, 1994).

Os metais pesados podem estar disponíveis para as plantas no ar, na água e também no solo. Além da absorção, pode verificar-se uma libertação de metais dos tecidos das plantas, para a água e solo, ou das folhas para a atmosfera e para o solo. Logo, a acumulação de metais pesados depende da absorção feita pelos tecidos e da sua libertação para o meio (Greger, 1999).

A concentração dos metais pesados nos vários órgãos das plantas resulta de processos de absorção e translocação (Ernst, 1987; Marschner, 1995). O processo mais geral na absorção de metais é através da raiz, com eventual translocação para a porção aérea (Huiskes & Rozema, 1988). A absorção através das folhas e caules, a partir da atmosfera, da água de maré e dos depósitos de sedimento trazidos pela maré, pode contribuir para o conteúdo em metais dos tecidos das plantas, contudo, este tipo de absorção é pouco significativo nas plantas de sapal (Rozema *et al.*, 1988). Por outro lado, parte dos metais da porção subterrânea das plantas está relacionada com a deposição de Fe à volta das raízes (Williams *et al.*, 1994).

A absorção de metais pesados pelas plantas é efectuada passivamente por via apoplástica ou por via simplástica (Ross & Kaye, 1994). Contudo, os metais pesados são fundamentalmente transportados por via apoplástica. A translocação radial é efectuada preferencialmente através das porções jovens da endoderme, onde as faixas de Caspary não estão ainda completamente desenvolvidas (Marschner, 1995).

O modo como os metais são transportados nos vasos de xilema continua pouco conhecido (Greger, 1999). Com efeito, neste tipo de vasos os metais são provavelmente translocados, pelo menos até certo ponto, sob a forma de complexos: o zinco pode ser transportado quelado a ácidos orgânicos, o cobre complexado com aminoácidos, enquanto o cádmio é provavelmente transportado como ião divalente (Hardiman & Jacoby, 1984).

O transporte dos metais pesados no floema torna-se difícil devido à não dissolução destes iões a um pH > 7, sendo apenas transportados quando quelados a outras substâncias. Por outro lado, durante o transporte através da planta, os metais ligam-se facilmente às paredes das células, o que explica por que a maior parte dos metais absorvidos são geralmente encontrados nas raízes e/ou rizomas e pequenas quantidades são translocadas para a porção aérea (Greger, 1999).

A distribuição dos metais pesados no corno da planta depende da maneira como os metais pesados são fornecidos, a sua composição, assim como da espécie ou mesmo da população de plantas (Punz & Sieghardt, 1993).

Dos numerosos trabalhos realizados nas últimas duas décadas pode-se tirar uma conclusão unânime: a resistência aos metais não é um simples atributo fisiológico mas um síndrome de adaptações a nível celular e bioquímico. A resistência aos metais pesados nas plantas vasculares não pode ser exclusivamente explicada ao nível celular mas também ao nível do tecido, do órgão e do meio ambiente (Punz & Sieghardt, 1993).

As plantas apresentam uma série de mecanismos de autoprotecção contra os metais pesados. Estes incluem a produção de metalotioninas e de fitoquelatinas, compartimentação subcelular de metais e exsudação de ligandos orgânicos (Ross & Kaye, 1994).

Factores externos tais como, a temperatura e a luz, influenciam não só o crescimento como podem também afectar a absorção de metais pesados: a elevação da

temperatura aumenta a absorção do Cd em *Solanum nigrum* (Macek *et al.*, 1994), *Lemna minor* e a absorção de Cd e Pb em *Lolium perenne* (Greger, 1999).

A absorção de um metal pode ser afectada por outros metais por competição com os locais de absorção O conteúdo em Zn em *Phaseolus* sp. decresce com o aumento da absorção de Cd, Pb e Cu (Hardiman & Jacoby, 1984).

A adição de nutrientes também afecta a absorção de metais, desde que outros cátions do meio possam competir com os metais. Contudo, os aniões também podem afectar a absorção dos metais: desde que um metal é absorvido sob a forma iónica a força de afinidade para um dado anião afecta a absorção do metal (Greger, 1999).

Além da especiação química, outros factores tais como interacções com microrganismos, diferenças inter e intra-específicas nos sistemas de absorção das plantas e características micro-climáticas, podem determinar de um modo decisivo a absorção de metais pesados pelas plantas de sapal (Otte, 1991).

Devido ao facto de espécies diferentes apresentarem graus de absorção diversos, é difícil definir quando a absorção de metais pesados é baixa, média ou elevada. Porém, tem-se procurado padronizar as concentrações de metais pesados nas plantas (tabela 8.1).

Metal	Concentração de metal ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco)		
	Alloway, 1995	Greger, 1999	Presente trabalho
Cd	0,1-2,4	0,05	—
Cu	5-20	10	9
Fe	—	150	8116
Pb	0,2-20	1,0	25
Zn	1-400	50	74

Tabela 8.1-Concentração mais frequente de metais pesados numa planta.

A toxicidade dos metais pesados varia entre as estações do ano e é condicionada pelas sua disponibilidade e variadas especiações apresentadas (Williams *et al.*, 1994).

A toxicidade relativa dos metais pesados para as plantas vasculares decresce na ordem Hg?Cd?Cu?Zn?Pb (Ross & Kaye, 1994).

Os sintomas mais comuns caracterizam-se pela redução no crescimento, sendo o mais característico a redução do crescimento radicular, cloroses e necroses nas folhas com sintomas posteriores típicos de senescência e abscisão (Barceló & Poschenrieder, 1992). Contudo os metais pesados podem provocar danos não só por excesso como também por deficiência, no caso de serem essenciais ao metabolismo (tabela 8.2):

METAL	DEFICIÊNCIA	EXCESSO
Ferro	?Clorose nas folhas jovens e rebentos ?Nervuras das folhas com tonalidade verde-pálida ?Folhas amarelo-pálidas ou quase brancas (deficiência aguda)	?Clorose foliar (sintoma geral)
Cobre	?Clorose das folhas jovens e morte gradual das folhas adultas em espécies herbáceas ?Morte progressiva dos rebentos terminais e aumento de excrecências gomosas	?Clorose geral e retardamento acentuado do crescimento
Zinco	?Restrição ao normal desenvolvimento da folha e diminuição do espaço inter-nodal ?Vários tipos de clorose	?Retardamento no crescimento (as plantas tornam-se anãs e cloróticas)

Tabela 8.2- Efeitos fisiológicos da deficiência e excesso de alguns metais pesados (Reboredo, 1988; Barceló & Poschenrieder, 1992).

Quando o “stress” provocado pela toxicidade de metais pesados aumenta para além de valores críticos, desencadeia-se uma série de mecanismos metabólicos e hormonais que tendem a combater a acção dos metais. Estes mecanismos homeostáticos são de diversa índole podendo actuar a nível celular e intercelular. Esta toxicidade é atenuada por mecanismos de compartimentação extracelular ou extracitosólica ou mecanismos de sequestro e inactivação no próprio citosol. Muitas das respostas enzimáticas características

do metabolismo de “stress” são também respostas adaptativas que favorecem uma protecção inespecífica dos danos celulares causados pela toxicidade (Barceló & Poschenrieder, 1992).

O efeito mais importante que as plantas têm na retenção de metais nos sapais pode não ser pela absorção dos metais mas pela oxidação da rizosfera, aumentando assim a quantidade de óxidos e hidróxidos de ferro no solo, embora essa quantidade esteja dependente da estação do ano (Otte *et al.*, 1995). Deste modo, o processo de adsorção de grandes quantidades de metais pesados aos óxidos e hidróxidos de ferro e manganésio que rodeiam as raízes pode desempenhar um papel chave na tolerância das halófitas aos metais pesados. Neste contexto, a vegetação pode funcionar como armadilha para o sedimento (Chenhall *et al.*, 1992) tendo um papel importante na deposição do material suspenso nos estuários e lagunas, nomeadamente metais pesados.

Os sedimentos superficiais da Ria de Aveiro apresentam quantidades relativamente elevadas de metais pesados, adsorvidos preferencialmente às partículas de argila. Parte destes metais são libertados das rochas e solos existentes nas áreas de drenagem e lançados nas águas da laguna, onde a sedimentação é intensa, ou então ficam em solução ou adsorvidos a materiais em suspensão e partículas orgânicas; outra parte entra na laguna, via atmosfera, na forma de poeiras arrastadas pelo vento, originadas em solos ou em produtos relacionados com a actividade humana. Todavia, a principal fonte de metais pesados resulta da actividade doméstica, industrial e agrícola, neste último caso a utilização de pesticidas (Gomes & Delgado, 1991). Com efeito, a partir dos anos 50, a melhoria das vias de comunicação, redes de água e energia, permitiram que a região de Aveiro fosse progressivamente ocupada por habitações, unidades fabris nos sectores da indústria química, metalomecânica e alimentar, sem, no entanto, ser seguida uma política de ordenamento em relação às infra-estruturas de saneamento, o que levou à descarga directa de efluentes domésticos e industriais nas águas da laguna.

Uma das principais fontes poluidoras da ria é sem dúvida o complexo químico de Estarreja, com cerca de uma centena de indústrias, distribuídas pelos ramos da química, alimentação, metalurgia, madeira, cortiça, têxtil e curtumes.

A pesar da qualidade da água da Ria de Aveiro não ser boa em variados locais, sob o ponto de vista químico-sanitário, a qualidade dos sedimentos parece ser muito pior devido à fixação dos metais que entram na laguna, nomeadamente o Cu, Zn, Cd e Pb (Gomes, 1992). De facto, os dados analíticos mostram que os seus sedimentos constituem uma boa armadilha para os poluentes químicos. A sedimentação das argilas coloidais e partículas orgânicas, que existem em suspensão nas águas da laguna, permitem o arrastamento dos metais poluentes entre os quais Zn, Pb, Cu e Cd. O conteúdo em Zn é relativamente alto (valores ca. de 0,2 % podem ser encontrados), contudo as concentrações são aleatórias. De modo semelhante ao Zn, o Cu, Pb e Cd parecem ter origens bastante diversificadas, relacionadas com trabalhos de galvanização, anodização, pintura de barcos, trabalhos portuários, distribuição de cinzas da queima de pirites para produção de enxofre e ácido sulfúrico (complexo químico de Estarreja), assim como esgotos urbanos (Gomes & Delgado, 1994).

O estudo dos efeitos de metais pesados no meio ambiente é especialmente importante por estes não serem biodegradáveis, não sendo deste modo eliminados do meio ambiente. Encontram-se distribuídos por todo o globo e devido ao seu efeito cumulativo podem atingir o homem através da cadeia alimentar (Greger, 1999). Com efeito, a poluição por metais pesados é considerada um dos maiores problemas ambientais, já que alguns elementos podem persistir no solo durante centenas e até milhares de anos (Alloway, 1995). Em face disto, tem-se assistido, nos últimos anos, a um incremento notável dos estudos de poluição por metais pesados na biosfera. Eles revelam, acima de tudo, consciencialização dos graves problemas que podem surgir pelo aumento incontroado dos níveis de um dado elemento no ecossistema e todos os esforços nacionais e internacionais para se minimizarem os riscos são de louvar.

Neste contexto, pretendeu-se com este estudo avaliar o grau de contaminação por metais pesados, nomeadamente Fe, Zn, Cu, Cd e Pb nas espécies de sapal em estudo e no

sedimento envolvente, assim como estudar uma possível relação entre sedimento e bioacumulação e compartimentação dos metais nos vários órgãos das plantas. Deste modo, este trabalho contribui para uma maior compreensão do papel destas espécies na reciclagem dos elementos metálicos, como complemento de outros estudos sobre poluição da ria e zonas envolventes, a decorrerem nesta Universidade, conduzindo, deste modo, a um conhecimento mais aprofundado dos problemas de poluição da Ria de Aveiro.

