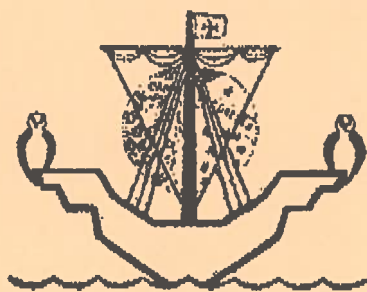


REVISTA DE BIOLOGIA



EDITOR

MUSEU, LABORATÓRIO E JARDIM BOTÂNICO

VOL. 17

1999

N.^{os} 1-4

LISBOA

REVISTA DE BIOLOGIA

VOL. 17

1999

N.^{OS} 1-4

Publicação do
Museu, Laboratório e Jardim Botânico
Museu Nacional de História Natural
Universidade de Lisboa
Rua da Escola Politécnica 58, 1250-102 Lisboa (Portugal)

REDACTORES

F. M. CATARINO • IRENEIA MELO • A. B. MACHADO • M. A. MARTINS-LOUÇÃO

Título para citações bibliográficas: *Revista Biol. (Lisboa)*

LISBOA

A

1-4

0

ACTAS
DO
3º ENCONTRO NACIONAL DE ECOLOGIA

Promovido pela SPECO
Sociedade Portuguesa de Ecologia
Faro, 3-5 de Dezembro de 1998

Subsidiada pela:
FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia
MINISTERIO DA CIÊNCIA E DA TECNOLOGIA

PREFÁCIO

Como vem sendo tradição anual, a SPECO continua a organizar os seus Encontros Nacionais com o objectivo de permitir uma maior interacção entre investigadores, debate de ideias sobre problemas ligados à Ecologia e o alargamento a áreas como a Economia Ecológica e a Gestão Ambiental, cada vez mais actuais e que constituem já campos de investigação autónoma.

Torna-se evidente que a Ecologia originalmente surgida através da Biologia tornou-se uma ciência horizontal, abrangendo as questões relacionadas com o impacte das actividades humanas na natureza e portanto, passando a ter ligações também à economia e às ciências sociais.

O volume 17 da Revista de Biologia, à semelhança do número anterior, compilou alguns dos trabalhos que foram apresentados no 3º ENE em Faro, sob a forma de Actas. Com bastante satisfação podemos afirmar que a SPECO continua a empenhar-se na valorização deste projecto para o que, este ano, convidou diferentes investigadores a reverem os textos aqui publicados. A selecção e aceitação dos trabalhos contribuem assim para a creditação e valorização desta revista de distribuição nacional e internacional.

Os trabalhos aqui apresentados distribuem-se pelas 6 áreas temáticas do 3º ENE: Alterações Globais, Biodiversidade e Conservação, Dinâmica de Populações, Ecofisiologia, Ecologia dos Processos Costeiros e Ecologia e Ambiente. Os artigos presentes neste numero são contribuições de todos os que tendo apresentado comunicação sob a forma oral ou de painel manifestaram interesse em ver publicado o seu trabalho.

A SPECO espera que estas Actas contribuam para a valorização dos trabalhos apresentados uma vez que a sua difusão permitirá alargar o conhecimento sobre a investigação em Ecologia que actualmente se realiza em Portugal.

Este projecto só foi possível pelo interesse de todos os que contribuíram com os seus trabalhos, dos que se disponibilizaram a rever e a sugerir alterações aos manuscritos e aos responsáveis pela edição da Revista de Biologia, Drª Ireneia Melo e Sr. José Cardoso, que contribuíram para que esta publicação fosse possível.

A Direcção da SPECO
Sociedade Portuguesa de Ecologia

ÍNDICE

Alterações Globais

- Figueira, R., Pacheco, A. M. G., Sousa, A. J. and Catarino, F. - Biological Monitoring of Airborne Salinity through Epiphytic Lichens. 3
- Lima, A. - O uso de plantas transgênicas na agricultura. Riscos e benefícios ambientais. 13
- De Koc, T., Assunção A., Bleeker, P. M. - Fitoreabilitação das escombreyras das Minas de Jales, com genótipos tolerantes ao arsenato de *Holcus lanatus* L. 23
- Gaio-Oliveira, G., Branquinho, C., Máguas, C. & Correia, O. - Spatial impact of atmospheric dust from a cement mill in Serra da Arrábida, using lichens as biomonitors. 33
- Carvalho, A., Rebelo, A. & Dias, J. - Distribuição e regeneração natural do teixo no Parque Nacional da Peneda-Gerês e no Parque Natural Baixa Limia Serra-Xurés. 43

Biodiversidade e Conservação

- Silveira, P., Paiva, J. & Marcos Samaniego, N. - Relevância florística da Serra do Açor e sua conservação. 51
- Sequeira, M. M., Sousa, N., Arriegas, I. & Carvalho, L. - Estudo de referência para a recuperação do habitat de *Marsilea quadrifolia* L. (rio Corgo, Régua, Portugal). 1. Catálogo florístico, ecologia e cartografia. 59
- Espírito-Santo, M. D., Costa, J. C., Capelo, J. & Arsénio, P. - Vegetação potencial das margens das Ribeiras do Algarve. 73
- Caixinhas, M. L., Jerónimo, A., Rocha, F. & Leitão, A. - Weed seedbank and actual weed flora. 89
- Quinta-Nova, L. B. G. - Índices de Caracterização Ecológica da Paisagem - Instrumentos Úteis para o Plancamento Ambiental? 97
- Lobo, F. F., Gonçalves, D., Fontoura, A. P. & Lopes, P. - A prevenção das colisões de aeronaves com aves no aeroporto Francisco Sá Carneiro (Porto) - Caracterização da avifauna na área do aeroporto. 109
- Diniz, M. A., Martins, E. S., Catarino, L. & Gonçalves, A. - Plantas silvestres utilizadas na alimentação humana na Guiné-Bissau, seu interesse e conservação. 121
- Sim-Sim, M., Jones, M. P. & Sérgio, C. - Duas hepáticas ameaçadas presentes no Algarve: *Riella notarisii* (Mont.) Mont e *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees & Gott. 129
- Sousa, E., Sequeira, R., Moreira, I., Monteiro, A., Vasconcelos, T. & Venade, J. - Sítio de Monfurado - Serra da Nogueirinha. 137
- Fernández Alés, R. - Dehesas y montados. Bases ecológicas para su gestión. 147

Dinâmica de Populações e Ecossistemas

- Carvalho, A., Machado, C., Ramos, M. & Pires, J. - Ritmos de floração e frutificação do sobreiro em Monte Morais, Trás-os-Montes. 159
- Lourenço, D., Marques, A. & Bebianno, M. J. - Dinâmica das Comunidades Fitoplantónica e Zooplantónica da Albufeira da Bravura. 169
- Gouveia, I., Miguel, C., Chácharo, M. A., Marques, M. H. & Chácharo, L. M. - Plâncton do Estuário do Guadiana: sazonalidade e relação com parâmetros ambientais – resultados preliminares. 179
- Moura, E. B., Rodrigues, M. T. & Paiva, M. R. - Estudo da distribuição espacial da processionária (*Thaumetopoea pityocampa*) num povoamento de *Pinus pinaster*. 203
- Silva, H., Freitas, H. & Caldeira, G. - Aspectos da biologia populacional de *Salicornia ramosissima* da Ria de Aveiro. 193
- Ramos, S. & Santos, P. - Crescimento do Biqueirão (*Engraulis encrasicolus*, Linnacus, 1758) na Costa Norte de Portugal. 211

Ecologia e Ambiente

- Moreira, J. Vasconcelos, V. & Pardal, S. - Proposal for the use of aquatic macrophytes to reduce eutrophication in Park Lakes (Porto – Portugal). 217
- Colaço, M. C. & Garrett, C. - Projecto “O Mundo Rural e a Conservação da Natureza”. 229
- Vasconcelos, L. T. & Martinho, G. - Novas questões nos processos de decisão em democracias participativas. 235

Ecofisiologia

- Castro, P. & Freitas, H. - Dinâmica do azoto no sapal do rio Mondego. 241
- Oliveira, G. & Peñuelas, J. - Respostas fotoquímicas e fenológicas de uma espécie perenifólia e de uma espécie semi-decídua durante o Inverno mediterrânico. 249
- Cunha, A., Almeida, A., & Alcântara, F. - Variação da actividade bacteriana ao longo de um gradiente de salinidade. 261
- Sá, R. & Carvalho, A. P. - Utilização de indicadores bioquímicos do estado nutricional em larvas de góbio (*Pomatoschistus* sp.). 275
- Carvalho, L., Mateus, E. P., Farral, M. H. & Paiva, M. R. - Caracterização do ataque de *Thaumetopoea pityocampa* num povoamento de *Pinus pinaster* por SPME e GC-MS. 283
- Reboredo, F. - A acumulação de cádmio por *Halimione portulacoides*. Efeitos fisiológicos. 289
- Silvares, C. & Reboredo, F. - Alterações morfológicas em *Spartium junceum* recolhido em áreas adjacentes à auto-estrada Lisboa-Porto. 301
- Nunes, J., Sá, C., Soares-David, T., Madeira, M., & Gazarini, L. - Interação entre o ciclo de nutrientes em montados de *Quercus rotundifolia* Lam. e as características do solo. 311

Ecologia dos Processos Costeiros

- Albuquerque, A., Baptista, T. & Dinis, M. T. - A utilização de imunostimulantes em Aquacultura e Diagnóstico da Pasteurelose. 327

BIOLOGICAL MONITORING OF AIRBORNE SALINITY THROUGH EPIPHYTIC LICHENS

R. Figueira^{1,2}, A.M.G. Pacheco^{1,3}, A.J. Sousa¹ and F. Catarino²

¹ CVRM, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, Portugal

² MLJB, Universidade de Lisboa, R. Escola Politécnica 58, 1250-102 Lisboa, Portugal

³ DEQ, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, Portugal

Figueira, R., Pacheco, A.M.G., Sousa, A.J. and Catarino, F. (1999). Biological Monitoring of Airborne Salinity through Epiphytic Lichens. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 3-12.

The geochemical cycle of sea salt is closely related to a number of pivotal phenomena which takes place at an oceanic interface, that is in the marine boundary layer at large. Regardless of its importance, though, the terrestrial circulation of sea salt has a downside too. As the saline drift generated from wave action and surf is carried by onshore winds, marine salts happen to settle inland and become an air-pollution problem. This paper illustrates a few variability issues associated with biomonitoring, within an integrated methodology for assessing and modelling salt deposition at ground level. The results herein refer to the chloride levels in epiphytic lichens of the *Ramalina* genus. Major factors of spatial and temporal variability appear to be the distance from the coast and the amount of precipitation, respectively. Both should be taken into account for the geostatistical estimation of airborne salinity at ground level.

Key-words: airborne salinity, biomonitors, epiphytic lichens, variability.

Figueira, R., Pacheco, A.M.G., Sousa, A.J. and Catarino, F. (1999). Biomonitorização da Salinidade Atmosférica através de Líquenes Epifíticos. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 3-12.

Para além de representar o maior conjunto de material fragmentário em circulação na troposfera e de, entre outros aspectos, ser um componente indispensável para o equilíbrio ambiental dos ecossistemas costeiros, o sal marinho não deixa de constituir igualmente um sério factor de risco para materiais e infra-estruturas, plantas, solos e recursos hídricos.

Este trabalho mostra alguns aspectos de variabilidade biológica em líquenes epifíticos do género *Ramalina*, no contexto de um sistema integrado de monitorização e modelização da salinidade atmosférica ao nível do solo. Os principais factores de variabilidade espacial e temporal – distância à costa e precipitação média por dia de chuva, respectivamente – são igualmente identificados e foram posteriormente introduzidos no modelo de estimação.

Palavras-chave: biomonitores, líquenes epifíticos, salinidade atmosférica, variabilidade.

INTRODUCTION: SALTFALL BIOMONITORING – WHY AND HOW

In the marine boundary layer, the basic mechanism responsible for the production of salt spray is the bursting of air bubbles at the sea surface (BOYCE, 1951; WOODCOCK, 1953; BLANCHARD & WOODCOCK, 1957). It is generally accepted that some 3 to 4 % of that surface is covered with bubbles at any moment (MACINTYRE, 1974). The bubbles can be generated by biological activity and/or chemical reaction, though their major source seems to be the disruption of the top-water layers – breaking waves and associated white caps or foam patches (MUNK, 1947; BLANCHARD, 1963; MONAHAN, 1968, 1971; BURK, 1984) – at least for wind speeds greater than about 3 metres per second (FAIRALL *et al.*, 1983).

Saline aerosols account for the main upward flux into the troposphere, whereas sea salt is by far the major particulate cycled through the open (BLANCHARD, 1983). The yearly production of salt has been put between 10^9 and 10^{10} tonnes, of which up to 10 % falls on dry land (MACINTYRE, 1974; BLANCHARD, 1963, 1985; ERIKSSON, 1959, 1960; ROBINSON & ROBBINS, 1971; HSU & WHELAN, 1976; PETRENCHUK, 1980; VÁRHELYI & GRAVENHORST, 1983; MÖLLER, 1984, 1990; CULLIS & HIRSCHLER, 1980; FRIEND, 1989). Inland saltfall is a serious problem, especially in coastal environments, not only for its direct impact on materials, plants and soil/water resources, but also due to an interaction of salt droplets with sulphur or nitrogen gases that can eventually lead to a stronger acidification of the atmosphere. This possibility arose out of research on circulation patterns, namely the deviation of ionic ratios in saline aerosols from their average in bulk seawater and the origin of gaseous chlorine in the marine atmosphere (ROSSBY & EGNÉR, 1955; ERIKSSON, 1960). Besides, there was an early suspicion that something could go wrong when salt-laden aerosols mixed with continental (polluted) air masses in coastal areas (CAUER, 1938; ERIKSSON, 1955; JUNGE, 1956). An account of relevant literature on this topic can be found in a former paper (PACHECO *et al.*, 1995).

Like any other airborne material, sea salt is subject to removal by means of dry and wet processes. Dry deposition takes place through inertial impaction, gravitational settling and turbulent (eddy) transfer, let alone some molecular

transport associated with random (Brownian) and driven (diffusional) motion. The main mechanisms of wet deposition involve in-cloud and/or below-cloud scavenging, precipitation-inducing advection and also a few complex paths via fogs. The relative contribution of either flux to the terrestrial burden remains unclear, as the dry-to-wet ratio has been found to range from 1:4 to 3:1 (JUNGE & GUSTAFSON, 1957; EDNEY *et al.*, 1988; MÖLLER, 1990; HULTBERG & GRENNFELT, 1992; LI, 1992).

Regardless of their relative magnitude, the variability in the downward fluxes merely reflects the coupled effects of meteorological and geographical factors that steer airborne salinity from its source to potential recipients on land. Moreover, should one take a closer look into the microscale, several other aspects would have to be accounted for determining the final deposition rate: local turbulence (JUNGE & GUSTAFSON, 1957), shielding effects (JOHNSON, 1982) or plant ecology (ERIKSSON, 1955), to mention just a few. Sea salt is probably the best example of an air constituent that features just too many variability factors to be dealt with by any phenomenological model of practical use. And yet, the assessment, control and prediction of sea-salt deposition should look forward to modelling or, at least, considering such factors. On the other hand, the high costs involved in the installation, maintenance and operation of instrumental-recording sites are likely to prevent an availability of data that could eventually assist in disclosing the variability patterns associated with inland saltfall.

Biological monitoring offers an interesting alternative to classical gauges, in the sense that it tackles the scarcity of data by providing an unlimited sampling density, which may also compensate for some degree of uncertainty inherent in the data proper. Whatever organism is concerned, though, biomonitoring should not be viewed as an outright alternative to physical measurements (NIMIS, 1990), but rather as a complementary tool that can be particularly helpful in large-scale surveys (NIMIS *et al.*, 1990; SLOOF & WOLTERBEEK, 1991) or as an additional source of information about the environmental pathways of contaminants (JERAN *et al.*, 1995; FAHSELT *et al.*, 1995). In general, lichens exhibit characteristics that are likely to put them second to none (vascular plants, non-lichenised fungi or even bryophytes) in terms of monitoring potential. In particular, epiphytic lichens have been found more adequate for such a purpose than saxicolous (epilithic) and terricolous species, as the variability inherent in rocks and soils is far greater than in vegetable substrata (NIMIS, 1990).

For several years now, an interdisciplinary group of biologists, chemists and statisticians has been looking into the ability of lichens for tracking airborne salinity at ground level. Dose-response relationships between atmospheric fluxes and lichen concentrations have been established, showing that organisms of the *Usnea* and *Ramalina* genera can actually be used as saltfall biomonitors (FIGUEIRA *et al.*, 1998a). Major factors of biological variability and space-time trends in sea-salt deposition to a coastal environment are presented below.

METHODOLOGY AND RESULTS

Biological Variability

For this study, two sites were selected in south-western Portugal – a coastal site (700 m from the shoreline) and an inland one (7000 m from the shoreline). Whenever available, specimens of *Ramalina calicaris* (L.) Fr., *R. canariensis* Steiner, *R. fastigiata* (Pers.) Ach., *Parmotrema hypoleucinum* (Steiner) Hale and *Usnea rubicunda* Stirton were collected from the trunk and branches of *Pinus pinaster*, and from branches of *P. pinea*. The nomenclature of lichens follows NIMIS (1993).

Extracellular chloride was leached out from lichen samples (about 50 mg each) by shaking them twice in a row, in plastic flasks with deionised water (10 ml). The dry weight (d.w.) of the samples was taken after drying at 80 C for 16 h and $[Cl^-]$ was measured by mercurimetric titration. Every result (in $\mu\text{mol/g d.w.}$) is based on 10 independent samples and ANOVA testing for significant differences between means was performed throughout.

An account of the relevant aspects of the whole biological-variability study was previously released (PECCHIARI *et al.*, 1997), therefore only a few topics germane to this paper are addressed here. That said, the ecological factors found to exert a major influence on the chloride uptake by lichens are the phorophyte, the position *in* the phorophyte and, of course, the lichen species proper. There are considerable differences in $[Cl^-]$ among species from either *Pinus pinaster* or *Pinus pinea*. An illustrative example for the latter case is given in Figure 1.

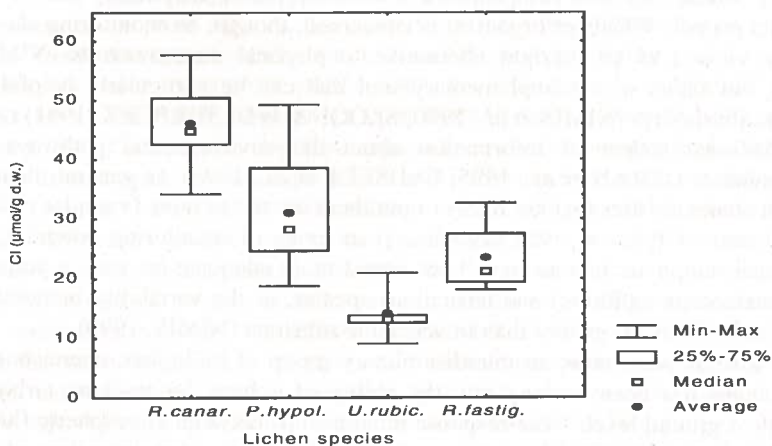


Fig. 1. Box-and-whisker plots for extracellular chloride in epiphytic lichens sampled from branches of *P. pinea* (standard statistical conventions apply).

Ramalina canariensis, in particular, shows an average $[Cl^-]$ that is significantly higher ($p < 0.05$) than in all other species from every phorophyte. Morphological aspects may account for such an observation. *R. canariensis* happens to appear as an internally solid or hollow thallus, with rupturing vesicles or lacerations in the cortex (PURVIS *et al.*, 1992). These features are likely to increase the exposed surface, thus enabling an extra uptake of airborne chloride. On the contrary, *Usnea rubicunda* has the lowest content in any situation, yet the differences are not significant ($p < 0.05$) when it comes to *P. pinaster*. Again, an explanation could be looked for in the lichen morphology: *U. rubicunda* has a compact structure, with a low area-to-weight ratio and a smaller surface for atmospheric deposition. Finally, it seems also worth mentioning that *R. canariensis* shows significantly higher concentrations when growing on *P. pinaster* (instead of *P. pinea*), and that samples taken from branches can yield far more chloride than similar organisms from the tree trunk. This difference between branch and trunk collections is thoroughly consistent and statistically significant at $p < 0.05$, sometimes even down to the 0.01 level.

Spatial and Temporal Variability

The next results refer to two extended studies on biomonitoring with *Ramalina* species: a monthly-based exposure of transplants of *Ramalina calicaris* at an atmospheric station (Santo André), and the periodic sampling of *Ramalina* spp. (in most cases, *R. canariensis*) natives over an area of about 16 km down the coast of Alentejo (roughly between the Galé and Areias Brancas beaches), through 30 km inland. Details on the field and laboratory procedures, as well as on the location and characteristics of such an area were given elsewhere (PACHECO *et al.*, 1998).

Figures 2 and 3 show typical patterns of the spatial and temporal variability of airborne chloride at ground level, as measured in lichens of the *Ramalina* genus. The plots are quite typical of the actual trends. The spatial pattern features an exponential decrease of $[Cl^-]$ inland, with a steeper gradient across the first 3 km. The concentrations are very high at the ocean front and drop to seeming background values around 10-12 km, even though they remain measurable up to 30 km inland. As for the temporal pattern, the chloride levels appear inversely related to the precipitation, especially when the amount of rainfall is averaged through the actual number of rainy days to yield RAP figures (FIGUEIRA *et al.*, 1995). Chloride in *R. calicaris* transplants bears an inverse relationship to the fate and extent of wet episodes prior to their removal. The same trend has been observed through the sampling campaigns of *Ramalina* spp. natives all over the study area. Hence, in the balance between uptake and release, rainwater is likely to act as a leaching agent rather than an input medium for marine elements.

Both trends – spatial and temporal – are recurrent and consistent enough to be used as external drifts in the kriging estimation of chloride in epiphytic lichens of

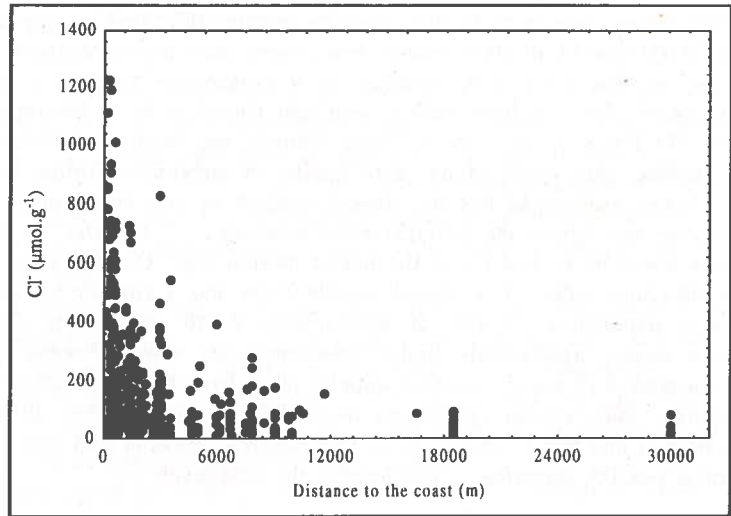


Fig. 2. Concentration of extracellular chloride in *Ramalina* spp. thalli across the study area, as a function of the distance at right angles from the shoreline.

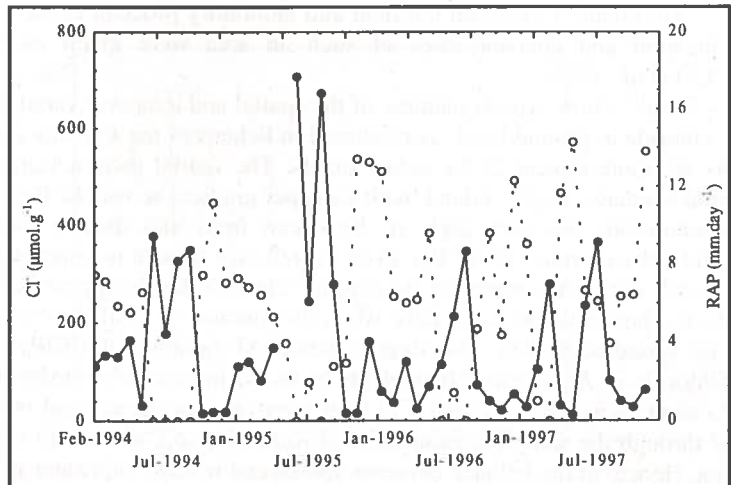


Fig. 3. Concentration of extracellular chloride in *Ramalina calicaris* transplants and Reduced Average Precipitation (RAP) over the months, at the atmospheric station of Monte Velho (Alentejo, Portugal). RAP stands for the amount of rainfall per rainy day.

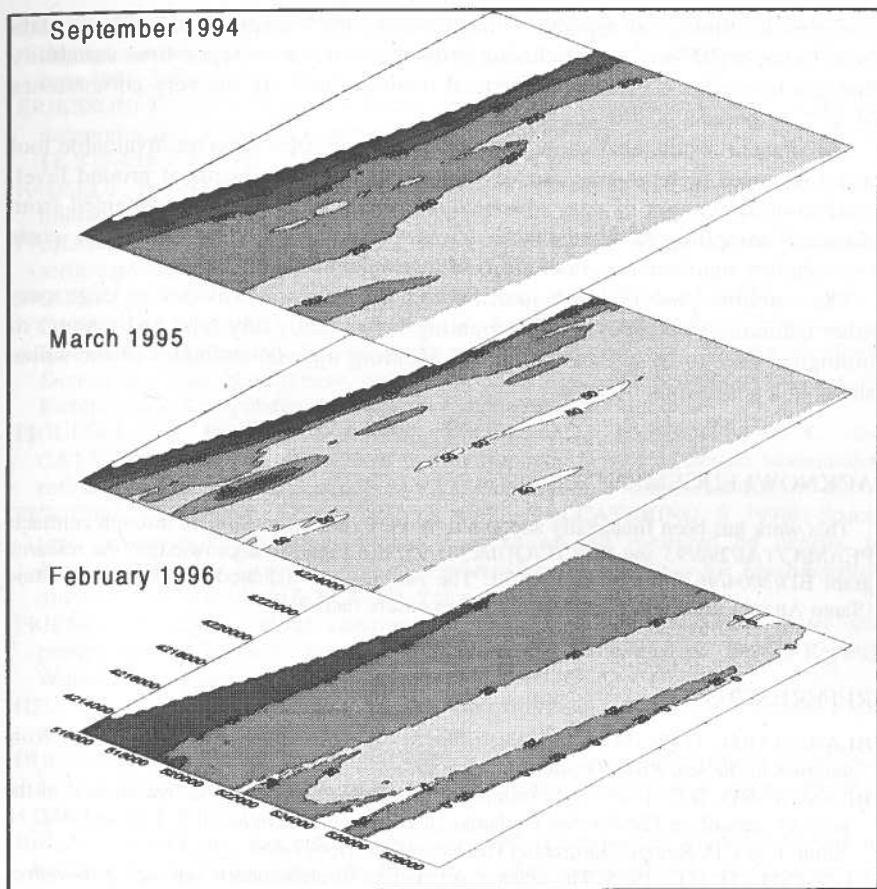


Fig. 4. Geostatistical estimation of extracellular-chloride concentrations in *Ramalina* spp. biomonitors all over the study area (coordinates: UTM; contour scaling: $\mu\text{mol/g d.w.}$). Geographical and meteorological information (distance and precipitation, respectively) was built into the kriging procedure as an external drift.

the *Ramalina* genus, as previously reported (FIGUEIRA *et al.*, 1998b). Maps of the estimation results within the framework of an integrated system (biomonitoring plus geostatistics) for assessing airborne salinity at ground level are present in Figure 4.

CONCLUSIONS

An overview of the development of an integrated system for assessing and modelling airborne salinity at ground level was given herein, especially in what

concerns its biological aspects. Understanding the variability inherent in data from living organisms and disclosing some major trends in space-time variability that can be further used in geostatistical models, these are the very cornerstones of such a system.

The present results also show that biomonitoring represents an invaluable tool when it comes to large-scale surveys of airborne contaminants at ground level, producing an amount of data which could hardly (if at all...) be obtained from classical sampling networks, due to the scarcity, rigidity and high costs (installation, maintenance, operation) of instrumental facilities.

The combined use of biomonitoring and geostatistics provides an edge over other estimation procedures by accounting for virtually any type and amount of biological data to be processed, and by yielding optimal estimates of the saline status in a space-time domain.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work has been financially supported by FCT (formerly, JNICT) through contracts PEAM/C/TAI/292/93 and PBIC/C/QUI/2381/95. Rui Figueira acknowledges the research grant BD/3004/96 from PRAXIS XXI. The Authors are indebted to DRARN-Alentejo (Santo André Centre) for physical data and exposure facilities.