8.2-MATERIAL E MÉTODOS

Foi efectuada a determinação dos teores em iões de ferro, zinco, cobre, cádmio e chumbo nos vários órgãos das plantas e sedimento envolvente, utilizando um espectrómetro ICP-AES, conforme referido nos capítulos 2.3.2 e 2.3.1 (determinação de catiões), respectivamente. A concentração correspondente a cada amostra resultou da média de 3 leituras.

Foi igualmente determinado o potencial redox de amostras de sedimento colhidas em Abril e Agosto, conforme referido no capítulo 2.3.1.

8.3- RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados da tabela 8.3 sugerem uma grande heterogeneidade do sedimento de sapal, o que está de acordo com Beeftink *et al.* (1982) ao referirem que as concentrações de metais pesados são bastante variáveis no sedimento de sapal devido a diferenças nas fontes poluidoras, na frequência da inundação pela maré, no grau de deposição de sedimento nos sapais e na quantidade de materiais do sedimento que conseguem adsorver e incorporar metais.

Varela-ria é o local que, de um modo geral, apresenta concentrações mais elevadas no sedimento de todos os metais em estudo, o que concorda com os valores mais elevados de matéria orgânica e salinidade referidos para este local (tabela 3.1). Todavia, os valores de pH não se encontram correlacionados de um modo significativo com os diferentes metais.

A comparação dos dados da tabela 8.3 com os da tabela 8.4A permite verificar que, de um modo geral, as concentrações encontradas dos diversos metais nos sedimentos em estudo estão abaixo dos valores base, isto é, valores normais para os sedimentos, apresentados pelos diversos autores. De acordo com estes dados, somente as concentrações de Zn em Varela-ria são consideradas tóxicas, e provavelmente a concentração de Cd, no mesmo local no mês de Dezembro de 1996. Esta discrepância de valores poderá ser eventualmente explicada pelos diferentes métodos empregues, pelos diversos autores, na extracção da fracção metálica disponível para as plantas. A mesma explicação poderá ser dada relativamente aos teores encontrados por outros autores na Ria de Aveiro (tabela 8.4B). Contudo, estes resultados concordam com os apresentados neste trabalho ao considerarem Varela-ria como o local mais poluído, nomeadamente nos teores de Zn e Cu. Também Marques *et al.* (1993) referem os canais da parte norte da laguna como os que apresentam a maior capacidade de retenção de metais pesados, devido às descargas industriais do complexo químico de Estarreja, ao contrário do canal de Mira que apresenta os teores mais baixos em metais.

Embora o Eh possa influenciar a disponibilidade dos metais no sedimento a análise de variância não revela diferenças significativas nos valores de potencial redox entre os locais estudados, o que sugere outros factores tão ou mais determinantes na fracção metálica disponível para as plantas. Howes *et al.* (1981) referem mudanças diurnas no potencial redox do sedimento, devido à actividade das plantas de sapal, com condições de oxidação durante o dia e condições mais redutoras durante a noite.

A disponibilidade dos metais para as plantas (tabela 8.3) não parece seguir um padrão de sazonalidade: apenas Varela-ria apresenta uma maior disponibilidade de todos os metais na Primavera (Abril) com um decréscimo no Verão (Agosto). Contudo, e de acordo com Hines *et al.* (1984), as condições do sedimento mudam sazonalmente nas zonas temperadas, em resposta às variações da temperatura e actividade microbiana. Temperaturas elevadas na Primavera e Verão estimulam a actividade microbiana que, em presença de matéria orgânica em decomposição, promove a redução de oxi-hidróxidos de Fe e Mn, a libertação de metais vestigiais absorvidos e a formação de sulfuretos de metais.

Esta influência sazonal explica a maior concentração de íons metálicos na água intersticial durante a Primavera, além de promover a reciclagem dos metais no sedimento.

Tal como para o sedimento, a acumulação de metais nos vários órgãos das plantas também apresenta uma certa heterogeneidade (tabela 8.5), o que está em conformidade com diversos autores.

Metal-Local	Dez	Abr	Ago	Out	Dez
Zn-Sac	0,23±0,00	0,10±0,02	0,27±0,10	—	0,27±0,02
Zn-Vag	2,91±1,07	1,60±0,59	2,69±0,73	—	2,82±0,52
Zn-Ver	2,17±1,33	2,53±2,50	1,18±0,48	1,81±0,89	2,25±1,45
Zn-Vrr	61,57±54,43	79,29±57,23	61,49±52,98	47,40±42,55	120,87±98,92
Pb-Sac	<i>a</i>	<i>a</i>	<i>a</i>	—	<i>a</i>
Pb-Vag	<i>a</i>	<i>a</i>	<i>a</i>	—	<i>a</i>
Pb-Ver	0,24±0,10	0,45±0,37	0,56±0,47	0,62±0,38	0,75±0,56
Pb-Vrr	0,63±0,55	0,53±0,42	0,33±0,16	0,43±0,31	0,68±0,50
Cd-Sac	<i>b</i>	<i>b</i>	<i>b</i>	—	<i>b</i>
Cd-Vag	<i>b</i>	<i>b</i>	<i>b</i>	—	<i>b</i>
Cd-Ver	<i>b</i>	<i>b</i>	<i>b</i>	—	<i>b</i>
Cd-Vrr	0,18±0,09	0,27±0,20	0,18±0,08	0,14±0,07	0,31±0,23
Fe-Sac	0,49±0,11	0,24±0,08	0,57±0,02	—	0,40±0,36
Fe-Vag	3,66±0,63	1,99±0,24	3,07±1,45	—	3,00±0,91
Fe-Ver	1,41±0,51	1,39±0,79	1,46±0,43	0,91±0,38	0,84±0,36
Fe-Vrr	4,02±2,08	8,04±7,64	5,38±3,58	2,30±0,34	4,15±2,74
Cu-Sac	0,10±0,00	0,11±0,01	0,10±0,00	—	0,15±0,06
Cu-Vag	0,20±0,09	0,16±0,07	0,20±0,07	—	0,21±0,05
Cu-Ver	0,26±0,09	0,24±0,15	0,15±0,09	0,20±0,08	0,22±0,12
Cu-Vrr	0,25±0,07	0,47±0,26	0,32±0,05	0,40±0,13	0,45±0,05

Tabela 8.3- Teores médios de metais pesados \pm o desvio padrão de 3 amostras ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) nos sedimentos da superfície (0-10 cm) de alguns locais de amostragem, durante um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (*a*- valores inferiores a 0,15; *b*- valores inferiores a 0,05).

Metal	Concentração de metal ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco)		
	Forstner & Witmann, 1981	Ross, 1994	Greger, 1999
Zn	95	10-300	16-65
Pb	20	2-200	7-80
Cd	0,3	0,01-7	0,02-0,43
Fe	46	?	?
Cu	45	2-100	4-250

Tabela 8.4A-Teores base de metais pesados nos sedimentos de sapal.

Autores	Local	Cd	Zn	Pb	Fe	Cu
Gomes & Delgado (1994)	Sacor	—	262	68	—	48
Presente trabalho (1995/1996)	Sacor	>0,05	0,22	>0,15	0,43	0,12
Vinhas & Shirley (1987)	Vagueira	0,48	99,3	31,78	2,26	20,59
Presente trabalho (1995/1996)	Vagueira	>0,05	2,51	>0,15	2,93	0,19
Gomes & Delgado (1994)	Varela-ria	—	1184	49	—	67
Presente trabalho (1995/1996)	Varela-ria	0,22	74,1	0,52	4,78	0,38

Tabela 8.4B- Teores de metais pesados ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco) encontrados nos sedimentos na Ria de Aveiro.

De acordo com Williams *et al.* (1994), a somar às variações inter-específicas na absorção dos metais, também a sua acumulação é dependente de mudanças sazonais e micro-climáticas, embora possa não obedecer a um determinado padrão. Estas variações podem ser resultado de diferenças na disponibilidade dos metais no solo e/ou variações na distribuição dos metais e biomassa durante a estação do ano (Ernst, 1990). Diferenças na idade e estados de crescimento das plantas podem também explicar variações na concentração dos metais (Reboredo, 1985). Por outro lado, as diferenças na absorção de metais podem ser devidas à área de superfície das raízes assim como à sua capacidade de troca catiónica (Greger, 1999).

A acumulação de Zn em *H. portulacoides* não parece apresentar um padrão sazonal nos vários locais de amostragem (tabela 8.5).

Metal/ Órgão	Local	Dez	Abr	Ago	Dez
Zn- folha	Sac	55,3±9,3	47,8±15,1	40,3±4,5	38,2±12,5
	Vag	56,8±9,6	48,8±5,3	51,7±6,0	47,5±23,4
	Ver	44,8±16,1	36,8±1,3	59,0±20,8	32,0±4,0
	Vrr	61,2±15,0	108,2±18,0	116,0±31,6	99,8±18,0
Zn- caule	Sac	37,0±6,6	33,5±18,5	29,2±7,3	22,5±7,1
	Vag	33,2±4,3	25,2±5,3	33,2±1,0	22,0±2,3
	Ver	40,3±10,3	29,2±5,5	45,3±5,3	25,3±3,1
	Vrr	46,8±14,5	58,2±15,2	42,8±3,6	61,3±5,5
Zn- raiz	Sac	82,7±9,0	57,2±15,3	63,3±14,0	58,7±8,3
	Vag	59,3±8,6	38,0±15,0	98,0±69,2	40,3±6,3
	Ver	79,7±25,0	46,2±6,0	73,0±26,7	52,2±14,7
	Vrr	101,8±38,1	94,7±12,3	92,5±55,7	74,8±12,5
Pb- folha	Sac	8,7±2,0	7,7±0,3	8,0±0,9	8,2±1,2
	Vag	9,3±2,0	7,7±0,3	a	7,7±0,3
	Ver	10,0±3,5	a	10,2±4,6	11,3±4,5
	Vrr	8,0±0,9	a	a	a
Pb- caule	Sac	a	8,0±0,9	8,2±1,2	a
	Vag	9,2±0,3	a	a	a
	Ver	10,2±3,4	a	8,5±1,7	10,8±3,8
	Vrr	9,0±1,5	a	a	a
Pb- raiz	Sac	15,5±10,6	a	8,7±2,0	a
	Vag	13,0±4,1	a	8,5±1,7	8,5±0,0
	Ver	46,7±31,6	174,2±90,3	286,2±166,5	276,7±177,2
	Vrr	17,3±9,8	8,3±1,4	8,2±0,8	8,7±2,0
Fe- folha	Sac	831,1±696,7	1295,0±762,9	351,7±141,5	550,0±307,1
	Vag	1446,7±1018,1	3283,3±880,8	668,3±291,1	1095,0±722,7
	Ver	925,0±311,9	751,7±358,5	355,0±78,6	1071,7±316,3
	Vrr	630,0±234,3	625,0±198,4	220,0±83,2	1005,0±191,1
Fe- caule	Sac	467,7±375,2	1081,7±717,5	335,0±116,9	225,0±115,3
	Vag	491,7±301,9	1233,3±757,2	301,7±115,1	240,0±43,6
	Ver	450,0±191,5	598,3±135,1	370,0±111,7	473,3±41,6
	Vrr	461,7±172,7	520,0±52,0	181,7±115,6	386,7±123,3
Fe- raiz	Sac	23740,1±14288,3	3316,7±2782,2	861,7±357,9	1908,3±891,5
	Vag	7669,3±5250,0	7796,8±5983,3	9096,7±6831,0	3276,7±1260,1
	Ver	24444,7±19595,0	40366,7±29568,8	45600,0±29054,4	56033,3±20809,9
	Vrr	10276,7±8636,1	2280,0±1577,2	7866,7±5286,6	9320,5±5138,3
Cu- folha	Sac	b	b	b	b
	Vag	6,5±2,6	9,3±5,5	b	b
	Ver	5,7±0,6	b	5,7±1,2	b
	Vrr	7,0±2,6	b	b	5,5±0,9
Cu- caule	Sac	b	b	b	b
	Vag	5,7±1,2	b	b	b
	Ver	12,2±9,5	b	7,3±2,3	6,3±2,3
	Vrr	6,8±1,0	b	5,5±0,9	b
Cu- raiz	Sac	10,2±2,5	7,8±2,0	6,7±1,6	8,0±1,0
	Vag	13,3±2,9	7,2±2,3	8,2±5,5	7,5±0,9
	Ver	16,2±9,0	b	8,8±0,6	11,3±7,2
	Vrr	12,0±2,3	6,7±2,1	8,3±2,6	6,2±0,6

Tabela 8.5- Teores médios de metais pesados \pm desvio padrão de 3 amostras ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco) nos vários órgãos de *Halimione portulacoides* durante um ciclo anual: Dez 95/Dez. 96 (a- valores inferiores a 7,5; b- valores inferiores a 5,0).