REFERENCES

- BLANCHARD, D.C. 1963. The electrification of the atmosphere by particles from bubbles in the sea. *Prog. Oceanogr.* **1**, 71-202.
- BLANCHARD, D.C. 1983. The production, distribution, and bacterial enrichment of the sea-salt aerosol, in *The Air-Sea Exchange of Gases and Particles* (P.S. Liss and W.G.N. Slinn, Eds.). D. Reidel, Dordrecht (The Netherlands), 407-454.
- BLANCHARD, D.C. 1985. The oceanic production of atmospheric sea salt. *J. Geophys. Res.* **90**, 961-963.
- BLANCHARD, D.C. and WOODCOCK, A.H. 1957. Bubble formation and modification in the sea and its meteorological significance. *Tellus* **9**, 145-158.
- BOYCE, S.G. 1951. Source of atmospheric salts. *Science* **113**, 620-621.
- BURK, S.D. 1984. The generation, turbulent transfer and deposition of the sea-salt aerosol. *J. Atmos. Sci.* **41**, 3040-3051.
- CAUER, H. 1938. Einiges über den Einfluss des Meeres auf den Chemismus der Luft. *Der Balneologe* **5**, 409-415.
- CULLIS, C.F. and HIRSCHLER, M.M. 1980. Atmospheric sulphur: natural and man-made sources. *Atmos. Envir.* **14**, 1263-1278.
- EDNEY, E.O., STILES, D.C., CORSE, E.W., WHEELER, M.L., SPENCE, J.W., HAYNIE, F.H. and WILSON JR, W.E. 1988. Field study to determine the impact of air pollutants on the corrosion of galvanized steel. *Mater. Perform.* **27**(3), 47-50.
- ERIKSSON, E. 1955. Air borne salts and the chemical composition of river waters. *Tellus* **7**, 243-250.

- ERIKSSON, E. 1955. Report on the second informal conference on atmospheric chemistry held at the Meteorological Institute, University of Stockholm, 31 May - 4 June 1955. *Tellus* 7, 388-394.
- ERIKSSON, E. 1959, 1960. The yearly circulation of chloride and sulfur in Nature; meteorological, geochemical and pedological implications - Part I and Part II. *Tellus* 11, 375-403; *Tellus* 12, 63-109.
- FAHSEL, D., WU, T.-W. and MOTT, B. 1995. Trace element patterns in lichens following uranium mine closures. *Bryologist* 98, 228-234.
- FAIRALL, C.W., DAVIDSON, K.L. and SCHACHER, G.E. 1983. An analysis of the surface production of sea-salt aerosols. *Tellus* 35B, 31-39.
- FIGUEIRA, R., PACHECO, A.M.G., SOUSA, A.J., BRANQUINHO, C. and CATARINO, F. 1995. First Studies in Assessing Cryptogamic Epiphytes as Biomonitors of Sea-salt Deposition Density. In *Air Pollution III. Air Pollution Engineering and Management*, 2:431-438. H. Power, N. Moussiopoulos & C.A. Brebbia (eds.). Computational Mechanics Publications. Southampton.
- FIGUEIRA, R., PACHECO, A.M.G., SOUSA, A.J., BRANQUINHO, C. and CATARINO, F. 1998a. Assessment of two epiphytic lichens as saltfall biomonitors: calibration of transplants. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 1(2), 61-69.
- FIGUEIRA, R., SOUSA, A.J., PACHECO, A.M.G. and CATARINO, F. 1998b. Space-time geostatistical modelling: a case study of sea-salt measured on lichens, in *Proceedings of the Second European Conference on Geostatistics for Environmental Applications* (November 18-20, 1998). Valencia (Spain), 18-29.
- FRIEND, J.P. 1989. Natural chlorine and fluorine in the atmosphere, water and precipitation, in *Scientific Assessment of Stratospheric Ozone: 1989* (WMO Report). World Meteorological Organization, Washington DC (USA).
- HSU, S.A. and WHELAN III, T. 1976. Transport of atmospheric sea salt in coastal zone. *Environ. Sci. Technol.* 10, 281-283.
- HULTBERG, H. and GRENNFELT, P. 1992. Sulphur and seasalt deposition as reflected by throughfall and runoff chemistry in forested catchments. *Environ. Pollut.* 75, 215-222.
- JERAN, Z., BYRNE, A.R. and BATIĆ, F. 1995. Transplanted epiphytic lichens as biomonitors of air-contamination by natural radionuclides around the Zirovski vrh uranium mine, Slovenia. *Lichenologist* 27, 375-385.
- JOHNSON, K.E. 1982. Airborne contaminants and the pitting of stainless steels in the atmosphere. *Corros. Sci.* 22, 175-191.
- JUNGE, C.E. 1956. Recent investigations in air chemistry. *Tellus* 8, 127-139.
- JUNGE, C.E. and GUSTAFSON, P.E. 1957. On the distribution of sea salt over the United States and its removal by precipitation. *Tellus* 9, 164-173.
- LI, Y.-H. 1992. Seasalt and pollution inputs over the continental United States. *Water, Air, and Soil Pollut.* 64, 561-573.
- MÖLLER, D. 1984. On the global natural sulphur emission. *Atmos. Envir.* 18, 29-39.
- MÖLLER, D. 1990. The Na/Cl ratio in rainwater and the seasalt chloride cycle. *Tellus* 42B, 254-262.
- MONAHAN, E.C. 1968. Sea spray as a function of low elevation wind speed. *J. Geophys. Res.* 73, 1127-1137.
- MONAHAN, E.C. 1971. Oceanic whitecaps. *J. Phys. Oceanogr.* 1, 139-144.
- MUNK, W.H. 1947. A critical wind speed for air-sea boundary processes. *J. Marine Res.* 6, 203-209.

- NIMIS, P.L. 1990. Air quality indicators and indices: the use of plants as bioindicators for monitoring air pollution, in *EUR 13060 EN Report*. Commission of the European Communities, Luxembourg (Luxembourg), 93-126.
- NIMIS, P.L. 1993. *The Lichens of Italy - An Annotated Catalogue*. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino (Italy).
- NIMIS, P.L., CASTELLO, M. and PEROTTI, M. 1990. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). *Lichenologist* **22**, 333-344.
- PACHECO, A.M.G., FIGUEIRA, R., SOUSA, A.J. and CATARINO, F. 1998. Geostatistical assessment of airborne salinity at ground level using lichens as saltfall biomonitors, in *Chemistry, Energy and the Environment* (C.A.C. Sequeira and J.B. Moffat, Eds.). The Royal Society of Chemistry, Cambridge (UK), 77-90.
- PACHECO, A.M.G., SOUSA, A.J., FIGUEIRA, R., BRANQUINHO, C. and CATARINO, F. 1995. Airborne salinity: a natural hazard. *Técnica* **1/95**, 29-33 (in Portuguese).
- PECCHIARI, M., FIGUEIRA, R., PACHECO, A.M.G., CATARINO, F. and SOUSA, A.J. 1997. Factors influencing atmospheric chloride uptake by lichens, in *Proceedings of the Twelfth Symposium of Cryptogamic Botany* (September 17-20, 1997). Valencia (Spain), 249-250.
- PETRECHUK, O.P. 1980. On the budget of sea salts and sulfur in the atmosphere. *J. Geophys. Res.* **85**, 7439-7444.
- PURVIS, O.W., COPPINS, B.J., HAWKSWORTH, D.L., JAMES, P.W. and MOORE, D.M. (eds.) 1992. *The lichen flora of Great Britain and Ireland*. Natural History Museum Publications, London, U.K.
- ROBINSON, E. and ROBBINS, R.C. 1971. *Emission, Concentration and Fate of Particulate Atmospheric Pollutants* (SRI Project SCC-8507 - Final Report). Stanford Research Institute, Menlo Park CA (USA).
- ROSSBY, C.-G. and EGNÉR, H. 1955. On the chemical climate and its variation with the atmospheric circulation pattern. *Tellus* **7**, 118-133.
- SCHALES, O. and SCHALES, S.S. 1941. A simple and accurate method for the determination of chloride in biological fluids. *J. Biol. Chem.* **140**, 879-884.
- SLOOF, J.E. and WOLTERBEEK, H.Th. 1991. National trace-element air pollution monitoring survey using epiphytic lichens. *Lichenologist* **23**, 139-165.
- VÁRHELYI, G. and GRAVENHORST, G. 1983. Production rate of airborne sea-salt sulfur deduced from chemical analysis of marine aerosols and precipitation. *J. Geophys. Res.* **88**, 6737-6751.
- WOODCOCK, A.H. 1953. Salt nuclei in marine air as a function of altitude and wind force. *J. Meteorol.* **10**, 362-371.

O USO DE PLANTAS TRANSGÊNICAS NA AGRICULTURA. RISCOS E BENEFÍCIOS AMBIENTAIS

Alexandra Abreu Lima

Departamento de Fitopatologia, Estação Agronômica Nacional, Quinta do Marquês, 2780
Oeiras. Fax 01.4416011; E-mail: ean@mail.telepac.pt.

Lima, Alexandra (1999). O uso de plantas transgênicas na agricultura. Riscos e benefícios ambientais. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 13-21.

Dado o interesse das plantas transgênicas apresenta-se uma súmula dos principais campos em que têm sido desenvolvidas, especialmente no que se refere à introdução de resistência a diversos patógenos, pragas, bem como tolerância a herbicidas.

O uso de pesticidas no controlo de patógenos/insectos nocivos e o uso de herbicidas no controlo de infestantes têm gerado alguns dos problemas agro-ambientais mais graves, atenuáveis por práticas alternativas menos dependentes da agroquímica. O recurso a plantas transgênicas pode traduzir-se, de um modo geral, em benefícios ambientais minimizadores dos inevitáveis distúrbios ecológicos que caracterizam a agricultura moderna, geradora de ecossistemas artificiais.

Para uns, os eventuais riscos ambientais que possam contudo surgir, terão certa analogia com os problemas levantados pela introdução de plantas exóticas em novos habitats. Em posição extrema situam-se os que consideram a difusão de plantas transgênicas no ambiente como geradora de uma "poluição genética".

Chama-se a atenção para a necessidade de análise de *ratios* riscos/benefícios. Estes irão, em muitos casos, ultrapassar os riscos perceptíveis, mas há que avaliar os aspectos de biosegurança envolvidos.

Palavras-chave: Transgênicas, Riscos/Benefícios Ambientais, Biosegurança

Lima, Alexandra (1999). The use of transgenic plants in agriculture. Environmental risks and benefits. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 13-21.

Considering the interest of transgenic plants it is given a summary of the main areas on which they have been

developed, namely concerning the introduction of resistance to diverse pathogens, pests, as well herbicide tolerance.

The use of pesticides in the control of pathogen/damaging insects and weeds have been causing some of the most severe agro-environmental problems, that can be alleviated by alternative practices less dependent on agrochemistry. The use of transgenic plants could bring, in a general way, environmental benefits that would minimize the unavoidable ecological disturbs that characterize the modern agriculture, known to create artificial ecosystems.

For some, the environmental potential risks that could however appear, could have a certain analogy with the problems brought by the introduction of exotic plant into new habitats. In an extreme position are those that consider the diffusion of transgenic plants on the environment as genetic pollution.

It becomes necessary to analyse risks/benefits *ratios*. The benefits will, in many situations, surpass the perceived risks, but a systematic evaluation of the biosafety aspects should be done.

Keywords: Transgenic, Environmental Risks/Benefits, Biosafety.

INTRODUÇÃO

Designam-se plantas geneticamente modificadas ou transgênicas aquelas em que novos genes, responsáveis por características desejáveis são; após prévia identificação e isolamento a partir de diversos organismos, nelas incorporados e expressos de modo estável.

Entre vários genes com interesse agrônomico destacam-se os que conferem: resistência a diversos patógenos (vírus, bactérias, fungos e nemátodes) ou a insectos nocivos, bem como tolerância a herbicidas.

Embora sem excluir ou substituir totalmente a luta química e/ou biológica, existentes em programas de Protecção Integrada, o recurso a plantas transgênicas pode traduzir-se, de um modo geral, em benefícios ambientais minimizadores de certos distúrbios ecológicos inerentes às praticas agrícolas. No entanto, são também apontados riscos na utilização de plantas geneticamente transformadas.

Descrevem-se os aspectos mais importantes na introdução de resistência aos diferentes tipos de organismos patógenos e de tolerância a herbicidas; e tecem-se algumas considerações sobre riscos e benefícios.

RESISTÊNCIA AOS HERBICIDAS

Da totalidade dos ensaios realizados com plantas transgênicas, os de tolerância a herbicidas são os mais numerosos e avançados (FREYSSINET, 1994; GOY,

1994), tendo sido um "tabaco tolerante a um herbicida" a 1ª cultura transgênica a obter aprovação para comercialização na CE (GADANI *et al.*, 1995) e, até a nível mundial, antecipando-se ao tomate "Flavr Savr" da Calgene/EUA.

A resistência aos herbicidas pode ser obtida por três mecanismos diferentes: (1) produção excessiva do alvo bioquímico sensível ao herbicida; (2) alteração estrutural (resultando ambos em afinidade reduzida ou insensibilidade ao herbicida); e (3) destoxificação-degradação do herbicida antes de atingir o alvo dentro da célula (STALKER *et al.*, 1988).

Teóricamente é possível a introdução de tolerância a qualquer herbicida em qualquer planta, devendo ser considerados os seguintes aspectos do herbicida; "...largo-espectro, elevada actividade unitária, rápida inactivação, mínima volatilidade e mobilidade no solo, toxicidade selectiva para as plantas, e mínima ou não toxicidade para o Homem, espécies de animais aquáticos/aves. O potencial para as infestantes adquirirem resistência ao herbicida deve também ser baixo." (HINCHEE *et al.*, 1993).

A tolerância aos herbicidas via transgénese não resulta em tolerância a todos os herbicidas, mas apenas e só ao herbicida ou classe de herbicidas contra o(s) qual(is) o mecanismo foi desenvolvido (HINCHEE *et al.*, 1993).

O risco dum possível fluxo do gene de resistência ao herbicida da planta transgênica cultivada para as infestantes foi analisado e, concluiu-se não haver motivos para considerá-lo como nocivo, pois só daria vantagem competitiva ou selectiva a essas populações selvagens se o herbicida em causa fosse o único meio de as controlar, o que não era o caso (chicória transgênica/tolerância parcial ao glufosinato de amónio)(CE, 1996).

Para minimizar o fluxo do transgene pode recorrer-se a **práticas culturais** prudentes em que o planeamento de ensaios de campo inclua por exemplo, bordaduras de campo com linhas de plantas androestéreis (não polinizadoras); gestão de repartição de parcelas e rotação de culturas em conjugação com as existentes nas explorações vizinhas; entre outras (GAUVIN *et al.*, 1994). Certos aspectos da **construção génica** podem restringir a condições muito específicas quer a expressão do transgene, quer a sua transmissão ou fluxo (GADANI *et al.*, 1995; GAUVIN *et al.*, 1994).

Para uns, a comercialização destas plantas promove um aumento no uso de herbicidas mas, na realidade é possível com elas uma redução ou substituição por herbicidas ambientalmente inócuos (LINDSEY & JONES, 1989; GASSER & FRALEY, 1989; HINCHEE *et al.*, 1993). Assim, estas transgênicas parecem ser, até evidência em contrário, vantajosas em termos ambientais, devendo uma análise risco/custo/benefício ser avaliada caso a caso (GRESSEL, 1998).

RESISTÊNCIA AOS VÍRUS

Os vírus no processo replicativo integram-se tão estreitamente na maquinaria celular do hospedeiro que os agroquímicos com alguma acção sobre eles

também afectam a planta, restando como melhor solução a obtenção por melhoramento de plantas tolerantes ou resistentes a vírus (LOEBENSTEIN & GERA, 1993).

A resistência do hospedeiro é um entre vários métodos clássicos no controlo de viroses. Outros incluem cura por quimioterapia, termoterapia ou cultura de meristemas; manutenção e uso de sementes ou propágulos isentos de patogénios (i. e. uso da certificação de sementes e técnicas de cultura de tecidos), medidas de quarentena para restrição de movimento a longa distância do vírus a novas áreas. Entre todos, o método mais desejável e praticável é a resistência da planta: inerente (genética) ou induzida. A resistência genética, uma vez obtida permite dispensar todas as outras (HEMENWAY *et al.*, 1991).

Mas, com frequência, os genes de resistência apropriados estão indisponíveis em germoplasma geneticamente compatível (HEMENWAY *et al.*, 1991; LINDBO *et al.*, 1993), a maioria deles não é completamente eficaz ou universalmente aplicável contra todos os isolados do vírus e, a contínua mutação dum população viral torna os genes de resistência inoperantes após algumas gerações de cultivo (LINDBO *et al.*, 1993).

Como a replicação viral normal requiere uma subtil mistura de proteínas codificadas pelo vírus e pelo hospedeiro (em concentrações relativas críticas e em locais e tempos específicos), qualquer desregulação de proteína ou ácido nucleico interferente pode resultar em resistência ao vírus (WILSON, 1993).

A obtenção de plantas transgénicas com expressão de genes da capa proteica viral, genes da replicase viral, RNA_s, satélites virais, entre outros, nas quais há interferência no ciclo de replicação viral, tem assim o intuito de as tornar resistentes aos vírus (JONGEDIJK *et al.*, 1993).

Um ponto chave da biosegurança das plantas transgénicas que expressam sequências virais refere-se ao potencial para criação de novos genótipos virais por recombinação entre o RNA genómico dos vírus da infecção e o RNA transcrito a partir do transgene (CANDRESSE *et al.*, 1997; GARCIA-ARENAL *et al.*, 1997). Não há contudo dados disponíveis concisos sobre a taxa de aparecimento deste tipo de recombinantes ou sobre a sua "performance" potencial (GARCIA-ARENAL *et al.*, 1997).

Existe ainda uma falta de conhecimentos significativa acerca do impacte ecológico potencial destas transgénicas que expressam sequências virais (BARTSCH, 1997) e, quaisquer considerações conclusivas devem ser tomadas com precaução.

RESISTÊNCIA A VÁRIOS PATOGÉNIOS

As estratégias de protecção das culturas a vários patogénios irão desenvolver-se no sentido de incorporarem como novos agentes de controle as próprias plantas. Descrevem-se, de modo muito sucinto, alguns aspectos actuais sobre a introdução de resistência a bactérias, fungos e nemátodos.

A resposta de defesa das plantas a **fungos** patogênicos envolve uma rede de mecanismos em que ocorrem modificações ao nível da parede de células vegetais (para inibir acesso), bem como a indução e acumulação de certas enzimas líticas (ex.: quitinase), para além da síntese de proteínas antifúngicas (BROGLIE *et al.*, 1991). Vários genes codificadores destas proteínas naturais com actividade antifúngica têm sido isolados em diversas plantas, ou em bactérias e fungos do solo (LOGEMANN & SCHELL, 1993), para incorporação nas plantas a transformar. O uso destas plantas transgênicas poderá reduzir o uso de fungicidas que, sendo úteis em muitos, mas não todos os casos, causam contudo problemas ambientais (MÉTRAUX & RASKIN, 1993).

A resistência (total ou parcial) a **doenças bacterianas** via transformação genética de plantas tem sido obtida com recurso a genes envolvidos nos seguintes processos (MOURGUES *et al.*, 1998):

- produção de proteínas antibacterianas não originárias de plantas (ex.: *crecopins*, *attacins*, *lysozyme*, *lactoferrin*, *tachypleisin*)
- inibição da patogenicidade bacteriana ou factores de virulência (*tabtoxin-resistance protein*)
- favorecimento de defesas naturais da planta (*pectate lyase*, *resistance protein Xa 21*, *Glucose oxidase*, *thionin*)
- indução artificial de morte celular programada no local de infecção (ex.: *Bacterio-opsin*)

Os **nemátodos** são, por vezes, controlados por nematicidas químicos inaceitáveis ambientalmente e, a resistência aos nemátodos em plantas transgênicas aliviará esta dependência (ex.: defesa baseada na expressão, apenas ao nível das raízes das plantas, de proteínas anti-nemátodo)(ATKINSON, 1998).

RESISTÊNCIA A INSECTOS NOCIVOS

A protecção das culturas a insectos nocivos e suas larvas reduz danos causados pelo ataque directo dos insectos e, tem como vantagem adicional uma redução nas doenças muitas vezes por eles transmitidas (SÁNCHEZ-SERRANO *et al.*, 1993). As vias de protecção baseadas em insecticidas químicos acarretam efeitos ambientais negativos e custos elevados, pelo que, a via de expressão de proteínas naturais com capacidade insecticida em plantas transgênicas pode apresentar-se como um componente de protecção compatível com o ambiente.

Salientamos alguns tipos de genes com acção no controle de insectos que têm provado ser eficazes após introdução nas transgênicas:

Genes das δ -endotoxinas (ICP's-"Insecticidal Crystalline Proteins") isolados de estirpes de *Bacillus thuringiensis*(Bt)

As proteínas com características insecticidas provêm de bactérias esporulantes de *Bacillus thuringiensis*(Bt) que: "...ao formarem o esporo produzem também um corpo cristalino proteico, tóxico para algumas espécies de

insectos."(HEITOR, 1967). A toxicidade para insectos e a sua inocuidade para vertebrados tornou o seu uso interessante no combate biológico a algumas espécies de insectos nocivos durante décadas, tendo sido considerado ambientalmente seguro (ANDREWS *et al.*, 1987, cit. in BARTON & MILLER, 1993), aniquilando o insecto sem afectar o artrópode seu predador (MAY, 1993). As suas limitações eram um alto custo de produção e baixa persistência sob condições de campo (implicadora de múltiplas aplicações). Para ultrapassar as limitações foram identificados e sequenciados genes das δ -endotoxinas Cry (de "*crystal*") existentes em várias estirpes de Bt, para integração no genoma das plantas, as quais ao expressarem esse gene passam a produzir a toxina (ICP), tornando-se auto-protégidas. No sentido de ser eficaz, a ICP deve ser estável no tecido da planta e a sua produção não deve interferir com o metabolismo da planta nem comprometer a sua qualidade (DANDEKAR, 1992).

Na concepção de plantas agrícolas transgénicas podem ser incluídos genes codificadores de proteínas com acção insecticida existentes noutras plantas que incluem lectinas, quitinases, inibidores da α -amilase e também inibidores de proteases-PI's-, que sucintamente referimos.

Genes de inibidores de proteases (PI's) isolados a partir de diversas plantas

As moléculas inibidoras de proteases têm vasta distribuição no reino vegetal (em particular em sementes e órgãos de reserva), não inibem as proteases da própria planta mas têm especificidade pelas proteases de animais e micróbios (nas populações de insectos susceptíveis dá-se aumento na mortalidade e diminuição na taxa de crescimento)(HILDER *et al.*, 1992 & GASSER & FRALEY, 1989).

Nestes dois casos -ICP's e PI's- é perturbada a digestão nas larvas de insectos predadores destas transgénicas, embora de modos distintos (DANDEKAR, 1992). Há ainda genes para toxinas com acção insecticida (presentes no veneno de artrópodes-aranhas/escorpiões) que se inserem noutra via de controlo de insectos. Assim, foi expressa em *N. tabacum* uma neurotoxina (selectiva de insectos) existente no escorpião *Androctonus australis* (GADANI *et al.*, 1995).

Verifica-se como vantajosa a presença de endotoxina-Bt na própria cultura dado evitar repetidas aplicações de insecticida no campo e poder aniquilar os insectos antes de estes causarem danos. Outra vantagem potencial reside na expressão de ICP's em zonas internas e subterrâneas da planta, as quais eram inacessíveis em tratamentos tradicionais (BHAU & KOUL, 1998).

Para estes autores, as vantagens são contudo acompanhadas de certas desvantagens. Assim, o gene bacteriano pode ser de difícil expressão em concentrações eficazes na planta inteira e, no decorrer do tempo, os insectos podem desenvolver resistência. Esta possível evolução de resistência dos insectos às toxinas Bt expressas em plantas transgénicas pode levar à perda de eficácia dessas toxinas, a qual é considerada como importante risco ecológico potencial (SNOW & PALMA, 1997) pois poderia implicar o desenvolvimento e uso de

compostos eventualmente mais nefastos para o ambiente e consumidores (McGAUGHEY *et al.*, 1998).

Surgem então estratégias para evitar os aspectos desvantajosos.

Assim, e relativamente à expressão génica, têm sido realizadas modificações na sequência do gene bacteriano da endotoxina-Bt que foram conducentes a maior expressão nas plantas e a aumentos na sua concentração (BHAU & KOUL, 1998).

Relativamente à evolução de resistência às toxinas Bt (expressas em transgénicas) e, aos insecticidas em geral, esta pode ser retardada/revertida por recurso a táticas que permitam manter a pressão de selecção tão baixa quanto possível. Nesse sentido, às práticas agrícolas tradicionais que recorriam ao uso de mistura de toxinas; à alternância temporal de diferentes toxinas; a refúgios espaciais e temporais, entre outras (TABASHNIK, 1994), adicionam-se modos de regular a expressão do transgene: a locais específicos (ex.: restrição de expressão das ICP apenas aos tecidos da planta mais susceptíveis); a períodos de tempo determinado (activação da expressão apenas numa altura particular da estação de crescimento) e; se possível, como resposta-induzida (uso de promotores induzíveis) (BHAU & KOUL, 1998).

Na medida em que os insectos se têm tornado resistentes a mecanismos de defesas das plantas, a patogénios e a todo o tipo de insecticida (biopesticidas, pesticidas convencionais), TABASHNIK (1994) assume que, futuramente, eles irão resistir a insecticidas ainda nem sequer imaginados.

Devemos ver as plantas transgénicas apenas como mais um componente ou ferramenta em sistemas de controle complexos e, por vezes, efémeros.

CONCLUSÕES

Para além das plantas transgénicas resistentes a patogénios, pragas, e herbicidas que foram descritas, e que podem representar um passo significativo no sentido de uma agricultura menos danificadora do ambiente, são também importantes as plantas transgénicas que apresentem tolerância a diversos stress abióticos como frio, seca, e salinidade, no sentido de ser alargada a área arável produtiva a zonas de climas/habitats menos favoráveis.

Outras aplicações potenciais incluem a produção pelas plantas transgénicas de compostos importantes na área farmacêutica.

A utilização de plantas transgénicas pode apresentar vantagens para a Sociedade mas pode também comportar certos riscos, os quais têm sido alvo de análises e avaliações de biosegurança. As diversas aplicações e futuras direcções destes desenvolvimentos científicos irão estar dependentes de várias considerações de índole ética, sócio-económica e política.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Professor Óscar Amaro Sequeira e ao Eng^o Constantino Sequeira o incentivo, a ajuda e amizade demonstradas na elaboração e revisão do trabalho.

BIBLIOGRAFIA

- ATKINSON, H.J. *et al.*, (1998). Genetically Engineered crop resistance to nematodes. *Abstr. Proc. IX Int. Cong. Plant Tiss. Cell Cult.*, pp 24.
- BARTON, K.A. & MILLER, M.J.(1993). Production of *Bacillus thuringiensis* Insecticidal Proteins in Plants. *Transgenic Plants, Vol.1-Engineering and Utilization*, Kung, S-D. & Wu, R., Acad. Press, Inc., pp 297-315.
- BARTSCH, D., (1997). Ecological impact of Transgenic Virus-Resistance in Crop, Weed, and Wild Plant Populations (Due to potential Alterations of Plant Invasiveness). *Virus-Resistant Transgenic Plants: Potencial Ecological Impact*, INRA ed., pp 107-13.
- BHAU, B.S. & KOUL, V. (1998). Switching on *Bacillus thuringiensis* to reduce selection for resistance. *Curr.Sci* 75(8): 771-7.
- BROGLIE *et al.*, (1991). Transgenic Plants with enhanced resistance to the fungal pathogen *Rhizoctonia solani*. *Science* 254: 1194-7.
- CANDRESSE *et al.*, (1997). Systematic Search for Recombination Events in Plant Viruses and Viroids. *Virus-Resistant Transgenic Plants: Potential Ecological Impact*, INRA ed., pp 20-25
- CASTEELS, P. *et al.* (1989). Apidaecins: antibacterial peptides from honeybees. *EMBO J* 8(8): 2387-91.
- CE (1996). Colocação no mercado de chicória geneticamente modificada, com androesterilidade e tolerância parcial ao herbicida glufosinato-amônio, ao abrigo da Dir. 90/220/CEE, *JO L 175/25* de 13.7.96.
- CRAWLEY, M.J. *et al.* (1993). Ecology of Transgenic Oilseed rape in Natural Habitats. *Nature* 363: 620-3.
- DANDEKAR, A.M. (1992). Transformation. *Biotechnology of Perennial Fruit Crops*, Hammerschlag, F.A. & Litz, R.E. eds, CAB, pp 141-168.
- FREYSSINET, G. (1994). Réduire les traitements de manière globale. *OCL-Oléagineux Corps gras Lipides*, 1(1): 38-39.
- GADANI, F., *et al.*(1995). Tobacco: a tool for plant genetic engineering research and molecular farming (Part I). *Agro-food-Industry Hi-tech* 6: 19-24.
- GARCIA-ARENAL, F. *et al.*(1997). Mixed Infections and genetic exchange occur in natural populations of Cucumber Mosaic Cucumovirus. *Virus-Resistant Transgenic Plants: Potential Ecological Impact*, INRA ed., pp 94-99.
- GASSER, C.S. & FRALEY, R.T.(1989). Genetically Engineering Plants for Crop Improvement. *Science* 244: 1293-99.
- GAUVIN, M.-L., *et al.*, (1994). Colza transgénique et environnement. *OCL-Oléagineux Corps gras Lipides* 1(1): 45-49.
- GOY, P.A., *et al.*(1994). Field trials of transgenic plants: an overview. *Agro-Food-Industry Hi-Tech* 4(Mar/Ap.): 10-15.
- GRESSEL, J.(1998). The place of Herbicide Resistant Crops. Management of Herbicide Resistance of Weeds. *Abstr. Proc. IX Int. Congr. on Pl. Tiss. and Cell Cult.*, pp 16.