Os resultados reflectem a não existência de um padrão de acumulação pelos diferentes órgãos, excepto para os caules que acumulam os teores mais baixos, o que sugere que estes últimos funcionam preferencialmente como meio de translocação entre raízes e folhas. *H. portulacoides* da Sacor e Verdemilho apresentam concentrações mais elevadas nas raízes enquanto na Vagueira e Varela-ria não revelam um comportamento uniforme. Varela-ria apresenta os teores mais elevados de Zn, mais propriamente nas folhas e durante o mês de Agosto.

De um modo geral, a raiz é o órgão que acumula mais Pb. Tal como para o Zn, os dados sugerem a não existência de um padrão de acumulação sazonal para os diferentes órgãos. Ao contrário do Zn, é em Verdemilho que esta espécie apresenta os valores mais elevados de Pb acumulados nas raízes, atingindo o seu máximo durante o mês de Agosto.

A acumulação de Fe verifica-se preferencialmente nas raízes, podendo atingir valores bastante superiores aos da folha e caule, na ordem das centenas, como é o caso do mês de Agosto em Verdemilho. Esta grande acumulação de Fe nos órgãos subterrâneos pode ser explicada pela deposição de óxidos e hidróxidos de Fe à volta das raízes e não à acumulação no seu interior, no que está de acordo com Williams *et al.* (1994), ao referirem que é notoriamente difícil remover os metais adsorvidos ao sistema de raízes durante a preparação das amostras. De uma maneira geral, o caule apresenta os teores mais baixos de Fe o que sugere, tal como no caso do Zn, uma função essencialmente de transporte. Por outro lado, os dados obtidos continuam a sugerir a não existência de um padrão de sazonalidade na acumulação de Ferro nos diferentes órgãos.

Nesta espécie, a maior acumulação de Cu verifica-se ao nível das raízes. O caule, ao contrário dos casos anteriores, parece apresentar uma função de acumulação mais marcada todavia, continua a não se verificar um padrão sazonal de acumulação do Cu nos diversos órgãos.

Ao contrário de Caçador *et al.* (1996), nem sempre é nas raízes de *H. portulacoides* que se encontram as concentrações médias mais elevadas de metais pesados mas também, em alguns casos, nas folhas (excepto para o Fe) e excepcionalmente no caule (caso do Pb, na Sacor durante o mês de Abril). Contudo, os resultados obtidos para o Fe concordam

com os de Reboredo (1988, 1993), com concentrações mais elevadas nas raízes e mais baixas nos caules. No que diz respeito ao Zn, os resultados obtidos concordam com os de Reboredo (1988, 1991, 1993, 1994) com valores por vezes mais elevados nas folhas do que nas raízes, sendo as concentrações mais baixas encontradas nos caules, concordando neste último ponto com Caçador (1994). Quanto ao Cu, os resultados concordam na generalidade, com os valores mais elevados nas raízes mas nem sempre os caules apresentam as concentrações mais baixas, conforme referido por Reboredo (1988).

A acumulação de Zn em *S. perennis* (tabela 8.6), dá-se preferencialmente a nível das raízes, com valores bastante superiores aos restantes órgãos, da ordem dos 10^1 , na Varela-ria.

As concentrações de Zn dos caules e artigos neste local de amostragem são também superiores às encontradas nos outros locais, sendo na Sacor onde esta espécie apresenta uma acumulação mais reduzida nos caules e raízes. Os dados revelam a não existência de um padrão de acumulação sazonal do Zn, bem como esta acumulação nem sempre é mais elevada nos artigos, o que sugere, para os caules, um papel importante na translocação mas também na acumulação de Zn. Ao contrário dos caules e artigos, as raízes parecem apresentar um padrão de acumulação sazonal, com valores mais elevados no mês de Agosto.

A acumulação de Pb nesta espécie verifica-se preferencialmente a nível das raízes com valores superiores aos restantes órgãos, da ordem das dezenas, no local de Verdemilho. Tal como para o Zn, os dados obtidos não revelam um padrão de acumulação sazonal nos caules e artigos, assim como uma acumulação preferencial entre estes dois tipos de órgãos, ao contrário das raízes, com valores mais elevados em Agosto.

A presença de Fe em *S. perennis* é bastante mais elevada nas raízes do que nos restantes órgãos, podendo atingir valores superiores na ordem das dezenas. Tal como para *H. portulacoides*, estes valores podem não corresponder apenas ao Fe acumulado no interior das raízes mas fundamentalmente à sua deposição sobre as raízes. A acumulação deste metal nos caules e artigos não obedece a um padrão de acumulação sazonal, bem como não se verifica uma acumulação preferencial entre estes dois tipos de órgãos.

Metal/ Órgão	Local	Dez	Abr	Ago	Dez
Zn- artigo	Sac	37,8±1,1	29,2±7,1	28,2±5,3	36,0±8,3
	Ver	49,3±16,8	43,7±23,7	38,7±14,5	43,7±21,8
	Vrr	43,2±18,9	44,3±8,6	33,5±2,8	56,7±7,3
Zn- caule	Sac	41,8±6,7	20,7±9,5	24,5±5,4	30,0±3,5
	Ver	77,0±17,0	35,2±7,6	140,7±43,3	66,3±41,7
	Vrr	31,0±5,8	62,8±13,2	47,3±18,4	34,3±4,5
Zn- raiz	Sac	73,8±37,0	62,7±31,3	209,6±103,4	60,7±11,2
	Ver	95,5±12,6	80,5±9,8	112,5±34,8	61,2±27,2
	Vrr	195,7±99,1	408,7±111,8	641,8±249,7	251,8±51,8
Pb- artigo	Sac	<i>a</i>	<i>a</i>	<i>a</i>	7,8±0,6
	Ver	11,7±2,4	8,3±1,4	<i>a</i>	8,0±0,9
	Vrr	8,5±1,3	<i>a</i>	<i>a</i>	8,2±1,2
Pb- caule	Sac	<i>a</i>	7,8±0,6	8,7±1,3	<i>a</i>
	Ver	34,2±6,5	15,7±9,3	26,0±12,5	56,0±24,0
	Vrr	7,7±0,3	<i>a</i>	<i>a</i>	8,0±0,9
Pb- raiz	Sac	<i>a</i>	13,0±8,5	17,9±8,5	9,7±2,0
	Ver	97,5±42,4	92,2±47,6	164,2±90,4	36,0±11,6
	Vrr	21,3±8,9	19,0±10,0	38,2±16,6	22,7±11,3
Fe- artigo	Sac	345,0±162,6	810,0±436,0	351,7±170,0	1053,3±454,2
	Ver	841,7±292,6	568,3±333,9	335,0±60,8	666,7±128,7
	Vrr	310,0±116,3	315,0±108,3	301,7±113,0	415,0±120,0
Fe- caule	Sac	690,0±127,3	1461,7±1136,1	316,7±65,3	708,3±410,8
	Ver	6548,3±4629,3	5866,7±3132,2	2356,7±1512,5	3999,8±4340,0
	Vrr	286,7±105,5	850,0±396,9	493,3±219,2	210,0±35,0
Fe- raiz	Sac	7032,2±5477,5	35683±20201,8	13366,7±9639,5	5375,0±1619,8
	Ver	11065,0±9660,7	49150,0±9412,4	22216,7±11626,1	19750,6±13368,3
	Vrr	10503,3±7984,5	21950,0±17498,5	34621,7±20807,5	13733,3±2240,6
Cu- artigo	Sac	5,6±3,7	<i>b</i>	6,2±1,0	8,3±3,3
	Ver	9,3±1,5	<i>b</i>	6,3±1,5	10,7±4,5
	Vrr	6,7±2,9	5,2±0,3	6,5±2,6	6,0±1,7
Cu- caule	Sac	10,3±3,9	11,0±7,4	5,3±0,6	7,7±1,9
	Ver	14,2±1,2	6,8±1,6	11,7±2,1	8,7±2,1
	Vrr	6,0±0,0	<i>b</i>	5,2±0,3	5,3±0,3
Cu- raiz	Sac	15,0±7,1	14,7±6,9	24,1±12,1	13,2±1,0
	Ver	15,3±0,8	9,5±2,2	15,7±3,0	8,8±1,3
	Vrr	19,3±8,0	22,8±16,3	22,0±10,6	16,2±7,1

Tabela 8.6- Teores médios de metais pesados \pm desvio padrão de 3 amostras ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco) nos vários órgãos de *Sarcocornia perennis* durante um ciclo anual: Dez. 95/Dez. 96 (*a*- valores inferiores a 7,5; *b*- valores inferiores a 5,0).

As concentrações de Fe encontradas nas raízes não reflectem um padrão sazonal tão definido como para os metais analisados anteriormente, com concentrações mais elevadas no mês de Abril ou Agosto.

Quanto ao Cu, a acumulação efectua-se preferencialmente nas raízes, com concentrações geralmente mais elevadas no mês de Agosto.

A acumulação de metais pesados em *S. ramosissima* (tabela 8.7) dá-se preferencialmente nas raízes, com valores geralmente mais elevados em Varella-ria. Os resultados sugerem não haver uma acumulação preferencial entre os caules e artículos.

Além da heterogeneidade na concentração de metais pesados nesta espécie, também a concentração nos vários órgãos varia bastante, o que está de acordo com Di Giulio & Scanlon (1985) e Carter & Eriksen (1992), ao frisarem que o facto da absorção dos metais estar dependente de uma quantidade de factores inter-ligados leva a que existam grandes variações no conteúdo em metais pesados não só entre como dentro das espécies.