- HEITOR, F.P.C.(1967). *O Bacillus thuringiensis*. *Rev. Dir.-Geral dos Serviços Agrícolas*, **33-36**(Jan.-Dez.): 7-12.
- HEMENWAY, C. *et al.*(1991). Genetically engineered resistance: Transgenic Plants. *Plant Viruses Vol.II-Pathology*, Mandahar, ed., CRC Press, pp 347-363.
- HILDER, V.A. *et al.*(1993). Transgenic plants conferring insect tolerance: protease inhibitor approach. *Transgenic Plants Vol. 1-Engineering and Utilization*, Kung, S-D. & Wu, R., Acad. Press, Inc., pp 317-338.
- HINCHEE, M.A.W., *et al.* (1993). Herbicide-Tolerant Crops. *Transgenic Plants, Vol. 1-Engineering and Utilization*, Kung, S-d. & Wu, R., Acad.Press, Inc., pp 243-263.
- JONGEDIJK, E. *et al.*(1993). Agronomic performance and field resistance of genetically modified, virus-resistant potato plants. *Sem. in Virology* **4**: 407-16.
- LINDBO, J.A. *et al.*(1993). Pathogen derived resistance to potyviruses: working, but why?. *Sem. in Virology* **4**: 369-79.
- LINDSEY, K & JONES, M.G.K.(1989). Manipulation of resistance. *Plant Biotechnology in Agriculture*, Lindsey, K & Jones, M.G.K. ed., pp. 184-214.
- LOEBENSTEIN, G. & GERA, A.(1993). The local lesion response to viruses: possibilities for engineering resistant plants. *Biotechnology in Plant Disease Control*, Wiley-Liss Press, NY., pp 105-13.
- LOGEMANN J. & SCHELL, J.(1993). The Impact of Biotechnology on Plant Breeding, or how to combine increases in Agricultural productivity with an improved protection of the environment. *Biotechnology in Plant Disease Control*, Wiley-Liss Press, NY., pp 1-14.
- MAY, R.M.(1993). Resisting Resistance. *Nature* **361**: 593-4.
- McGAUGHEY, W.H. & WHALON, M.E.(1992). Managing Insect Resistance to *Bacillus thuringiensis* Toxins. *Science* **258**: 1451-5.
- McGAUGHEY, W.H. *et al.*(1998). Bt resistance Management. *NatureBiotechnology* **16**: 144-6.
- MÉTRAUX, J.P. & RASKIN, I.(1993). Role of Pnenolics in Plant Disease Resistance. *Biotechnology in Plant Disease Control*, Wiley-Liss Pr., NY., pp 191-210.
- MOURGUES, F. *et al.*(1998). Strategies to improve plant resistance to bacterial diseases through genetic engineering. *TibTech* **16**: 203-210.
- SÁNCHEZ-SERRANO *et al.*(1993). Proteinase inhibitors in the potato response to wounding. *Biotechnology in Plant Disease Control*, Wiley-Liss Press, NY., pp 157-173.
- SNOW, A.A. & PALMA, P.M.(1997). Commercialization of Transgenic Plants: Potencial Ecological Risks. *BioScience* **47**(2): 86-96.
- STALKER, D.M. *et al.*(1988). Herbicide Resistance in Transgenic plants expressing a Bacterial Detoxification Gene. *Science* **242**: 419-22.
- TABASHNIK, B.E.(1994). Evolution of Resistance to *Bacillus thuringiensis*. *Annu. Rev. Entomol.* **39**: 47-79.
- WILSON, T.M.A.(1993). Strategies to protect crop plants against viruses: Pathogen-derived resistance blossoms. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **90**: 3134-41.

FITOREABILITAÇÃO DAS ESCOMBREIRAS DAS MINAS DE JALES, COM GENÓTIPOS TOLERANTES AO ARSENATO DE *HOLCUS LANATUS* L.

T. De Koe, A. Assunção & P. M. Blecker

Secção Engenharia Biológica e Ambiental, Universidade de Trás-os-Montes e Alto-Douro, Vila Real

De Koe, T., Assunção A., Blecker, P. M. (1999). Phytoremediation of the Jales mine spoils with arsenate tolerant genotypes of *Holcus lanatus* L. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 23-32.

The establishment of a closed vegetation cover can be, a relatively low-cost solution, to diminish erosion, and to prevent dispersion of contamination. The presence of high concentrations of arsenic and heavy metals in the Jales mine spoils, together with a low pH, physical instability of the substrate, lack of nutrients, organic matter and water, makes colonization by plants difficult. The spoils are sparsely colonized by *Holcus lanatus*, *Agrostis castellana* and *Agrostis delicatula*. Compost is incorporated in order to increase the organic matter content and to ameliorate the structure. Steel shots (industrial waste) make arsenic less available and beringite (a modified aluminium silicate, waste of coal mines) increases spoil pH and facilitates the installation of a vegetation cover, as does also the use of genotypes tolerant to high arsenic and heavy metal concentrations. Root growth experiments showed that *Holcus lanatus* on the spoils develop an arsenate tolerant genotype, presenting an EC_{50} of 40 μ M, compared to 15 μ M in an arsenate sensitive genotype. *Holcus lanatus* is indicated to be used in revegetation.

Key words: arsenate, phytoremediation, polluted soils, *Holcus lanatus*.

De Koe, T., Assunção A., Blecker, P. M. (1999). Fitorcabilitação das escombrelras das Minas de Jales, com genótipos tolerantes ao arsenato de *Holcus lanatus* L. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 23-32.

Estabelecer um coberto vegetal em escombrelras de minas abandonadas é a maneira mais eficaz e mais barata de diminuir a erosão, e assim diminuir a dispersão dos

poluentes. A disponibilidade de metais pesados e arsénio em concentrações elevadas nas escombreciras das Minas de Jales, juntamente com pH baixo, instabilidade física do substrato, falta de nutrientes, a inexistência de matéria orgânica e pouca água, tornam as escombreciras de muito difícil colonização para plantas. As escombreciras encontram-se colonizadas nas zonas mais lixiviadas com *Holcus lanatus*, *Agrostis castellana* e *Agrostis delicatula*. A incorporação de turfa, para aumentar a % de matéria orgânica e melhorar a estrutura do solo, de limalha (desperdício industrial) que torna o arsénio menos disponível, e de beringite (um silicato de alumínio modificado, desperdício de minas de carvão) que aumenta o pH, facilitam a instalação de um coberto vegetal, bem como a utilização de genótipos tolerantes às concentrações elevadas de arsénio e metais pesados. Experiências de crescimento radicular revelaram que *Holcus lanatus*, nas escombreciras, forma um genótipo tolerante ao arsenato, apresenta uma EC_{50} de 40 μ M, comparando com 15 μ M num genótipo sensível. *Holcus lanatus* pode ser utilizada na revegetação.

Palavras chave: arsenato, fitoreabilitação, solos degradados, *Holcus lanatus*.

INTRODUÇÃO

As minas de Jales localizam-se em Trás-os-Montes a cerca de 40km NE de Vila Real (Fig. 1).

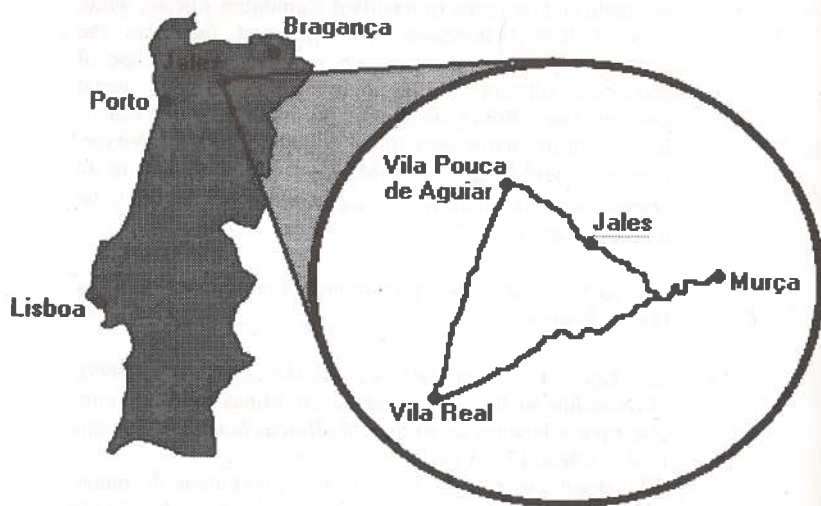


Fig. 1 - Localização das minas de Jales

As minas exploraram um filão quartzoso com mineralizações de prata e ouro. Além de quartzo, o filão contém vários sulfuretos como: arsenopirite ($\text{FeS}_2\text{-FeAs}$), pirite (FeS_2), galena (PbS), blenda (ZnS), calcopirite (CuFeS_2), e sulfossais de prata e ouro (SANTOS OLIVEIRA & ÁVILA, 1995). Durante o funcionamento das minas produziu-se cerca de 25t de ouro, 100t de prata (SANTOS OLIVEIRA & ÁVILA, 1995) e aproximadamente 320000 m³ de escombrelras de partículas finas com teores elevados em arsénio (As-total 17000 mg/kg), zinco (Zn-total 500 mg/kg) e cobre (Cu-total 65 mg/kg) (DE KOE, 1994a).

Com a falência da empresa "Minas de Jales" a mina e as escombrelras ficaram propriedade do estado Português e sem qualquer manutenção.

Enquanto a mina estava em funcionamento um sistema de rega mantinha a superfície molhada, minimizando a erosão pelo vento no verão. Desde o encerramento da mina assistiram-se a verdadeiras tempestades de pó, que cobrem os campos à volta da escombrelra com poeiras que apresentam teores elevados em metais pesados e arsénio.

O abandono da mina resultou também na degradação do sistema de drenagem e consequente ruptura das plataformas. Em 5 anos (desde 1993) as águas da chuva já transportaram cerca 10% das escombrelras (aprox. 32000 m³). As águas da chuva já transportaram uma parte considerável das escombrelras para a ribeira de Jales e para o rio Tinhela, onde as partículas sólidas em suspensão se depositam com as suas consequências nefastas para os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos (BLEEKER, 1999).

O estabelecimento de um coberto vegetal nas escombrelras de minas abandonadas é uma maneira eficaz e económica de diminuir a erosão, e consequentemente de diminuir a dispersão de poluentes provenientes destes ambientes.

A disponibilidade de metais pesados (Zn-H₂O 50 mg/kg; Cu-H₂O 1,9 mg/kg) e arsénio (As-H₂O 1,7 mg/kg) em concentrações elevadas nas escombrelras das Minas de Jales, juntamente com o pH baixo (3,6), a instabilidade física do substrato, a falta de nutrientes, a falta de matéria orgânica e de água no verão, são as principais dificuldades encontradas na colonização vegetal destes ambientes (DE KOE, 1994b; DE KOE, 1991). As escombrelras encontram-se por isto apenas dispersamente colonizadas, nas zonas mais lixiviadas, com as gramíneas *Holcus lanatus*, *Agrostis castellana* e *Agrostis delicatula*.

Assim pretende-se com este trabalho contribuir para os conhecimentos acerca da revegetação de escombrelras de minas abandonadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Material vegetal

Nas experiências foram usadas duas populações de *Holcus lanatus* L. A população não tolerante ao As, que foi obtida através da multiplicação vegetativa de um indivíduo colhido num sítio não contaminado no campus da UTAD em Vila Real. O indivíduo que serviu como base da população tolerante ao As foi colhido nas escombreciras das minas de Jales na mesma plataforma do campo de ensaio.

Condições de crescimento

Todas as experiências foram executadas em caixas de plástico de 1L numa câmara de crescimento com um fotoperíodo de 16h a 20°C e 85% de Humidade Relativa.

Antes das experiências *Holcus lanatus* foi mantido numa solução de nutrientes Hoagland contendo apenas 1/4 das concentrações de macronutrientes.

As experiências foram executadas numa solução Hoagland sem fósforo (P), contendo apenas 1/4 das concentrações dos outros macronutrientes, pH de 5.0 ajustado com KOH e tamponizado com 2mM MES. Propágulos das duas populações enraizaram durante 7 dias nesta solução.

As soluções de nutrientes foram renovadas cada 3 ou 4 dias. Adição de P a 10 μ M com Na₂HPO₄. Soluções contendo 5, 10, 20, 40, 80, 160, 320, 640, 1280 μ M As(V) foram preparadas com Na₂HAsO₄·7H₂O.

Experiências no laboratório

Todas as experiências utilizam o crescimento radicular máximo (Maximum Root Growth = MRG, DE KOE *et al.*, 1992) como parâmetro de teste, após coloração preta das raízes mergulhando-as numa suspensão de carvão activo (SCHAT & TEN BOOKUM, 1992).

O período de crescimento constante foi determinado, sendo entre 7 a 10 dias depois do início do enraizamento.

A tolerância ao arsenato foi determinada em testes de concentrações únicas, na ausência de P e na presença de 10 μ M P na solução de nutrientes, depois de 3 dias de contacto com as várias concentrações de arsenato.

Os dados de MRG foram utilizados para calcular o índice de tolerância: TI% = [(MRG médio no tratamento com As) / (MRG médio no tratamento sem As)] x 100. Também o efeito das concentrações de As sobre o MRG foi determinado, utilizando o EC₅₀ e EC₁₀₀, sendo as concentrações às quais o efeito é 50 ou 100%.

Experiências no campo de ensaio

O campo de ensaio, instalado numa das plataformas das escombreciras, consta de 7 parcelas, cada uma dividida em 30 quadrados de 1m². Na Primavera de 1997 foram incorporados nos primeiros 30 cm do solo das escombreciras matéria orgânica (turfa comercial), beringite (um silicato de alumínio modificado,

desperdício de minas de carvão em Beringen na Bélgica (VANGRONSVELD *et al.* 1995)), e/ou limalha (resíduo industrial contendo Fe, proveniente de Inglaterra), conforme mostra a Fig. 2.

Um ano depois da incorporação dos aditivos, as amostras de solo foram retiradas de cada parcela, a duas profundidades, de 0-12,5cm e de 12,5-25cm. O pH-H₂O foi determinado, bem como As-H₂O com métodos de espectrofotometria de absorção atômica.

Foram semeadas em 3 quadrados por tratamento, 1,5g de sementes de *Holcus lanatus*, provenientes de um grupo de plantas que colonizam as escombreciras, na ausência e na presença de fertilizante fosfatado (100g por quadrado, contendo 18% P₂O₅). A altura média das gramíneas em cada quadrado foi medida semanalmente. A cobertura total (%) foi estimada 84 dias depois da sementeira.

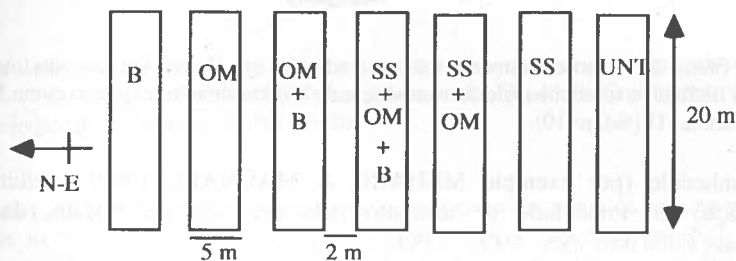


Fig. 2- Localização do Control (UNI) e dos plots com incorporação de Matéria Orgânica (OM, 5%), Beringite (B, 5%) e/ou Limalha (SS, 1%) no campo de ensaio nas escombreciras das minas de Jales.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os testes de crescimento radicular mostram que as populações de *Holcus lanatus*, que colonizam e permanecem nas escombreciras, desenvolvem genótipos tolerantes ao As em comparação com populações de solos não contaminados, o que faz de *Holcus lanatus* uma boa espécie para utilizar em experiências de revegetação das escombreciras.

O MRG de *Holcus lanatus* mostra uma redução devido ao As na solução de nutrientes em ambos os genótipos, tolerante e não-tolerante. *Holcus lanatus* de Jales apresenta um MRG mais elevado, mesmo nas concentrações mais baixas de As (Fig. 3).

O genótipo tolerante ao As de *Holcus lanatus* apresenta uma EC₅₀ de 40 µM, comparado com 15 µM num genótipo sensível. *Holcus lanatus* de Vila Real apresenta um EC₁₀₀ na concentração externa de 640 µM As. O genótipo de Jales ainda apresenta crescimento radicular a 1280 µM As na solução de nutrientes.

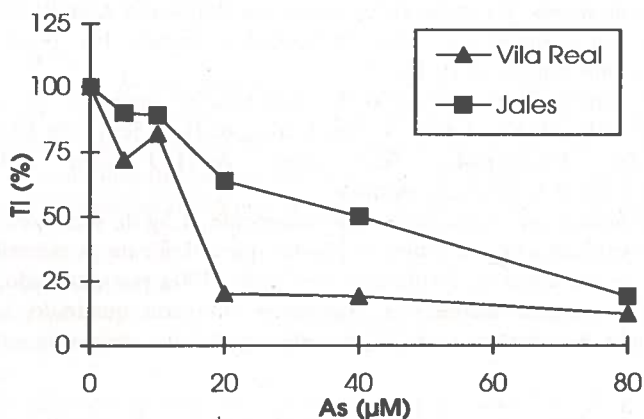


Fig. 3 - Efeito de As no crescimento máximo radicular em *Holcus lanatus* não-tolerante ao As (Vila Real) e tolerante (Jales), na ausência de P (Crescimento expresso como Índice de Tolerância, TI (%), n=10).

É conhecido (por exemplo MEHARG & MACNAIR, 1990) o efeito de diminuição de toxicidade de arsenato pela presença de fosfato, dada a semelhança dos dois iões: AsO_4^{3-} e PO_4^{3-} .

A presença de $10 \mu\text{M}$ P na solução de nutrientes resulta num EC_{50} mais elevado para o genótipo não-tolerante ($\text{EC}_{50}=24$), enquanto o EC_{50} do genótipo tolerante não parece ser positivamente afectado pela presença de P ($\text{EC}_{50} = 34$) (Fig.4).

Nos *Holcus lanatus* de Jales, em concentrações externas baixas de As, a adição de $10 \mu\text{M}$ P diminui o efeito tóxico de As. Nos *Holcus lanatus* de Vila Real, a adição de $10 \mu\text{M}$ P, parece diminuir o efeito tóxico de As até uma concentração externa de $40 \mu\text{M}$.

Experiências com vários aditivos no campo de ensaio nas escombrelas das minas de Jales (Fig. 2) levaram à conclusão que a incorporação simultânea de turfa, para aumentar a % de matéria orgânica e melhorar a estrutura das escombrelas, de limalha, que torna o arsénio menos disponível (BOISSON *et al.*, 1998), e de beringite, que aumenta o pH (VANGRONSVELD *et al.*, 1995), facilitam, no conjunto, a instalação de um coberto vegetal.

Os melhores resultados no aumento do pH das escombrelas foram atingidos com a incorporação simultânea de limalha, matéria orgânica e beringite (SSOMB, Tabela 1). No entanto, esta combinação de aditivos, resulta num aumento de 6x na concentração de $\text{As-H}_2\text{O}$, que é biodisponível, em comparação com as escombrelas não tratadas (UNT).

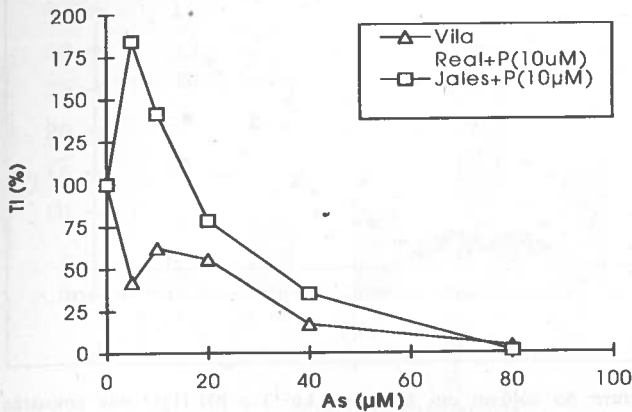


Fig. 4 - Efeito de As no crescimento máximo radicular em *Holcus lanatus* não-tolerante ao As (Vila Real) e tolerante (Jales), na presença de 10 µM P (Crescimento expresso como Índice de Tolerância, TI (%), n=10).

Tabela 1. As-H₂O (mg.kg⁻¹) e pH-H₂O nas escombreciras das minas de Jales no campo de ensaio na "plot control" (UNT) e nas "plots" tratadas com Limalha (SS), Matéria Orgânica (OM) e/ou Beringite (B). (Médias de amostras superficiais e profundas)

	UNT	SS	SSOM	SSOMB	OMB	OM	B
PH-H ₂ O	3.6	4.0	3.4	5.8	4.2	3.2	4.8
As-H ₂ O	0.47	0.43	0.54	2.80	0.49	0.52	0.85

A adição única de beringite também leva a um aumento do pH.

Acima de um pH de 4,5 uma correlação positiva entre pH-H₂O e As-H₂O foi determinada (R=0.86). Esta correlação não se verifica para valores mais baixos de pH (Fig. 5).

O aumento do pH facilita a germinação e a instalação das plantas, no entanto o aumento na disponibilidade de As requer que as plantas sejam capazes de desenvolver tolerância para poderem instalar-se por mais tempo.

A adição de fertilizante com P aumenta consideravelmente o crescimento de *Holcus lanatus* em todos os tratamentos (dados não mostrados). Na escombrecira não tratada com aditivos (UNT) o crescimento pára depois da germinação. As plântulas parecem utilizar as reservas contidas nas sementes e depois morrem. Contudo, a adição de P nesta parcela, evita a morte das plântulas, mas estas não se desenvolvem, ficam com cerca 1cm de altura (Fig. 6).

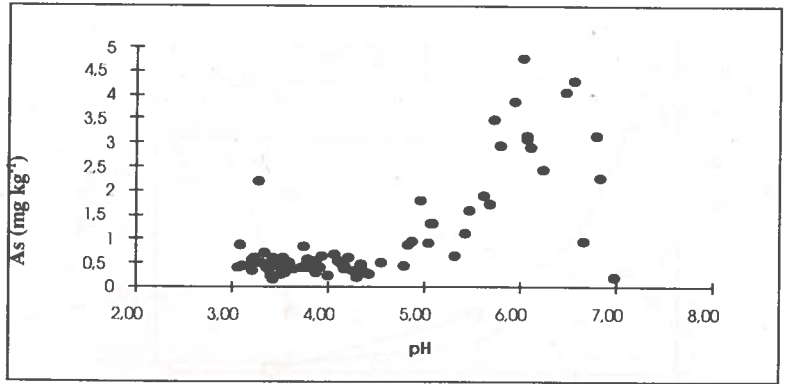


Fig. 5 - Relação entre As solúvel em água (mg.kg^{-1}) e $\text{pH-H}_2\text{O}$ nas amostras das escombreliras das minas de Jales.

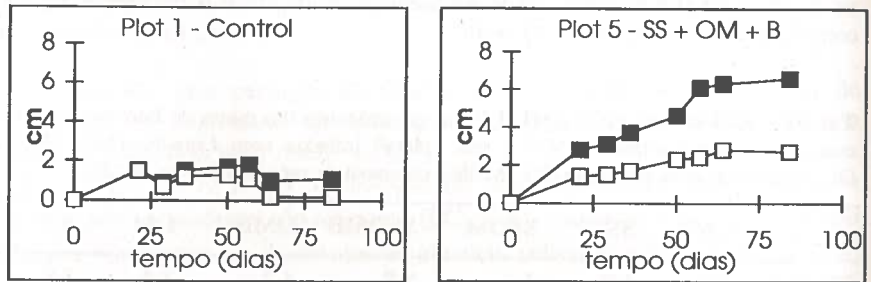


Fig. 6 - Altura média (cm) de *Holcus lanatus* no "plot 1 control" e no "plot" 5 tratado com limalha (SS), Matéria Orgânica (OM) e beringite (B). □ sem P-fertilizante, ■ com P-fertilizante.

O tratamento com P em simultâneo com os 3 aditivos provoca um crescimento notável, sendo cerca de 7 cm após 84 dias da sementeira (Fig. 6), e mais de 15cm após 5 meses.

A percentagem de cobertura vegetal, sem fertilizante fosfatado, é quase nula nas parcelas não tratadas (UNT) e nas tratadas com SS, SSOM, e OM (Fig. 7). Observam-se melhores resultados nas parcelas tratadas com OMB e B (5% cobertura). A cobertura mais elevada (25%) é atingida nas parcelas com o tratamento dos 3 aditivos em simultâneo (SSOMB).

A adição de fertilizante fosfatado resulta em percentagens de cobertura mais elevadas (Fig. 7). Mais uma vez a percentagem de cobertura mais elevada (30%) ocorre na parcela com os 3 aditivos em simultâneo (SSOMB).

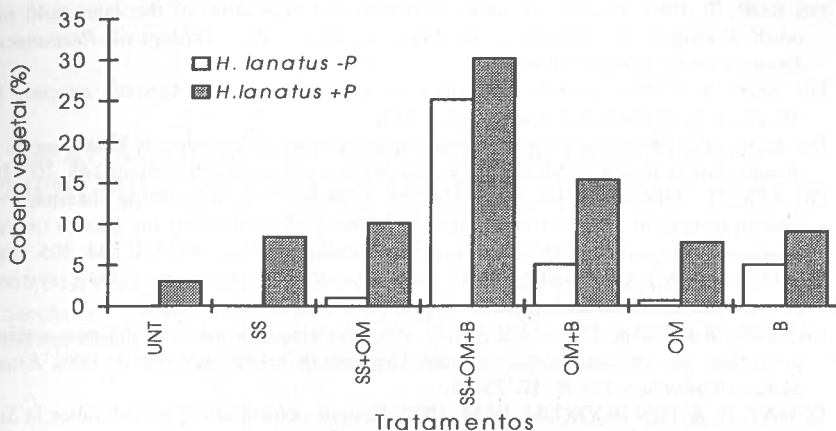


Fig. 7 – A cobertura (%) de *Holcus lanatus*, 84 dias após a sementeira no controlo (UNT) e nas parcelas tratadas com limalha (SS), matéria orgânica (OM) e/ou beringite (B). (n=3)

CONCLUSÕES

Os melhores resultados na revegetação das escombrelras das minas de Jales esperam-se utilizando a incorporação simultânea de turfa, para aumentar a % de matéria orgânica e melhorar a estrutura das escombrelras, de limalha (resíduo industrial) que torna o arsénio menos disponível, e de beringite (um silicato de alumínio modificado, desperdício de minas de carvão) que aumenta o pH, bem como um fertilizante fosfatado. Este tratamento aumenta o pH mas não torna o As menos disponível para as plantas.

O genótipo de *Holcus lanatus* das escombrelras das minas de Jales desenvolveu tolerância suficiente ao As para poder crescer nestas circunstâncias, instala-se facilmente através de sementeira, e é então uma espécie indicada para ser utilizada na revegetação.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pelo "EU-CFC DGXII, Environment & Climate programme, project PHYTOREHAB, contract n.º ENV4-CT95-0083".

BIBLIOGRAFIA

- BLEEKER, P. 1999. *Several aspects of pollution around the Jales goldmine, arsenic tolerance of Betula alba & dispersion of arsenic pollution*. Stageverslag, Vrije Universiteit Amsterdam.
- BOISSON, J., MENCHI, M., VANGRONSVELD, J., RUTTENS, A., KOPPONEN, P., DE KOE, T. 1998. Immobilization of Metals and Arsenic by Different Soil Additives: Evaluation by Means of Chemical Extractions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*: in press.

- DE KOE, T. 1991. Arsenic in water, sediment and vegetation of the Jales gold mine, north Portugal. in: J.Rozema & J.A.C.Verkleij (eds.) *Ecological Responses to Environmental Stresses*: 40-47.
- DE KOE, T. 1994a. *Arsenic resistance in submediterranean Agrostis species*. PhD Thesis, Vrije Universiteit Amsterdam, 127pp.
- DE KOE, T. 1994b. *Agrostis castellana* and *Agrostis delicatula* on heavy metal and arsenic enriched sites in NE Portugal. *The Science of Total Environment* **145**: 103-109.
- DE KOE, T., GELDMEYER, K., JAQUES, N.M.M. 1992. Measuring maximum root growth instead of longest root elongation in metal tolerance tests for grasses (*Agrostis capillaris*, *Agrostis delicatula* and *Agrostis castellana*). *Plant and Soil* **144**: 305-308.
- MEHARG, A.A., MACNAIR, M.R. 1990. An altered phosphate uptake system in arsenate-tolerant *Holcus lanatus* L. *New Phytol.* **116**: 29-35.
- SANTOS OLIVEIRA, J.M., ÁVILA, P.F. 1995. Avaliação do impacto químico ambiental provocado por uma exploração mineira. Um caso de estudo na Mina de Jales. *Estudos, Notas e Trabalhos, I.G.M.* **37**: 25-50.
- SCHAT, H. & TEN BOOKUM, W.M. 1992. Genetic control of copper tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. *Heredity* **68**: 219-229.
- VANGRONSVELD, J., STERCKS, J., VAN ASSCHE, F., CLIJSTERS, H. 1995. Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping ground: effects of revegetation and immobilization by beringite. *Geochem. Expl.* **52**: 221-229.

1c,
to
1D
nd
9.
ot
tis
in
tal
os,
ne
5.
of

SPATIAL IMPACT OF ATMOSPHERIC DUST FROM A CEMENT MILL IN SERRA DA ARRÁBIDA, USING LICHENS AS BIOMONITORS

G. Gaio-Oliveira, C. Branquinho, C. Máguas & O. Correia

Secção de Ecologia, Departamento de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências da
Universidade de Lisboa, Campo Grande, Bloco C2, 4º Piso, 1700 Lisboa, Portugal.

Fax: 351-1-7500048. E-mail: goliv@fc.ul.pt

Gaio-Oliveira, G., Branquinho, C., Máguas, C. & Correia, O. (1999). Avaliação do impacto espacial de poeiras atmosféricas produzidas por uma cimenteira na Serra da Arrábida através da biomonitorização. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 33-42.