Metal/ Órgão	Local	Ago	Out
Zn- artículo	Ver	82,8±33,8	35,0±9,7
	Vrr	38,0±6,2	59,1±6,71
Zn- caule	Ver	46,5±9,7	53,6±12,0
	Vrr	26,17±8,2	52,8±7,2
Zn- raiz	Ver	62,6±5,8	57,1±2,9
	Vrr	165,8±80,7	222,2±41,0
Pb- artículo	Ver	<i>a</i>	<i>a</i>
	Vrr	<i>a</i>	<i>a</i>
Pb- caule	Ver	12,5±3,96	<i>a</i>
	Vrr	<i>a</i>	<i>a</i>
Pb- raiz	Ver	57,5±20,2	11,8±4,1
	Vrr	26,4±8,3	26,1±6,6
Fe- artículo	Ver	870,0±190,3	360,0±90,4
	Vrr	250,7±50,2	680,3±310,6
Fe- caule	Ver	4300,0±6510,4	2850,0±580,4
	Vrr	720,1±430,0	2310,2±760,8
Fe- raiz	Ver	4960,5±1200,3	9470,0±2000,2
	Vrr	24900,0±6850,0	57700,2±17680,6
Cu- artículo	Ver	7,5±1,3	6,5±1,5
	Vrr	<i>b</i>	5,7±0,28
Cu- caule	Ver	8,1±1,2	9,5±3,12
	Vrr	<i>b</i>	7,0±2,1
Cu- raiz	Ver	11,6±1,4	9,95±1,22
	Vrr	16,8±9,5	19,6±2,3

Tabela 8.7- Teores médios de metais pesados \pm desvio padrão de 3 amostras ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco) nos vários órgãos de *Salicornia ramosissima* nos meses de Agosto e Outubro de 1996 (*a*- valores inferiores a 7,5; *b*- valores inferiores a 5,0).

A análise estatística dos resultados obtidos permitiu, somente, estabelecer uma correlação positiva e significativa entre as raízes e folhas de *Halimione*, para o Pb ($r=0,82$; $P=0,001$; $n=11$) e Zn ($r=0,57$; $P=0,020$; $n=16$). A falta de correlação entre a concentração de metais nas raízes e na porção aérea indica que a quantidade de metais transportados para a porção aérea dependerá do grau de exigência desta última, da capacidade de armazenamento das raízes para o excesso de metais e características genéticas no processo de translocação (Otte *et al.*, 1991).

Os factores de acumulação (concentração do elemento na raiz/concentração do elemento no sedimento) (tabela 8.8) são, de um modo geral, mais elevados no mês de Agosto, embora em Dezembro também seja frequente encontrar valores bastante elevados.

S. perennis apresenta, de uma maneira geral, os factores de acumulação mais elevados para os metais pesados em estudo.

Em relação aos locais de amostragem, os resultados evidenciam que Sacor é o local que apresenta factores de acumulação mais elevados enquanto Varela-ria apresenta os valores mais baixos, o que está de acordo com o processo de lixiviação do sedimento na Sacor e as concentrações de metais pesados mais elevadas em Varela-ria.

Os factores de acumulação obtidos são bastante mais elevados do que os referidos por Reboredo (1988) e Caçador (1994), em relação a *H. portulacoides*, o que com certeza se deve ao facto de estes autores utilizarem métodos de digestão do sedimento e não processos que permitem a obtenção da fracção catiónica disponível para as plantas, nomeadamente a extracção com acetato de amónia, sendo este extractante o mais vulgarmente utilizado em solos (Tan, 1996).

Os valores de Cd, encontrados nas três espécies em estudo, foram sempre inferiores a $0,02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco, o que sugere que este metal não é absorvido pelas plantas em quantidades consideradas tóxicas (ver tabela 8.1), estando em conformidade com a sua baixa concentração na fracção do sedimento disponível para as plantas (tabela 8.3). Segundo Williams *et al.* (1994), a toxicidade dos metais pesados está intimamente ligada à química do solo e água, referindo que sob condições básico-redutoras menos de 1% do Cd está disponível, o que está de acordo com os resultados obtidos.

Metal-Local	Espécie	Dez	Abr	Ago	Out	Dez
Zn- Sac	<i>H. portulacoides</i>	359,4	601,8	234,6		221,4
	<i>S. perennis</i>	320,7	659,6	776,2		228,9
Zn- Vag	<i>H. portulacoides</i>	20,4	23,7	36,4		14,3
Zn- Ver	<i>H. portulacoides</i>	36,8	18,3	61,7		23,2
	<i>S. perennis</i>	44,1	31,9	95,1		27,1
	<i>S. ramosissima</i>			53,0	31,6	
Zn- Vrr	<i>H. portulacoides</i>	1,7	1,2	1,5		0,6
	<i>S. perennis</i>	3,2	5,2	10,4		2,1
	<i>S. ramosissima</i>			2,7	4,7	
Pb- Ver	<i>H. portulacoides</i>	191,8	387,0	514,1		368,9
	<i>S. perennis</i>	400,7	204,8	294,9		48,0
	<i>S. ramosissima</i>			103,3	19,1	
Pb- Vrr	<i>H. portulacoides</i>	27,4	15,8	24,5		12,8
	<i>S. perennis</i>	33,7	36,1	114,5		33,5
	<i>S. ramosissima</i>			79,3	60,8	
Fe- Sac	<i>H. portulacoides</i>	29460,5	14113,5	1525,1		4831,2
	<i>S. perennis</i>	11293,8	151842,6	23657,9		13607,6
Fe- Vag	<i>H. portulacoides</i>	1707,7	3006,7	2966,3		1092,2
Fe- Ver	<i>H. portulacoides</i>	13930,1	29110,6	31161,7		66972,1
	<i>S. perennis</i>	7866,1	35444,7	15182,3		15977,7
	<i>S. ramosissima</i>			3389,5	10402,2	
Fe- Vrr	<i>H. portulacoides</i>	2554,3	283,7	1463,1		1480,3
	<i>S. perennis</i>	2610,6	2731,2	6439,2		3311,9
	<i>S. ramosissima</i>			4630,2	25087,0	
Cu- Sac	<i>H. portulacoides</i>	101,7	71,2	66,7		55,2
	<i>S. perennis</i>	150,0	133,3	241,1		90,8
Cu- Vag	<i>H. portulacoides</i>	66,7	45,7	41,5		35,7
Cu- Ver	<i>H. portulacoides</i>	63,0	20,5	58,9		50,7
	<i>S. perennis</i>	59,7	39,0	104,4		39,6
	<i>S. ramosissima</i>			77,8	49,8	
Cu- Vrr	<i>H. portulacoides</i>	48,0	14,1	26,0		17,5
	<i>S. perennis</i>	77,3	48,2	68,8		45,8
	<i>S. ramosissima</i>			52,6	49,0	

Tabela 8.8-Factores de acumulação para o Zn, Pb, Fe e Cu nas espécies em estudo.

Quanto aos outros metais em estudo, a comparação dos dados obtidos com os da tabela 8.1 sugere que apesar da fracção de metais pesados disponível para as plantas ser considerada abaixo dos valores tóxicos, excepto para o Zn no local da Varela-ria, a acumulação destes metais na porção subterrânea e aérea destas três espécies ultrapassa, de um modo geral, os valores considerados normais. Todavia, *Salicornia* não parece apresentar acumulação excessiva de Fe assim como o Cu se acumula preferencialmente nas raízes das diversas espécies em estudo.

A maior acumulação de Zn verifica-se não só no sedimento da Varela-ria mas também nas plantas estudadas neste local de amostragem, o mesmo se passando para o Pb em Verdemilho. Contudo, raramente se verifica uma correlação significativa entre a concentração do metal na planta e no sedimento (tabela 8.9), o que está de acordo com Beeftink *et al.* (1982), Otte *et al.* (1993) e Greger (1999) ao frisarem que a absorção efectuada pelas plantas não está necessariamente correlacionada com a biodisponibilidade da concentração dos metais no solo ou com a concentração total do metal. Isto é, provavelmente, devido a alguma diferenciação genotípica dentro da mesma população ou mesmo às interacções no transporte activo de aniões em simporto catiónico. As plantas também variam nas suas propriedades de transporte, resultando em diferenças bastante grandes na concentração de metais na porção aérea. Por outro lado, Caçador *et al.* (1996), referem que, mesmo quando a mobilidade dos metais se torna relativamente baixa, levanta-se a questão de até que ponto as condições particulares induzidas pela presença das raízes podem ou não provocar mudanças no ciclo dos metais nos sedimentos dos sapais.

Metal	<i>H. portulacoides</i>		<i>S. perennis</i>		<i>S. ramosissima</i>	
	raiz	folha	raiz	artículo	raiz	artículo
Zn	n.s.	r=0,839; P=0,000	r=0,645; P=0,023	n.s.	n.s.	n.s.
Pb	r=0,566; P=0,027	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Cu	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fe	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Tabela 8.9-Coeficiente de correlação (r) entre as concentrações dos metais pesados no sedimento e órgãos das plantas em estudo (correlação significativa a $P < 0,05$; n.s.- não significativa; *H. portulacoides*; *S. perennis* (n=12); *S. ramosissima* (n=6).

A análise de variância realizada com os dados referentes ao mês de Agosto (tabela 8.10), evidencia apenas a existência de diferenças significativas nas concentrações de Zn e Cu entre as três espécies em estudo. Contudo, verificam-se sempre diferenças significativas entre as concentrações encontradas nos vários órgãos para todos os metais. Verdemilho e Varela-ria são significativamente diferentes apenas nas concentrações de Zn e Pb. Excepto para o Cu, a interação verificada entre as concentrações de metais entre as espécies, locais de amostragem e órgãos revelou-se significativa, sugerindo uma relação directa destes factores na concentração de Zn, Pb e Fe nas plantas estudadas.

Metal	Factor	DF	MS	F	P
Zn	Espécie	2	57861,778	12,451	<0,001
	Local	1	49105,307	10,567	0,003
	Órgão	2	104031,867	22,387	<0,001
	Espécie x Local x Órgão	4	47994,084	10,328	<0,001
	Erro	36	4647,057		
Pb	Espécie	2	5589,373	2,463	n.s.
	Local	1	35612,510	15,693	<0,001
	Órgão	2	45473,587	20,039	<0,001
	Espécie x Local x Órgão	4	7913,299	3,487	0,017
	Erro	36	2269,267		
Fe	Espécie	2	80939281,019	0,543	n.s.
	Local	1	23232896,296	0,156	n.s.
	Órgão	2	3032543597,685	20,360	<0,001
	Espécie x Local x Órgão	4	519244040,741	3,486	0,017
	Erro	36	148948250,463		
Cu	Espécie	2	88,929	5,481	0,008
	Local	1	1,680	0,104	n.s.
	Órgão	2	325,309	20,048	<0,001
	Espécie x Local x Órgão	4	15,226	0,938	n.s.
	Erro	36	16,226		

Tabela 8.10- Resultados da ANOVA trifactorial para as variáveis “concentração do metal pesado” em Varela-ria e Verdemilho durante o mês de Agosto de 1996 (DF-graus de liberdade; MS-média dos quadrados; n.s.-não significativo).

Os resultados obtidos permitem apontar, não só os sedimentos mas também as plantas de sapal, como um meio para remover os metais pesados deste tipo de ecossistemas, o que está em conformidade com diversos autores. Com efeito, Dierberg *et al.* (1987) e Mickle (1993), referem a absorção e/ou adsorção de metais pesados pela microflora do sedimento, pelas porções destacadas das plantas vasculares, bem como a retenção no próprio sedimento através de mecanismos de complexação com ácidos húmicos e fúlvicos.

Capítulo 9
Discussão geral e
conclusões

9.1-DISCUSSÃO GERAL

A discussão dos resultados, elaborada ao longo dos vários capítulos desta dissertação, não dispensa uma apreciação global dos mesmos:

Em termos metodológicos este trabalho apresentou algumas limitações, nomeadamente a comparação de espécimes vegetais em diferentes graus de crescimento, a não obtenção, em alguns casos, de material seco suficiente para uma análise representativa, bem como a presença de folhas com diferentes estádios de desenvolvimento no mesmo indivíduo.

Os resultados obtidos sugerem uma maior variabilidade morfológica em *S. perennis* subsp. *perennis* e *H. portulacoides* do que em *S. ramosissima*, o que poderia estar relacionado com a maior capacidade das duas primeiras espécies se adaptarem às diferentes condições do meio, talvez devido à sua grande tolerância salina. Todavia, *Salicornia* apresenta uma maior acumulação de Cl e Na⁺, o que lhe confere uma maior tolerância salina. Estes resultados sugerem que outros factores, tais como, o arejamento e encharcamento do sedimento, a densidade populacional e a competição intra-específica e inter-específica, são igualmente importantes na variabilidade morfológica. Contudo, os resultados apresentados no capítulo 5 vêm mostrar que a salinidade é um dos factores com mais influência no desenvolvimento das halófitas, nomeadamente em *S. ramosissima*, desenvolvendo-se melhor em salinidades mais baixas.

Também as diferenças significativas entre os diferentes locais de amostragem, verificadas na acumulação de Cl e Na⁺ pelas espécies em estudo, sugerem que a

salinidade do sedimento é um dos principais factores que determina a acumulação destes iões, embora outros factores sejam igualmente importantes, como seja a concentração iónica relativa no sedimento, o que leva, por exemplo, a que uma grande disponibilidade de cloretos implique uma reduzida absorção de nitratos. Contudo, não parece existir uma forte correlação entre a disponibilidade iónica do sedimento e a acumulação de iões nas várias espécies estudadas, o que sugere que a própria fisiologia das espécies se sobrepõe às condições do meio.

A relação entre a acumulação iónica e o crescimento só é possível quando se comparam populações da mesma espécie ou, quando muito, espécies de um mesmo género, já que os mecanismos que estão por detrás da resistência ao sal parecem ser heterogéneos e de certo modo específicos das espécies. Com efeito, a resistência ao sal depende duma variedade de características das plantas envolvendo mecanismos de absorção, transporte e compartimentação de iões, sendo determinada por um grande número de genes. Assim sendo, a investigação ao nível da genética poderá revelar novos dados na complexa área do halofitismo.

Os resultados obtidos mostram que há retenção de metais pesados nos sedimentos dos locais estudados da Ria de Aveiro, embora, de um modo geral, em quantidades reduzidas. Contudo, sendo Varela-ria o local onde se verifica a maior acumulação e também sendo o mais próximo das principais fontes poluidoras da laguna, realça a importância dos sapais nos processos de importação, transporte e retenção de metais pesados neste tipo de ecossistemas.

A não existência, na maioria dos casos, de uma correlação significativa entre a concentração de metais pesados nos órgãos das plantas em estudo e a respectiva concentração no sedimento, leva a sugerir que, nas espécies estudadas, os metais sedimentares não estão disponíveis para as plantas ou então estas últimas têm a capacidade de regular a sua absorção. Nesse caso, as espécies podem ser usadas como biomonitores da quantidade de metal disponível para as plantas mas não das concentrações sedimentares.

Embora não seja generalizado o uso das plantas vasculares em biomonitorização ambiental, a determinação das concentrações de metais pesados nos tecidos das plantas de

sapal poderá reforçar o seu valor como bioindicadores ou biomonitores da disponibilidade dos metais pesados em zonas costeiras. Com efeito, o uso das plantas halófitas como biomonitores para estimar o grau de contaminação ambiental pode ser uma ferramenta de monitorização mais apropriada do que os sedimentos, já que a carga metálica na vegetação reflecte não só a disponibilidade química mas também o potencial de bioacumulação.

O facto de os metais pesados não terem demonstrado, aparentemente, efeitos adversos nas plantas em estudo, o que indica um grau de tolerância aos metais pesados, os detritos das plantas vasculares podem servir como potencial mecanismo de bioacumulação para a transferência de metais pesados para níveis tróficos mais elevados. Carlson *et al.* (1991) e Williams *et al.* (1994), referem a perda de bivalves marinhos, devido à toxicidade dos metais pesados, como um factor de degradação do sedimento do sapal, já que a actividade de bioturbação dos bivalves e outros organismos bênticos é importante no arejamento do sedimento.

Este trabalho aponta para a importância dos sapais como descontaminantes de ecossistemas lagunares e estuarinos, não só pela retenção de alguns metais no sedimento como também nas plantas vasculares. Todavia, é de fundamental importância o desenvolvimento de futuras investigações que venham complementar a reduzida informação, obtida até ao momento, no que diz respeito ao papel das plantas halófitas nos processos biogeoquímicos e de reciclagem de metais pesados na Ria de Aveiro, numa perspectiva interdisciplinar com vista à implementação de uma gestão e conservação das áreas litorais envolventes.

Ainda que, teoricamente, seja possível considerar os factores de “stress” separadamente, a sua influência nas plantas de sapal mostram que eles estão fortemente inter-relacionados. Por tudo isto, a discussão dos resultados apresentada neste trabalho terá de ser entendida como uma abordagem, por vezes limitada, dos diversos assuntos em estudo, pois muito raramente é possível dar uma explicação simples e directa para os fenómenos de campo onde apenas parte dos efeitos está sob controlo. Em face disto, propõe-se a continuação do estudo destes assuntos, com o intuito de um maior conhecimento da ecofisiologia das plantas de sapal, não só com amostragens de campo

periódicas mas também com investigação complementar a nível da genética e em estufa sob condições controladas.

9.2-CONCLUSÕES

Verifica-se uma maior variabilidade morfológica em *S. perennis* subsp. *perennis* e *H. portulacoides* do que em *S. ramosissima*.

S. ramosissima desenvolve-se melhor em salinidades mais baixas mas é mais sodiofílica, apresentando uma maior acumulação dos iões Cl^- e Na^+ .

As condições de arejamento do sedimento, a densidade populacional e a competição intra-específica e inter-específica, parecem ser igualmente importantes para a variabilidade morfológica.

Não existe uma forte correlação entre a disponibilidade iónica do sedimento e a acumulação de iões nas várias espécies estudadas, o que sugere que a própria fisiologia das espécies se sobrepõe às condições do meio.

Há retenção de metais pesados nos sedimentos dos locais estudados da Ria de Aveiro, em quantidades moderadas, sobretudo próximo das principais fontes poluidoras da laguna.

As espécies estudadas parecem ter a capacidade de regular a absorção de metais pesados, podendo ser usadas como biomonitorios da quantidade de metal disponível para as plantas mas não das concentrações sedimentares.

Este trabalho aponta para a importância dos sapais como descontaminantes de ecossistemas lagunares e estuarinos, não só pela retenção de alguns metais no sedimento como também nas plantas vasculares.

Capítulo 10
Referências

- Adam, P. 1993. *Saltmarsh ecology*. Cambridge University Press. 461 pp.
- Adams, J. & Bate, G. 1994. The effect of salinity and inundation on the estuarine macrophyte *Sarcocornia perennis* (Mill.) A.J. Scott. *Aquatic Botany* **47**: 341-348.
- Albert, R. & Popp M. 1977. Chemical composition of halophytes from the Neusiedler Lake region in Austria. *Oecologia* (Berl.) **27**: 157-170.
- Allen, J. & Pye, K. 1992. *Saltmarshes*. Cambridge University Press. 184 pp.
- Alloway, B. (ed.).1995. *Heavy metals in soils* (2^a ed.). Blackie Academic & Professional.
- Alvarez-Rogel, J., Hernandez, J., Ortiz Silla, R. & Alcaraz, F. 1997. Patterns of spatial and temporal variations in soil salinity: example of a salt marsh in a semiarid climate. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **11**: 315-329.
- Armstrong, W. 1975. Waterlogged soils. In: *Environment and Plant Ecology*. J.R. Etherington (Ed.). John Wiley & Sons. pp: 181-218.
- Arnqvist, G. & Johansson, F. 1998. Ontogenetic reaction of norms of predator-induced defensive morphology in dragonfly larvae. *Ecology* **79** (6): 1847-1858.
- Ball, P.W. & Akeroyd, J.R. 1996. *Salicornia*. In: *Flora Europaea*. Vol.I (2^a ed.). T.G. Tutin, N.A. Burges, A.O. Chater, J.R. Edmondson, V.H. Heywood, D.M.Moore, D.H. Valentine, S.M. Walters & D.A. Webb (Eds.). Cambridge University Press. pp: 121-123.
- Ball, P.W. & Brown, K.G. 1970. A biosystematic and Ecological study of *Salicornia* in the Dee Estuary. *Watsonia* **8**: 27-40.
- Barbour, M.G. 1970. Is any angiosperm an obligate halophyte? *American Midland Naturalist* **84**(1): 105-120.
- Barceló, J. & Poschenrieder, C. 1992. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta* **2**: 345-361.
- Barrosa, L. 1985. Breve caracterização da ria de Aveiro. In: *Jornadas da Ria de Aveiro. Recursos da Ria de Aveiro*. Vol. II. Câmara Municipal de Aveiro (Ed.). pp: 9-14.
- Baumeister, V.W. & Kloos, G. 1974. Über die Salzsekretion bei *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. *Flora* **163**: 310-326.

- Beefing, W.G. 1985. Population dynamics of annual *Salicornia* species in tidal salt marshes of the Oosterschelde, The Netherlands. *Vegetatio* **61**: 127-136.
- Beefink, W., Nieuwenhuize, J., Stoeppler, M. & Mohl, C. 1982. Heavy metal accumulation in salt marshes from the Eastern and Western Scheldt. *Science of the Total Environment* **25**: 199-223.
- Bernstein, L. 1975. Effects of salinity and sodicity on plant growth. *Annual Review of Phytopathology* **13**: 295-312.
- Böer, B. 1996. Plants as soil indications along the sandy coast of the Arabian Gulf. *Journal of Arid Environments* **33**: 417-423.
- Boon, P.I. & Cain, S. 1988. Nitrogen cycling in salt-marsh and mangrove sediments at Western Port Victoria. *Australian Journal of Marine Freshwater Research* **39**: 607-623.
- Borrego, C., Moreira, M.H. & Fernandes, C. 1993. Estudo de avaliação da vulnerabilidade da capacidade de recepção das águas e zonas costeiras em Portugal. Relatório R 7.3 Recursos naturais na zona costeira e seus habitats. Ria de Aveiro e Pateira de Fermentelos. Direcção geral do ambiente.
- Bouchard, V. & Lefeuvre, J.C. 1996. Hétérogénéité de la productivité d'*Atriplex portulacoides* (L.) Aellen dans un marais salé macrotidal. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, Science de la Vie* **319**: 1027-1034.
- Bourg, A. 1988. Physico-chemical speciation of trace elements in oxygenated estuarine waters. In: *The Determination of trace Metals in Natural Waters*. T.S. West & H.W. Nürnberg (Eds.). Blackwell. pp: 289-321.
- Bradshaw, A.D. 1965. Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. *Advances in Genetics* **13**: 115-155.
- Breckle, S.W. 1986. Studies on halophytes from Iran and Afghanistan. II Ecology of halophytes along salt gradients. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* **89B**: 203-215.
- Bresler, E., McNeal, B. & Carter, D. 1982. Saline and sodic soils. Principles- Dynamics- Modeling. In: *Advanced Series in Agricultural Sciences* **10**. Springer-Verlag.
- Brown, J.C. & Jolley, V.D. 1988. Strategy I and strategy II mechanisms affecting iron availability to plants may be established too narrow or limited. *Journal of Plant Nutrition* **11**(6-11): 1077-1098.
- Buresh, R.J., DeLaune, R.D. & Patrick Jr., W.H. 1980. Nitrogen and phosphorus distribution and utilization by *Spartina alterniflora* in a Louisiana Gulf Coast Marsh. *Estuaries* **3**: 111-121.