O líquene epífitico *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. foi usado como biomonitor das emissões de poeira da cimenteira SECIL-Outão (Setúbal, Portugal). Foram escolhidos vinte e quatro pontos de amostragem em redor da fábrica, até uma distância máxima de 3 km da cimenteira. Os talos líquénicos foram colhidos de ramos e troncos de *Olea europaea* var. *sylvestris* em Março de 1998, nas mesmas condições meteorológicas. As zonas marginais dos talos foram usadas para medir a fluorescência da clorofila *a* e a concentração total de Ca, Fe, K, Mg, S e N. A concentração dos elementos foi correlacionada com a distância a três diferentes áreas na SECIL: a *fábrica de cimento*, um *depósito* e a *pedreira*. A fonte mais importante de Ca, Fe e Mg foi a *fábrica de cimento*, atingindo a concentração destes elementos um valor base a partir de uma distância de 250 m. Nenhuma das três fontes foi considerada significativamente importante na emissão de K, S e N. A distribuição espacial de Ca, Fe e Mg está de acordo com a frequência dos ventos dominantes, sendo o maior impacto na direcção SE, o que demonstra que a maior parte das áreas do Parque Natural da Serra da Arrábida não são afectadas. De acordo com os valores elevados obtidos para o parâmetro Fv/Fm da fluorescência da clorofila *a*, as poeiras não afectam a eficiência máxima das reacções fotoquímicas do líquene.

Palavras-chave: Biomonitorização, poeiras atmosféricas, líquenes, cimenteiras.

Gaio-Oliveira, G., Branquinho, C., Máguas, C. & Correia, O. (1999). Spatial impact of atmospheric dust from a cement mill in Serra da Arrábida, using lichens as biomonitors. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 33-42.

The epiphytic lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. was used as a biomonitor of dust emissions from the cement mill SECIL-Outão (Setúbal, Portugal). Twenty four sampling sites were chosen, within 3 km from SECIL. Lichen thalli were collected from tree trunks and branches of *Olea europaea* var. *sylvestris* during March 1998 under similar meteorological conditions. The thalli marginal regions were used for the following measurements: chlorophyll *a* fluorescence and total contents of Ca, Fe, Mg, K, S and N. Element concentration was correlated with distance to three different sites in SECIL: the *cement mill*, a *deposit site* and the *stone-pit*. The most important source of Ca, Fe and Mg was the *cement mill*, these elements reaching a background concentration value at distances greater than 250 m from SECIL. No significant SECIL source was found for K, S and N. The spatial distribution of Ca, Fe and Mg is according with the frequency of dominant winds, the main impact being in the SE direction. As a consequence, major parts of the Serra da Arrábida Natural Park are not affected. According to the high values obtained for the parameter Fv/Fm of chlorophyll *a* fluorescence, the dust did not affect the maximal efficiency of lichen photochemical reactions.

Key-words: Biomonitoring, atmospheric dust, lichens, cement mills.

INTRODUCTION

Mineral extraction and cement production by the cement mill SECIL-Outão (Setúbal, Portugal) have been causing environmental impact due to dust emissions in the surrounding area of the mill. This industry is integrated in Serra da Arrábida Natural Park, which contains a rather important example of mediterranean vegetation. Because of this, it is very important to identify the impact area of dust emissions and the limits of areas with different impact levels in the mill surroundings. This kind of pollution has not been so well studied as gaseous pollutants (e.g. SO₂ and NO_x). However, because it affects plant communities, affecting photosynthesis, respiration, transpiration and allowing toxic gases to enter the cells, it is very important to understand the effects of atmospheric dust pollution (FARMER, 1993).

Deterministic models that explain atmospheric pollution cannot be applied so reliably in areas with complex orography, such as Serra da Arrábida. So, it is necessary to use biomonitors. In biomonitoring, living organisms are used to

obtain information about environmental quality because of their ability to integrate pollutants.

Lichens are used as biomonitors of atmospheric pollution because of their ability to bind or integrate elements, especially cations (MARTIN and COUGHTREY, 1982; NIMIS *et al.*, 1991). These organisms have some characteristics that make them excellent biomonitors of atmospheric pollution: extended geographic distribution, occurring both in rural and urban areas; invariant morphology with seasons, thus allowing their study throughout the year; photosynthetic activity during all year and great dependence on atmospheric deposition for nutrient and water uptake (MARTIN and COUGHTREY, 1982). Epiphytic lichens and *Sphagnum* communities are the most sensitive groups to atmospheric dust pollution (FARMER, 1993).

The aim of this work was to evaluate the spatial impact of atmospheric dust pollution in the surroundings of the cement mill SECIL-Outão, as well as to distinguish different impact areas, using the epiphytic lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.

MATERIALS AND METHODS

Sampling

Twenty four sampling sites were chosen at Serra da Arrábida Natural Park, within 3 km from SECIL, considering the distance to the mill, altitude and predominant winds. *Xanthoria parietina* thalli were collected from tree trunks and branches of *Olea europaea* var. *sylvestris* during March 1998 under similar meteorological conditions. Marginal parts of the thalli (young regions) were separated from central parts (old regions) and only the former used for analyses because young regions have a different mineral constitution compared to old regions (OLIVEIRA *et al.*, 1998).

Fluorescence measurements

Five thalli from each sampling point were air dried in the laboratory no more than seven days. In order to restore their physiological activity and reduce membrane permeability, the thalli were stored in a high relative humidity atmosphere for 24 h, over water in a closed box (BUCK and BROWN, 1979). After this period, the samples were dark adapted for 10 min and their chlorophyll *a* fluorescence measured with a PAM 101 Chlorophyll Fluorometer (Walz, Effeltrich, Germany) to determinate the PSII photochemical efficiency parameter F_v/F_m (variable fluorescence / maximum fluorescence) and thus evaluate lichen vitality (DEMMIG-ADAMS *et al.*, 1990).

Total element analysis

After cleaned from detritus, five samples (containing different thalli) from each sampling point were dried for 24 h at 80° C and weighed. An acid digestion was then made with 3 ml of 65 % HNO₃ at 200° C. The solutions obtained were diluted with 3 ml DDW. The total concentration of Ca, Fe, Mg and K was determined by atomic absorption spectrophotometry (SpectrAA 50 Varian) using

an air/acetylene flame and with added CsCl and LaCl₃ to samples and standards as suppressants of ionization and refractory compound formation, respectively. Concentrations were expressed in $\mu\text{mol g}^{-1}$.

Different thalli from each point were dried for 24 h at 30° C and then homogenized in a mill (Glen Creston Ltd. MM 2000). Three replicates of each sample were then separated and the total concentration of S and N was determined by elemental analysis (CHNS/O Analyser). Concentrations were expressed in % w/w.

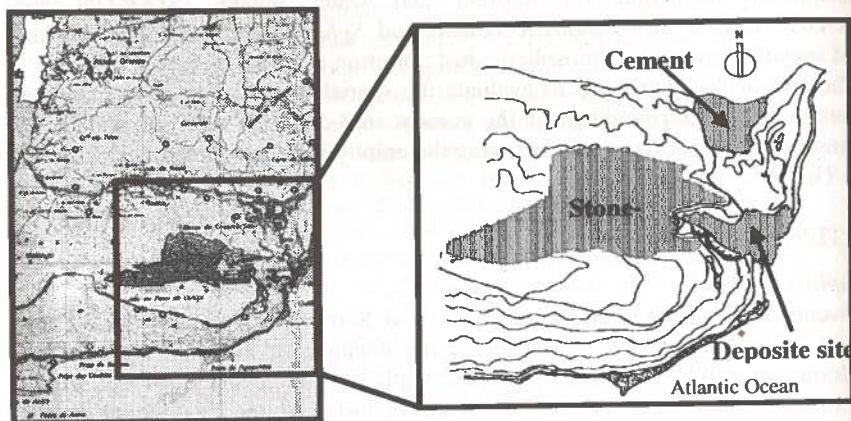


Figure 1 – Location of the three sites in SECIL: the *cement mill*, the *deposit site* and the *stone-pit*.

Statistical analysis

Total concentration of the analysed elements (Ca, Fe, K, Mg, S and N) was correlated with distance to three different sites in SECIL: the *cement mill*, where the cement is produced; a *deposit site* for elements used in cement production and the *stone-pit*, where limestone and marl are extracted (Figure 1). The purpose of these correlations was to know the contribution of different sources of atmospheric dust to the lichens growing in those areas.

The variation of the elements total concentration with distance from the different sites was represented by the function $Y=b+(a/d)$, where Y is the concentration of the element, b is the background value, a is the slope and d the distance from the source. This function assumes that background values are non-zero for these elements (BECKETT *et al.*, 1982). The relationship between the elements concentration with distance from the sites was assessed by fitting the data to this function. Significant fittings were obtained whenever significant correlation coefficients (Pearson r , for $P<0.05$) were found between the data

fitted to the respective function and the observed values. A one-way ANOVA (for $P < 0.05$) was performed to test differences between means.

Element	N	Cement mill	Deposit	Stone-pit
Ca	24	0.74*	0.33	0.06
Fe	24	0.72*	0.46*	0.01
K	24	0.11	0.11	0.29
Mg	24	0.51*	0.31	0.12
S	16	0.18	0.46	0.26
N	16	0.07	0.25	0.23

Table 1 - Pearson r correlation coefficients, between the data fitted to the function $Y=b+(a/d)$ and the observed values. Significant fittings (*), for $P < 0.05$, were found for Ca, Fe and Mg in *cement mill* and also for Fe in *deposit site*.

RESULTS AND DISCUSSION

In what concerns the spatial impact of atmospheric dust, it was found a significant correlation between Ca, Fe and Mg concentrations and the distance from *cement mill* (Figure 1 and Table 1). Significant fits to the function $Y=b+(a/d)$ were found for these elements. As seen in Figure 2 (A, B and C), the increase of distance from *cement mill* is significantly correlated with the exponential decrease of total concentration of the elements, to a distance of approximately 250 m, above which the total concentration of these elements reaches a constant value, corresponding to the background value of each element for the area. Background values obtained for Ca and Fe (31.55 and $5.78 \mu\text{mol g}^{-1}$, respectively) are comparable to those found by OLIVEIRA and collaborators, 1998 (37.58 ± 3.66 and $11.48 \pm 2.10 \mu\text{mol g}^{-1}$, respectively) in a sampling point corresponding to a non polluted area in the same region. The background value obtained for Mg is very similar to those found by other authors (MONACI *et al.*, 1997; GARTY *et al.*, 1998a,b), although considering other lichen species. The most important source of Ca, Fe and Mg was the *cement mill* and only Fe may also arise from the *deposit site* (Table 1 and Figure 3). Interestingly, the *stone pit* did not contribute to the total Ca and Fe concentration in lichens. That could be due to the fact that most winds are dispersing the dust down the hill near the cement mill (Figure 4) or that the rock exploration techniques do not emit as high levels of dust as compared to the cement mill chimney. In order to know if altitude has any influence in these two elements distribution, Ca and Fe total concentration was correlated with the sampling points altitude. However, no significant correlation (for $P < 0.05$) was found, maybe due to the fact that the range of altitude values is not very high (between 0 and 300 m, approximately).

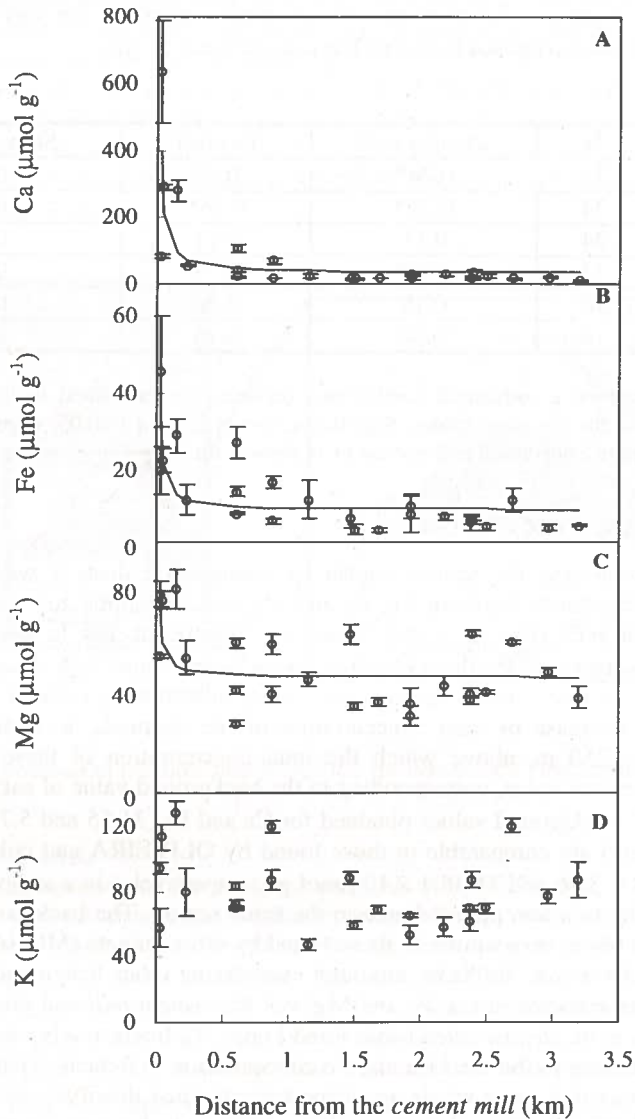


Figure 2 - Variation of total concentration of Ca (A), Fe (B), Mg (C) and K (D) with distance from the *cement mill* measured in *Xanthoria parietina* collected from *Olea europaea* var. *sylvestris*. Circles represent means and bars standard deviations of five lichen thalli. Lines represent the function $Y=b+(a/d)$ fitted to the observed values. Significant fittings ($P<0.05$; $N=24$) were found for Ca, Fe and Mg ($r=0.74$, $r=0.72$ and $r=0.51$, respectively).

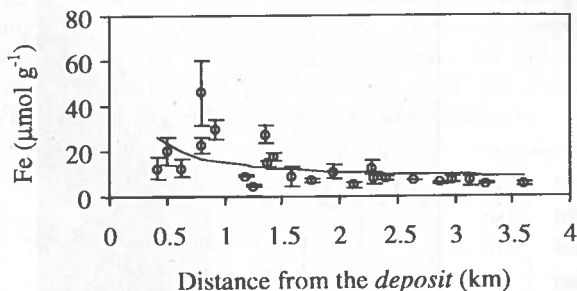


Figure 3 - Variation of total concentration of Fe with distance from the *deposit site* measured in *Xanthoria parietina* collected from *Olea europaea* var. *sylvestris*. Circles represent means and bars standard deviations of five lichen thalli. Line represents the function $Y=b+(a/d)$ fitted to the observed values. A significant fitting ($P<0.05$; $n=24$) was found ($r=0.46$).

Maximal concentrations obtained for Ca are similar to those obtained by other authors (MONACI *et al.*, 1997; GARTY *et al.*, 1998a,b). Fe, Mg and K maximal concentrations are, in general, higher than those found by the referred authors. However, it is important to have in mind that different lichen species are used in these studies, which can introduce an important source of error in biomonitoring analysis because of variability between species (OLIVEIRA *et al.*, 1998).