- Buth, G.J. & Wolf, L. 1985. Decomposition of *Spartina angelica*, *Elytrigia pungens* and *Halimione portulacoides* in a Dutch salt marsh in association with faunal and habitat influences. *Vegetatio* **62**: 337-355.
- Caçador, M.I., Vale, C. & Catarino, F. 1996. Accumulation of Zn, Pb, Cu, Cr and Ni in sediments between roots of the Tagus estuary salt marshes, Portugal. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **42**: 393-403.
- Caçador, I; Vale, C. & Catarino, F. 1993. Effects of plants on the accumulation of Zn, Pb, Cu e Cd in sediments of the Tagus estuary salt marshes, Portugal. *In: Studies in environment Science SS- Environment Contamination*. J. Verner (Ed.). Elsevier. pp:355-364.
- Caçador, M.I. 1994. Acumulação e retenção de metais pesados nos sapais do estuário do Tejo. Dissertação de doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Campbell, P., Stokes, P. & Galloway, J. 1983. The effect of atmospheric deposition on the geochemical cycling and biological availability of metals. *In: Heavy metals in the environment 2*: 760-763. Heidelberg International Conference. CEP Consultants.
- Carlson, C., Adriano, D., Sajwan, K., Abels, S., Thoma, D. & Driver, J. 1991. Effects of selected trace metals on germinating seeds of six plant species. *Water, Air and Soil Pollution* **59**: 231-240.
- Cartaxana, P. 1999. Static and dynamic aspects of nitrogen cycling in a Tagus estuary salt marsh. Dissertação de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Carter, R. & Eriksen, R. 1992. Investigation into the use of *Zostera muelleri* (Irmisch ex. Aschers) as a sentinel accumulator for copper. *Science of the Total Environment* **125**: 185-192.
- Carter, R.W. 1988. *Coastal environments. An introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines*. Academic Press.
- Castellanos, E.M., Figueroa, M.E. & Davy, A.J. 1994. Nucleation and facilitation in saltmarsh succession: interactions between *Spartina maritima* and *Arthrocnemum perenne*. *Journal of Ecology* **82**: 239-248.
- Castroviejo, S., Laínz, M., González, G., Montserrat, P., Garmendia, F., Paiva, J. & Vilar, L. (Eds.). 1990. *Flora Iberica*. Vol II. Real Jardin Botánico, C. S. I. C. Madrid.
- Castroviejo, S. 1990. Chenopodiaceae. *In: Flora Iberica Vol II*. Castroviejo S., Laínz, M., González, G., Montserrat, P., Garmendia, F., Paiva, J. & Vilar, L. (Eds.). Real Jardin Botánico, C. S. I. C. Madrid.

- Cataldo, D.A., Haroon, M., Schrader, L.E. & Youngs, V.L. 1975. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **6**(1): 71-80.
- Chapman, V.J. 1974. Salt marshes and salt deserts of the world. In: *Ecology of Halophytes*. R.J.Reimold & W.H. Queen (Eds.). Academic Press.
- Cheeseman, J.M. 1988. Mechanisms of salinity tolerance in plants. *Plant Physiology* **87**: 547-550.
- Chenhall, B.E., Yassini, I. & Jones B.G. 1992. Heavy metal concentrations in lagoonal saltmarsh species, Illawarra region, southeastern Australia. *Science of the Total Environment* **125**: 203-225.
- Constanza, R., Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limrag, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**: 253-260.
- Costa, J.B. 1991. *Caracterização e constituição do solo*. (4ª ed.) Fundação Calouste Gulbenkian.
- Covin, J.D. & Zedler, J.B. 1988. Nitrogen effects on *Spartina foliosa* and *Salicornia virginica* in the salt marsh at Tijuana Estuary, California. *Wetlands* **8**: 51-65.
- Crawford, R.M. 1982. Physiological responses to flooding. In: *Physiological Plant ecology II*. O.L. Lange, P.S. Nobel, C.B. Osmond & H. Ziegler (Eds.). Springer Verlag. pp:453-477.
- Crowder, A.A. & MacFie, C.M. 1985. Seasonal deposition of ferric hydroxide plaque on roots of wetland plants. *Canadian Journal of Botany* **64**: 2120-2124.
- Darmody, R.G. & Foss, J.E. 1979. Soil landscape relationships of the Tidal Marshes of Maryland. *Soil Science Society of America Journal* **43**: 534-541.
- Davy, A.J. & Smith, H. 1985. Population differentiation in the life-history characteristics of salt-marsh annuals. *Vegetatio*. **61**: 117-125.
- Delaune, R.D. & Smith, C.J. 1985. Release of nutrients and metals following oxidation of fresh water and saline sediment. *Journal of Environmental Quality* **14**: 164-168.
- Di Giulio, R. & Scanlon, P. 1985. Heavy metals in aquatic plants, clams and sediments from the Chesapeake Bay USA. Implications for waterfowl. *Science of Total Environment* **41**: 259-274.
- Dierberg, F.E., De Busk, T.A. & Goulet Jr., N.A.. 1987. Removal of copper and lead using a thin-film technique. In: *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. K.R. Reddy & W.H. Smith (Eds.). Magnolia Publishing Inc. pp: 497-504.

- Doddema, H., Eddin, R.S. & Mahasneh, A. 1986. Effects of seasonal changes of soil salinity and soil nitrogen of the N-metabolism of the halophytes *Arthrocnemum fruticosum* (L.) Moq. *Plant and Soil* **92**: 279-293.
- Doyle, M.O., Otte, M.L. 1997. Organism – induced accumulation of iron, zinc and arsenic in wetland soils. *Environmental Pollution* **96**(1): 1-11.
- Dunbabin, J.S. & Bowmer, K.H. 1992. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *Science of Total Environment* **111**:151-168.
- Ellison, A.M. 1987. Effects of competition, disturbance, and herbivory on *Salicornia europaea*. *Ecology* **68**: 576-586.
- Ernst, W.H.O. 1990. Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments. *Aquatic Botany* **38**: 73-90.
- Ernst, W.H.O. 1987. Metal fluxes to coastal ecosystems and response of coastal vegetation. A Review. Cap. 24. In: *Vegetation between land and Sea*. A. Hiskes, C. Blom & J. Rozema (Eds.). Dr. W. Junk Publishers. pp: 302-310.
- Fahn, A. 1995. *Plant anatomy*. (4^a ed.). Butterworth-Heinemann.
- Flowers, T.J., Hajibaccheri, M.A. & Clipson, N.J. 1986. Halophytes. *The Quarterly Review of Biology* **61**(3): 313-337.
- Flowers, T.J., Troke, P.F. & Yeo, A.R. 1977. The mechanism of salt tolerance in halophytes. *Annual Review of Plant Physiology* **28**: 89-121.
- Flowers, T.J. & Yeo, A.R. 1988. Ion relations of salt tolerance. Cap. 10 In: *Solute transport in plant, cell and tissues*. D.A. Baker & J.L. Hall (Eds.). Longman Sci. and Technical. pp: 392-416.
- Förstner, U. & Wittmann, G.T. 1981. *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Verlag.
- Franco, J.A. 1971. *Nova Flora de Portugal*. Vol. I. Lisboa.
- Franco, J.A. 1984. *Nova Flora de Portugal*. Vol. II. Lisboa.
- Freitas, H. & Breckle, S.-W. 1992. Importance of bladder hairs for salt tolerance of field – grown *Atriplex* species from a Portuguese salt marsh. *Flora* **187**: 283-297.
- Freitas, H. & Breckle, S.-W. 1993. Accumulation of nitrate in bladder hairs of *Atriplex* species. *Plant Physiology and Biochemistry* **31**(6): 887-792.
- Gambrell, R.P. 1994. Trace and toxic metals in wetlands- a review. *Journal of Environmental Quality* **23**: 883-891.

- Golberg, E., Gamble, E., Griffin, J. & Koide, M. 1977. Pollution history of Nanagansett Bay as recorded in the sediments. *Estuarine, Coastal and Marine Science* **5**: 549-561.
- Gomes, C.F. & Delgado, H.M. 1994. New data of heavy metals in the sediments of the Aveiro Lagoon. In: *Littoral 94. Proceedings of International Symposium on Coastal Zone Research, Management and Planning*. Eurocoast-Portugal.
- Gomes C.F. & Delgado, H.M. 1991. Distribuição dos minerais argilosos nos sedimentos da laguna de Aveiro. In: *Actas do seminário A zona costeira e os problemas ambientais*. Eurocoast. Universidade de Aveiro. pp:74-79.
- Gomes, C.F. 1992. Conhecer o passado e o presente da Ria de Aveiro para perspectivar o seu futuro. *Geociências, Revista da Universidade de Aveiro*. **7**(1-2):141-149.
- Grattan, S.R. & Grieve, C.M. 1994. Mineral nutrient acquisition and response by plants grown in saline environments. Cap.9. In: *Handbook of Plant and Crop Stress*. M. Pessaraki (Ed.). Marcel Dekker, Inc. pp: 203-226.
- Greenway, H. & Munns, R. 1980. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. *Annual Review of Plant Physiology* **31**: 149-190.
- Greger, M. 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. In: *Heavy metal stress in plants*. M. Prasad & J. Hagemeyer (Eds.). Springer- Verlag.
- Guerzoni, S., Frignani, M., Giordani, P. & Frascari, F. 1984. Heavy metals in sediments from different environments of a Northern Adriatic Sea area, Italy. *Environmental Geology and Water Sciences* **6**: 111-119.
- Guy, R.D., Warne, P.G. & Reid, D.M. 1984. Glycinebetaine content of halophytes: improved analysis by liquid chromatography and interpretations of results. *Physiologia Plantarum* **61**: 195-202.
- Hall, A. 1982. Water quality problems in Ria de Aveiro. A preliminary assessment. In: *Actual problems of oceanography in Portugal*, JNICT/NATO Marine Sciences Panel: pp:159-169.
- Hardiman, R.T. & Jacoby, B. 1984. Absorption and translocation of Cd in bush beans (*Phaseolus vulgaris*). *Physiologia Plantarum* **61**: 670-674.
- Haynes, R.J. & Goh, K.M. 1978. Ammonium and nitrate nutrition of plants. *Biological Review* **53**: 465-510.
- Henriksen, K. & Jensen, A. 1979. Nitrogen mineralization in a salt marsh ecosystem dominated by *Halimione portulacoides*. In: *Ecological Processes in Coastal Environment*. R.L. Jefferies, A.J. Davy (Eds.). Blackwell Scientific Publications. pp:373-384.

- Hines, M.E., Lyons, W.M., Armstrong, P.B., Orem, W.H., Spencer, M.J., Gaudette, H.E. & Jones, G.E. 1984. Seasonal metal remobilization in the sediments of Great Bay, New Hampshire. *Mar. Chem.* **15**: 173-184.
- Hoppe, H.G., Gocke, K. & Alcântara, F. 1996. Shifts between autotrophic and heterotrophic process in a tidal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Archiv für Hydrobiologie. Special Issues: Advances in Limnology* **48**: 39-52.
- Howes, B.L., Howarth, R.W., Teal, J.M. & Valiela, I. 1981. Oxidation –reduction potentials in a salt marsh: spatial patterns and interactions in primary production. *Limnology and Oceanography* **26**: 350-360.
- Huiskes, A. & Rozema, J. 1988. The impact of anthropogenic activities on the coastal wetlands of the North Sea. *In: Pollution of the North Sea: an assesment.* W. Salomons, B. Bayne, E. Duursma & U. Forstner (Eds.). Springer-Verlag. pp: 455-473.
- Ingram, M. 1957. Microorganisms resisting high concentrations of sugars and salts. *In: Seventh Symposium of Society for General Microbiology.* Cambridge University Press. pp:90-133.
- Jacoby, B. 1994. Mecanismos envolvidos in salt tolerance by plants. Cap. 5. *In: Handbook of Plant and Crop Stress.* M. Pessarakli (Ed.). Marcel Dekker, Inc. pp: 97-122.
- Jefferies, R.L. 1977. Grow responses of coastal halophytes to inorganic nitrogen. *Journal of Ecology* **65**: 847-865.
- Jefferies, R.L. & Perkins, N. 1977. The effects on the vegetation of the additions of inorganic nutrients to salt marsh soils at Stiffkey, Norfolk. *Journal of Ecology* **65**: 867-882.
- Jefferies, R.L. & Gottlieb, L.D. 1982. Genetic differentiation of the microspecies *Salicornia europaea* L. (*sensu stricto*) and *S. ramosissima* J. Woods. *New Phytologist* **92**: 123-129.
- Jefferies, R.L., Davy, A.J. & Rudmik, T. 1981. Population biology of the salt marsh annual *Salicornia europaea* agg. *Journal of Ecology* **69**: 17-34.
- Jennings, D.H. 1976. The effects of sodium chloride on higher plants. *Biological Review* **51**: 453-486.
- Jensen, A., Henriksen, K. & Rasmussen, M.B. 1985. The distribution and interconversion of ammonium and nitrate in the Skallingen salt marsh (Denmark) and their exchange with the adjacent coastal water. *Vegetatio* **62**: 357-366.
- Jensen, A. 1985. On the ecophysiology of *Halimione portulacoides*. *Vegetatio* **61**: 231-240.
- Jeschke, W. & Stelter, W. 1983. Ionic relations of garden Orache, *Atriplex hortensis* L.: growth and ion distribution at moderate salinity and the function of bladder hairs. *Journal of Experimental Botany* **34** (144): 795-810.

- Jeschke, W. 1983. Cation fluxes in excised and intact roots in relation to specific and varietal differences. *Plant and Soil* **72**: 197-212.
- Jong, G. 1995. Phenotypic plasticity as a product of selection in a variable environment. *The American Naturalist* **145** (4): 493-512.
- Justin, S.H. & Armstrong, W. 1987. The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. *New Phytologist* **106**: 465-495.
- Keiffer, C.H., McCarthy, B.C. & Ungar, I.A. 1994. Effects of salinity and waterlogging on growth and survival of *Salicornia europaea* L., an inland halophyte. *Ohio Journal of Science* **94**(3): 70-73.
- Khalid, R.A., Patrick, W.H. & Gambrell, R.P. 1978. Effect of dissolved oxygen on chemical transformations of heavy metals, phosphorus, and nitrogen in an estuarine sediment. *Estuarine, Coastal and Marine Science* **6**: 21-35.
- Koncalová, H. 1990. Anatomical adaptation to waterlogging in roots of wetland graminoids: Limitations and drawbacks. *Aquatic Botany* **38**: 127-134.
- Krüger, H.R. & Peinemann, N. 1996. Coastal plain halophytes and their relation to soil ionic composition. *Vegetatio* **122**: 143-150.
- Kuhlmeier, P.D. 1991. Occurrence and distribution of metals and tributyltin in a coastal wetland in northern California. *Hydrological Basis and Ecological Sound Mgmt Soil GroundWater*, IAHS Publications pp: 202-324.
- Langlois, J. & Ungar, I.A. 1976. A comparison of the effect of artificial tidal action on the growth and protein nitrogen content of *Salicornia stricta* Dumort and *Salicornia ramosissima* Woods. *Aquatic Botany* **2**: 43-50.
- Langlois, J. 1968. Évolution de la pression osmotique et des teneurs en eau, en Cl⁻ et Na⁺ au cours de la croissance de l'axe principal chez *Salicornia stricta* Dumort. *Revue Générale de Botanique* **75**: 377-394.
- Langlois, J. 1971. Influence du rythme d'immersion sur la croissance et le métabolisme protéique de *Salicornia stricta* Dumort. *Oecologia Plantarum* **6**: 227-245.
- Larcher, W. 1995. *Physiological Plant Ecology* (3^a ed.). Springer-Verlag.
- Leckie, J. 1988. Coordination chemistry at the solid/solution interface. *In: Metal speciation, theory, analysis and application*. J. Kramer & H. Allen (Eds.). Lewis Publishers. pp:41-62.
- Lee, J.A. & Stewart, G.R. 1978. Ecological aspects of nitrogen assimilation. *In: Advances in Botanical Research*. Vol 6. H.W. Woolhouse (Ed.). pp: 3-43.

- Levitt, J. 1980. Responses of plants to environmental stresses. *In: Water, radiation, salt and other stresses*. Vol 2. (2^a ed.). Academic Press.
- Lindau, C. & Hossner, L. 1982. Sediment fractionation of copper, nickel, zinc, chromium, manganese and iron in one experimental and three natural marshes. *Journal of Environmental Quality* **11**: 540-545.
- Luque, T., Ruiz, C., Avalos, J., Calderón, I.L. & Figueroa, M.E. 1995. Detection and analysis of genetic variation in Salicornieae (Chenopodiaceae) using random amplified polymorphic DNA (RAPD) markers. *Taxon* **44**: 53-63.
- Luther, G.W. & Church, T.M. 1988. Seasonal cycling of sulphur and iron in porewaters of a Delaware salt marsh. *Marine Chemistry* **23**: 295-309.
- Macek, T., Kotrba, P., Suchova, M., Skacel, F., Demnerova, K. & Ruml, T. 1994. Accumulation of cadmium by hair-root cultures of *Solanum nigrum*. *Biotechnology Letters* **10**: 621-624.
- Marques, L.F., Cruz, M.M. & Moreira, M.H. 1993. Desassoreamento da Ria de Aveiro. 1^a Fase. Relatório do estudo de impacte ambiental. Junta Autónoma do Porto de Aveiro.
- Marschner, H. 1983. General Introduction to the mineral nutrition of plants (1.1). *In: Inorganic Plant Nutrition. Encyclopedia of Plant Physiology. New Series. Vol. 15A. A. Läuchli & R.L. Bielecki. (Eds.). Springer-Verlag. pp: 5-49.*
- Marschner, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. (2^a ed.). Academic Press.
- Martin, H. & Kaplan, D. 1998. Temporal changes in cadmium, thallium, and vanadium mobility in soil and phytoavailability under field conditions. *Water, Air and Soil Pollution* **101**: 399-410.
- Mccaffrey, R. & Thompson, J. 1980. A record of the accumulation of sediment and trace metals in a Connetcut salt marsh. *Advances in Geophysics* **22**: 165-236.
- McDonnell, E. & Jones, R.G. 1988. Glycinebetaine biosynthesis and accumulation in unstressed and salt – stressed wheat. *Journal of Experimental Botany* **39**: 421-430.
- McLaughlin, B.E., Van Loon, G.W. & Crowder, A.A. 1985. Comparison of selected washing treatments on *Agrostis gigantea* samples from mine tailings near Copper Cliff, Ontario, before analysis for Cu, Ni, Fe and K content. *Plant and Soil* **85**: 433-436.
- Metcalfe, C.R. & Chalk, L. 1972. *Anatomy of the dicotyledons*. Vol 2. (3^a ed.). Oxford University Press.
- Mickle, A. 1993. Pollution filtration by plants in wetland-littoral zones . *In: Proceedings of the Academy of natural Sciences of Philadelphia* **144**: 282-290.

- Momonoki, Y.S. & Kamimura, H. 1994. Studies on the mechanism of salt tolerance in *Salicornia europaea* L. *Japanese Journal of Crop Science* **63** (3): 518-523.
- Momonoki, J.S., Kato, S. & Kamimura, H. 1994. Studies on the mechanism of salt tolerance in *Salicornia europaea* L. II. High osmosis of epidermal cells in stem. *Japanese Journal of Crop Science* **63** (4): 650-656.
- Momonoki, Y.S., Oguri, S. & Kato, S. 1996. Studies on the mechanism of salt tolerance in *Salicornia europaea* L. III. Salt accumulation and Ach function. *Japanese Journal of Crop Science* **65** (4): 693-699.
- Moreira, M.H. 1991. Macrozoobentos da Ria de Aveiro: Importância Ecológica e Económica. Paineis: Ria de Aveiro: Que futuro?. In: *IV Encontro Nacional de Saneamento Básico*. Universidade de Aveiro. pp: 86-98.
- Morris, J.T. 1991. Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. *Annual Review of Ecology and Systematics* **22**: 257-279.
- Mozafar, A. & Goodin, J.R. 1970. Vesiculated hairs: a mechanism for salt tolerance in *Atriplex halimus* L. *Plant Physiology* **45**: 62-65.
- O'Callaghan, M. 1992. The ecology and identification of the southern African Salicornieae (Chenopodiaceae). *South African Journal of Botany* **58** (6): 430-439.
- Odum, E.P. 1997. Fundamentos da Ecologia. (5ª ed.). Fundação Calouste Gulbenkian. 927 pp.
- Orson, R.A., Simpson, R.L. & Good, R.E. 1992. A mechanism for the accumulation and retention of heavy metals in tidal freshwater marshes of the upper Delaware River Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **34**: 171-186.
- Osmond, C.B., Björkman, O. & Anderson, D.J. 1980. *Physiological processes in plant ecology. Toward a synthesis with Atriplex*. Springer Verlag.
- Otte, M.L., Rozema, J., Koster, L., Haarssma, M.S. & Broekman, R.A. 1989. Iron plaque on roots of *Aster tripolium* L.: interaction with zinc uptake. *New Phytologist* **111**: 309-317.
- Otte, M.L. 1991. Contamination of coastal wetlands with heavy metals: factors affecting uptake of heavy metals by salt marsh plants. Cap12. In: *Ecological Responses to Environmental Stress*. L. Rozema, J.A. Verkleij (Eds.). Kluwer Academic Publishers. pp: 126-133.
- Otte, M.L., Kearns, C.C. & Doyle, M.O. 1995. Accumulation of arsenic and zinc in the rhizosphere of wetland plants. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* **55**: 154-161.

- Otte, M., Bestebroer, S., Van der Linden, J., Rozema, J. & Broekman, R. 1991. A survey of zinc, copper and cadmium concentrations in salt marsh plants along the Dutch Coast. *Environmental Pollution* **72**: 175-189.
- Otte, M., Haarsma, M., Broekman, R. & Rozema, J. 1993. Relation between heavy metal concentrations in salt marsh plants and soil. *Environmental Pollution* **82**: 13-22.
- Owbey, R.S. & Mahall, B.E. 1983. Salinity and root conductivity: differential responses of a coastal succulent halophyte, *Salicornia virginica* and a weedy glycophyte, *Raphanus sativus*. *Physiologia Plantarum* **57**: 189-195.
- Pennings, S.C. & Callaway, R. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* **73** (2): 681-690.
- Pigliucci, M. & Schlichting, C.D. 1995. Ontogenetic reaction norms in *Lobelia siphilitica* (Lobeliaceae): response to shading. *Ecology* **76** (7): 2134-2144.
- Pitman, M. 1984. Transport across the root and shoot/root interactions. In: *Salinity tolerance in plants: Strategies for crop improvement*. R.C. Staples & G.H. Toennissens (Eds.). John Wiley & Sons Inc. pp: 93-123.
- Pomeroy, L. R. & Wiegert, R.G. 1981. The ecology of saltmarsh. In: *Ecological Studies* 38. L.R. Pomeroy & R.G. Wiegert (Eds.). Springer-Verlag.
- Punz, W.F., Sieghardt, H. 1993. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* **33**(1): 85-98.
- Raven, J.A. 1988. The iron and molybdenum use efficiencies of plant growth with different energy, carbon and nitrogen sources. *New Phytologist* **109**: 279-287.
- Raven, J.A. & Smith, F.A. 1976. Nitrogen assimilation and transport in vascular land plants in relation to intracellular pH regulation. *New Phytologist* **76**: 415-431.
- Reboredo, F. & Ribeiro, C. 1984. Vertical distribution of Al, Cu, Fe and Zn in the soil salt marshes of the Sado estuary, Portugal. *International Journal of Environmental Studies* **23**: 249-253.
- Reboredo, F. 1985. Heavy metal analysis of sediments and live tissues of *Spartina maritima*, from salt marshes of Sado estuary- Portugal. In: *Proceedings of the 5th International Conference of Heavy Metals in the Environment*. Vol. II. pp: 330-333.
- Reboredo, F. 1988. Alguns aspectos sobre a acumulação de ferro, cobre e zinco por *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. Dissertação de doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova De Lisboa.
- Reboredo, F. 1991. Cu and Zn uptake by *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. A long-term accumulation experiment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **46**: 442-449.

- Reboredo, F. 1993. How differences in the field influence Cu, Fe and Zn uptake by *Halimione portulacoides* and *Spartina maritima*. *Science of the Total Environment* **133**: 111-132.
- Reboredo, F. 1994. Interaction between copper and zinc and their uptake by *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **52**: 598-605.
- Redinbaugh, M.G., Campbell, W.H. 1991. Higher plant responses to environmental nitrate. *Physiologia Plantarum* **82**: 640-650.
- Redmann, R.E., Fedec, P. 1987. Mineral ion composition of halophytes and associated soils in western Canada. *Communications in Soil Science Plant Analysis* **18**(5): 559-579.
- Reimann, C. 1992. Sodium exclusion by *Chenopodium* species. *Journal of Experimental Botany* **43** (249): 503-510.
- Reimann, C. & Breckle, S.-W. 1993. Sodium relations in Chenopodiaceae: a comparative approach. *Plant, Cell and Environment* **16**: 323-328.
- Reimann, C. & Breckle, S.-W. 1995. Salt tolerance and ion relations of *Salsola kali* L.: differences between spp. *tragus* (L.) Nyman and spp. *ruthenica* (Iljin) Soó. *New Phytologist* **130**: 37-45.
- Römheld, V. & Marschner, H. 1985. Mobilization of iron in the rhizosphere of different plant species. Cap 5.Vol.2. In: *Advances in plant nutrition*. B. Tinker & A. Läuchli (Eds.). pp: 155-204.
- Ross, S. & Kaye, K. 1994. The meaning of metal toxicity in soil- plant systems. Cap. 2. In: *Toxic metals in soil-plant systems*. S. Ross (Ed.). John Wiley & Sons. pp: 27-61.
- Ross, S. 1994. Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. Cap. 1. In: *Toxic metals in soil-plant systems*. S. Ross (Ed.). John Wiley & Sons. pp: 3-25.
- Rozema, J., Dueck, T., Wesselmann, H. & Bijl, F. 1983. Nitrogen dependent growth stimulation by salt in strand-line species. *Acta Oecologica: Oecologia Plantarum* **4**(1): 41-52.
- Rozema, J., Bijwaard, P., Prast, G. & Broekman, R. 1985a. Ecophysiological adaptations of coastal halophytes from foredunes and salt marshes. *Vegetatio* **62**: 499-521.
- Rozema, J., Luppens, E. & Broekman, R. 1985b. Differential response of salt-marsh species to variation of iron and manganese. *Vegetatio* **62**: 293-301.
- Rozema, J., Otte, R., Broekman, R. & Punte, H. 1985c. Accumulation of heavy metals in estuarine salt marsh sediment and uptake of heavy metals by salt marsh halophytes. In: *Proceedings of the international conference on heavy metals in the environment*. T. Lekkas (Ed.). CEP Consultants. pp: 545-547.

- Rozema, J., Otte, M.L., Broekman, R.A. & Wezenbeek, J.M. 1986. The uptake and translocation of heavy metals by salt marsh plants from contaminated estuarine salt marsh sediment: possibilities of bioindication. *In: Proceedings of the international conference on heavy metals in the environment*. W.H.O. Ernst. (Ed.). CEP Consultants. pp: 123-125.
- Rozema, J., Otte, M., Van Schie, C. & Ernst, W.H.O. 1988. Foliar uptake of heavy metals in estuarine plants in response to contaminated sea water flooding. *In: Proceedings of the international conference on heavy metals in the environment*. A. Orio (Ed.). CEP Consultants. pp: 73-75.
- Rozema, J. & Leendertse, P.C. 1991. Natural and man-made environmental stress in coastal wetlands. Cap. 9. *In: Ecological responses to environmental stresses*. J.Rozema & J.A.Verkleij (Eds.). Kluwer Academic Publishers. pp: 92-101.
- Sacher, R.F. & Staples, R.C. 1985. Inositol and sugars in adaptation of tomato to salt. *Plant Physiology* **77**: 206-210.
- Salsac, L., Chaillou, S., Morot-Gaudry, J., Lesaint, C. & Jolivet, E. 1987. Nitrate and ammonium nutrition in plants. *Plant Physiology and Biochemistry* **25**(6): 805-812.
- Scheiner, S.M. 1993. Genetics and evolution of phenotypic plasticity. *Annual Review of Ecology and Systematics* **24**: 35-68.
- Selvaraj, G., Jain, R.K., Olson, D.J., Hirji, R., Jana, S. & Hoogge, L.R. 1995. Glycinebetaine in oilseed and flax leaves: detection by liquid chromatography/continuous flow secondary ion-massspectrometry. *Phytochemistry* **38** (5): 1143-1146.
- Sharma, M. 1982. Aspects of salinity and water relations of Australian chenopods. *In: Contributions to the ecology of halophytes*. D.N. Sen & K.S. Rajpurohit (Eds.). Junk Publishers. pp: 155-172.
- Shirmer, U. & Breckle, S.-W. 1982. The role of bladders for salt removal in some Chenopodiaceae (mainly *Atriplex* species). *In: Contributions to the ecology of halophytes*. D.N. Sem & K. S. Rajpurohit (Eds.). Junk Publishers. pp: 215-231.
- Silva, J.F. 1980. Aspectos do ambiente natural da ria de Aveiro. Boletim da Associação de Defesa do Património Natural e Cultural da região de Aveiro, Maio/Junho. pp: 18-22.
- Smirnoff, N. & Stewart, G.R. 1985. Nitrate assimilation and translocation by higher plants: Comparative physiology and ecological consequences. *Physiologia Plantarum* **64**: 133-140.
- Stearns, S.C. 1989. The evolutionary significance of phenotypic plasticity. *Bioscience* **39** (7): 439-445.

- Steen, E. 1984. Root and shoot growth of *Atriplex littoralis* in relation to nitrogen supply. *Oikos* **42**: 74-95.
- Stewart, G.R., Lee, J.A. & Orebamjo, T.O. 1973. Nitrogen metabolism of halophytes. II. Nitrate availability and utilization. *New Phytologist* **72**: 539-546.
- Stewart, G.R. & Popp, M. 1987. The ecophysiology of mangroves. In: *Plant life in aquatic and amphibious habitats-British ecological society special symposium*. R.M.M. Crawford (Ed.). Blackwell.
- Stewart, G.R., Larher, F., Ahmad, I. & Lee, J.A. 1979. Nitrogen metabolism and salt tolerance in higher plant halophytes. In: *Ecological processes in coastal environments*. R.L. Jefferies & A.J. Davy, (Eds.). Blackwell Scientific Publications.
- Stienstra, A.W. 1977. Mineral composition of *Halimione portulacoides* (L.) Aellen leaves. *Hydrobiologia* **52** (1): 89-91.
- Storey, R., Ahmad, N. & Wynjones, R.G. 1977. Taxonomic and ecological aspects of the distribution of glycinebetaine and related compounds in plants. *Oecologia* (Berl.) **27**: 319-332.
- Sundby, B., Vale, C., Caçador, M.I., Catarino, F.M., Madureira, M.J. & Caetano, M. 1998. Metal-rich concretions on the roots of salt marsh plants. *Limnology and Oceanography* **43** (2): 245-252.
- Tamm, C.O. 1991. *Nitrogen in terrestrial ecosystems*. Springer-Verlag. 115 pp.
- Tan, K.H. 1994. *Environmental soil science*. Marcel Dekker. 304 pp.
- Tan, K.H. 1996. *Soil sampling, preparation and analysis*. Marcel Dekker. 408 pp.
- Tiller, K.G. 1989. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: *Advances in soil science*. Vol 9. B.A. Stward (Ed.). Springer Verlag. pp: 113-142.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (Eds.). 1980. *Flora europaea*. Vol. 5. Cambridge University Press.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (Eds.). 1993. *Flora europaea*. Vol. 1 (2^a ed.). Cambridge University Press.
- Ungar, I.A. 1991. *Ecophysiology of vascular halophytes*. CRC Press. 209 pp.
- Vale, C., Catarino, F.M., Cortesão, C. & Caçador, M.I. 1990. Presence of metal rich rhizoconcretions on the roots of *Spartina maritima* from the salt marshes of the Tagus estuary, Portugal. *Science of the Total Environment* **97/98**: 617-626.

- Van Diggelen, J. 1991. Effects of inundation stress on salt marsh halophytes. *In: Ecological Responses to Environmental Stress*. Cap.7. J. Rozema & A.C. Verkleij (Eds.). Kluwer Academic Publishers. pp: 62-73.
- Vernberg, F.J. 1993. Salt-marsh processes: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry* **12**: 2167-2195.
- Vestergaard, P. 1979. A study of indication of trace metal pollution of marine areas by analysis of salt marsh soils. *Marine Environmental Research* **2**: 19-31.
- Vinhas, T. & Shirley, M.L. 1987. Metais pesados em enguias e sedimentos colhidos na Ria de Aveiro. Instituto Hidrográfico. Divisão de Química e Poluição. Lisboa.
- Waisel, Y., Eshel, A. & Agami, M. 1986. Salt balance of leaves of mangrove *Avicennia marina*. *Physiologia Plantarum* **67**: 67-72.
- Watkinson, A.R. & Davy, A.J. 1985. Population biology of salt marsh and sand dune annuals. *Vegetatio* **62**: 487-497.
- Williams, T.P., Bubb, J.M. & Lester, J.N. 1994. Metal accumulation within salt marsh environments: a review. *Marine Pollution Bulletin* **28** (5): 277-290.
- Wittaker, R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. (2^a ed.). Macmillan.
- Yeo, A.R. 1981. Salt tolerance in the halophyte *Sueda maritima* L. Dum: Intracellular compartmentation of ions. *Journal of Experimental Botany* **32**: 487-497.
- Yeo, A.R. 1983. Salinity resistance: physiologies and prices. *Physiologia Plantarum* **58**: 214-222.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. (3^a ed.). Prentice Hall International Editions. 899 pp.