A significant source of K from the mill was not observed, although it could be expected that K was emitted from the dust. This element is mainly located inside the lichen cell, about 90-100 % (BROWN, 1991), and a total analysis will only reflect the lichen physiology rather than the environmental influence. In order to have more information about the emissions of K in this area, a sequential elution analysis should be performed (BROWN and WELLS, 1988). This technique allows to discriminate between soluble and insoluble fractions and, within the soluble, between extracellular and intracellular ones, in order to distinguish between environmental sources and physiological requirements (OLIVEIRA *et al.*, 1998).

No significant correlation was found between S and N concentrations and distance from the different sites in SECIL. It is possible that these elements are more correlated with industrial emissions coming from Setúbal. The range of S values obtained in this study is generally lower compared to other biomonitoring studies (GARTY *et al.*, 1998a,b).

In what concerns the distinction of different impact areas of atmospheric dust pollution, it was found that the spatial distribution of Ca, Fe and Mg is according with the dominant winds frequency (Figure 4). The main impact is in the SE direction (Figure 4), showing that major parts of the Natural Park are not affected.

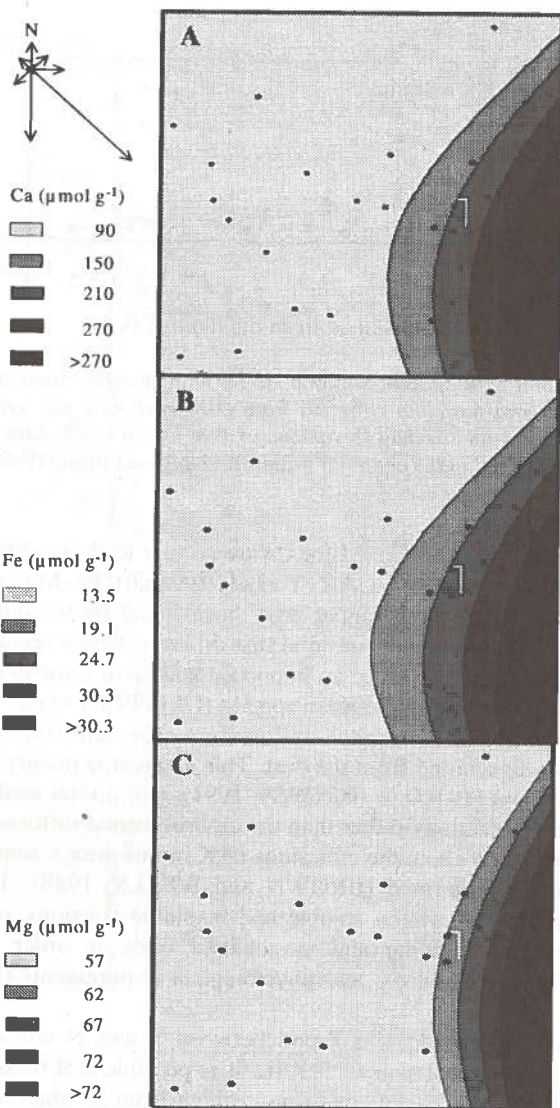


Figure 4 – Dust spatial impact maps of Ca (A), Fe (B) and Mg (C), in SECIL surroundings. Results were obtained by chemical analyses of *Xanthoria parietina* collected from *Olea europaea* in March 1998 in 24 sampling points (\bullet), representing the average of five samples. Different gray scales represent different classes for the elements concentration. Note the location of the mill, as indicated by the drawing. Wind frequency (%) refers to data collected in 1951-1980 in the nearest meteorological station (Setúbal). 1 cm = 13 %.

According to the values obtained by chlorophyll *a* fluorescence determination, lichens growing near SECIL did not show any physiological stress since their F_v/F_m values are within the range of optimal values for lichens (DEMMIG-ADAMS *et al.*, 1990). The dust present in those lichens did not affect the maximal efficiency of their photochemical reactions (Figure 5).

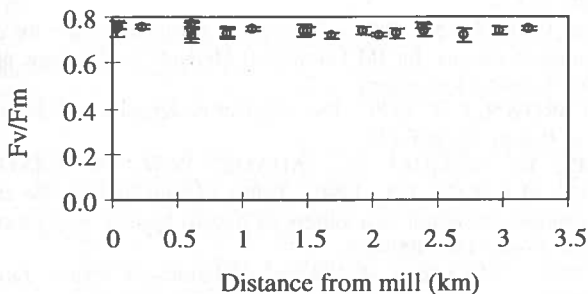


Figure 5 - Variation of chlorophyll *a* fluorescence parameter (F_v/F_m) with distance from the mill measured in *Xanthoria parietina* collected from *Olea europaea* var. *sylvestris*. Circles represent means and bars standard deviations of five lichen thalli.

CONCLUDING REMARKS

It was found that the most important source of Ca, Fe and Mg was the *cement mill*. There was an exponential decrease of the total concentration of these elements with increasing distance from *cement mill*, to a distance of approximately 250 m, above which the total concentration of these elements reach a background value.

There was no indication for K being emitted by the mill, which may be explained by the fact that this element is mainly located inside the lichen cell, thus reflecting physiological requirements more than environmental conditions.

Both S and N concentrations were not significantly correlated with SECIL, being possible that their main sources are industrial emissions coming from Setúbal.

The spatial distribution of Ca, Fe and Mg was in accordance with the dominant winds frequency, the main impact being in the SE direction, thus implying that major parts of the Natural Park are not affected.

Lichens growing near SECIL did not show any decrease of chlorophyll *a* fluorescence, showing no decrease in maximal photochemical activity.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank SECIL for all the logistic support.

This project has been funded by PRAXIS/PCNA/C/BIA/180/96. G. G. was supported by FCT (PRAXIS XXI/BTI/14384/97).

REFERENCES

- BECKETT, P.J., BOILEAU, L.J.R., PADOVAN, D. and RICHARDSON, D.H.S. 1982 – Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in northern Ontario, Canada – Part 2: Distance dependent uranium and lead accumulation patterns. *Environmental Pollution* 4: 91-107.
- BROWN, D.H. 1991 – Lichen mineral studies – currently clarified or confused? *Symbiosis* 11: 207-223.
- BROWN, D.H. and WELLS, J.M. 1988 – Sequential elution technique for determining the cellular location of cations. In: JM Glime (ed) *Methods in Bryology*, pp: 227-233, Nichinan: Hattori Botanical Laboratory.
- BUCK, G.W. and BROWN, D.H. 1979 - The effect of desiccation on cation location in lichens. *Annals of Botany* 44: 265-277.
- DEMMIG-ADAMS, B., MÁGUAS, C., ADAMS, W.W. III, CZYGAN, F.C., SCHREIBER, U. and LANGE, O.L. 1990 – Effect of high light on the efficiency of photochemical energy conversion in a variety of lichens species with green and blue-green phycobionts. *Planta* 180: 400-409.
- FARMER, A.M. 1993 – The effects of dust on vegetation – a review. *Environmental Pollution* 79: 63-75.
- GARTY, J., COHEN, Y. and KLOOG, N. 1998a – Airborne elements, cell membranes, and chlorophyll in transplanted lichens. *Journal of Environmental Quality* 27: 973-979.
- GARTY, J., KLOOG, N. and COHEN, Y. 1998b – Integrity of lichen cell membranes in relation to concentration of airborne elements. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 136-144.
- MARTIN, M.H. and COUGHTREY, P.J. 1982 – *Biological monitoring of heavy metals pollution*. London: Applied Science Publishers, 475 pp.
- MONACI, F., BARGAGLI, R. and GASPARO, D. 1997 – Air pollution monitoring by lichens in a small medieval town of central Italy. *Acta Bot. Neerl.* 46: 403-412.
- NIMIS, P.L., LAZZARIN, G. and GASPARO, D. 1991 – Lichens as bioindicators of heavy metal pollution by SO₂ in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobotanica* 11: 3-76.
- OLIVEIRA, G., BRANQUINHO, C. and MÁGUAS, C. 1998 – Sources of variability in sampling lichens for biomonitoring purposes. *CUAD Invest Biol (Bilbao)*, vol 20: 319-322. ISSN 0211-5700.

DISTRIBUIÇÃO E REGENERAÇÃO NATURAL DO TEIXO NO PARQUE NACIONAL DA PENEDA-GERÊS E NO PARQUE NATURAL BAIXA LIMIA SERRA-XURÉS¹

Ana Carvalho,* André Rebelo,** Jorge Dias**

* Escola Superior Agrária de Bragança, *Campus* de Sta. Apolónia, 5300 Bragança.

** Parque Nacional da Peneda-Gerês, Delegação do Gerês, 4845 Gerês.

Carvalho, A., Rebelo, A. & Dias, J. (1999). Distribuição e regeneração natural do teixo no Parque Nacional da Peneda-Gerês e no Parque Natural Baixa Limia Serra-Xurés. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 43-49.

De Agosto de 1996 a Abril de 1997 percorreram-se os territórios do concelho de Terras de Bouro, incluídos no Parque Nacional da Peneda-Gerês, e os concelhos de Lóbios e Moinhos, da província galega de Ourense, pertencentes ao Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés, com o objectivo de inventariar os teixos existentes. Os resultados revelaram que o número de teixos encontrados na área estudada dos dois Parques é superior ao esperado e que a sua localização preferencial é junto às linhas de água, onde se identificaram os indivíduos com melhor conformação, maior altura e DAP. A regeneração natural nesses locais é abundante, o que revela uma certa vitalidade da espécie.

Palavras-chave: *Taxus baccata*, teixo, PNPG (Parque Nacional da Peneda-Gerês).

Carvalho, A., Rebelo, A. & Dias, J. (1999). Distribution and natural regeneration of yew trees in the National Parks of Peneda-Gerês (Portugal) and Baixa Limia Serra-Xurés (Spain). *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 43-49.

In 1996/97, several areas from the National Park Peneda-Gerês and from the Spanish Park Baixa Limia-Serra do Xurés were visited in order to register the number of yew trees (*Taxus baccata*). The observations carried out shows that the species is present in larger number then expected. The yew trees give prefer areas close to springs and riversides, where we can find the oldest, the tallest and the widest

¹ A informação apresentada, recolhida em 1996/97, constituiu o Trabalho de Fim de Curso do Bacharelato em Gestão de Recursos Florestais, da Escola Superior Agrária de Bragança.

individuals. The presence of young plants, originated by natural regeneration, denotes the species vitality.

Key-words: *Taxus baccata*, yew, PNPG (Parque Nacional da Peneda-Gerês).

INTRODUÇÃO

O teixo (*Taxus baccata* L.) constitui o único representante europeu da família das taxáceas (STRASBURGER, 1994) distribuindo-se pela zona temperada do hemisfério norte, estendendo-se à Argélia, Marrocos, norte e oeste da Ásia, Açores e Madeira (TORRE, 1971). Em Portugal está citado para os locais montanhosos das serras do Gerês, Montesinho e Estrela (FRANCO, 1971) e, mais raramente, para as ilhas da Madeira, Corvo, Flores e Pico (PIMENTA, 1989). Em Espanha tem uma distribuição mais ampla, ocorrendo na maior parte da península e em Maiorca (FERNÁNDEZ & PÉREZ, 1996).

Outrora com uma ampla distribuição, tanto a nível nacional como europeu, a presença do teixo tem vindo a diminuir, encontrando-se, frequentemente, confinado a zonas altas e inacessíveis ou encaixado em vales, solitário ou em pequenos grupos, misturado com outras espécies, raramente constituindo bosquetes. Os numerosos topónimos alusivos ao teixo, tais como Teixeira, Lugar do Teixo, Sierra Tejada, Fuente de los Tejos, entre outros, mostram a importância que esta espécie assumiu, em locais onde hoje em dia é escasso ou se encontra mesmo extinto (GONZALEZ, 1982; FERNÁNDEZ & PÉREZ, 1996).

Vários autores (TORRE, 1971; GONZALEZ, 1982; PIMENTA, 1989; CATARINO & CORREIA, 1992; CIENFUEGOS, 1997) referem que o teixo caminha para a extinção, sendo em muitas regiões apenas um vestígio, essencialmente, devido à acção do Homem, que o eliminou devido a problemas de toxicidade ou que o explorou em excesso, na procura da madeira de excelente qualidade.

Neste contexto o inventário das populações ou dos indivíduos ainda existentes, bem como a estimativa da sua capacidade de regeneração e de sobrevivência, são tarefas fundamentais. Com este trabalho pretende-se contribuir para o estudo da distribuição do teixo no noroeste do Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG) e na área confinante do Parque Natural Baixa Limia – Serra do Xurés (PNBLSX), em território espanhol.

Em Portugal, a área de estudo restringiu-se aos territórios integrados no concelho de Terras de Bouro, não tendo sido percorridas as zonas, também do PNPG, do concelho de Montalegre, nem dos restantes concelhos pertencentes à Delegação de Arcos de Valdevez. No caso Espanhol, correspondeu, principalmente, à área protegida dos concelhos de Lóbios e Moinhos, Província Galega de Ourense.

METODOLOGIA

A metodologia constou de três etapas: recolha de informação, levantamento cartográfico, trabalho de campo.

A recolha de informação sobre a distribuição do teixo processou-se a dois níveis, pesquisa bibliográfica e inquirição informal de populações, técnicos dos parques e, principalmente, pastores. Isto permitiu estabelecer áreas prioritárias de ocorrência, correspondentes à fisiografia do território e que foram, respectivamente, designadas: linhas de água (bacias hidrográficas), encostas e cumeeiras.

Considerando a divisão feita empiricamente e com ajuda da cartografia disponível (cartas militares 1/25000; carta hidrológica 1/10000; carta geológica 1/50000,

ortofotomapas 1/10000 e fotografia aérea 1/15000) identificaram-se os vários locais a visitar, que foram agrupados em áreas uniformes, de acordo com a topografia e a acessibilidade. Cada uma destas áreas foi caracterizada quanto à sua extensão, exposição, altitude, posição geográfica (latitude e longitude) e posição cartográfica pelo método de Gauss (coordenadas M e P).

O trabalho de campo, que se desenvolveu de Agosto de 1996 a Abril de 1997, consistiu na localização e quantificação de exemplares e na caracterização sumária da flora arbórea e arbustiva que acompanha o teixo nas zonas de ocorrência.

Para facilitar a interpretação dos resultados estabeleceram-se duas categorias: exemplares adultos (todas as plantas que tinham pelo menos 1,5m de altura) e exemplares jovens, provenientes de regeneração natural. Nos indivíduos adultos, sempre que as condições do terreno o permitiram, foram avaliados os parâmetros dendrométricos DAP e perímetro (diâmetro a 1,30m, medido com suta de braços ou perímetro medido com fita métrica) e altura (da base à flecha, com clinómetro). Foi, sempre que possível, determinado o sexo das plantas que exibiram maturação floral. A estimativa da capacidade de regeneração natural foi feita a partir da observação das plantas com menor diâmetro e altura.

Os teixos encontrados foram marcados sobre cartas militares 1:25000, de modo a identificar todas as zonas de ocorrência.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos encontram-se organizados de acordo com as três zonas de ocorrência definidas anteriormente: linhas de água, encostas e cumeeiras. Para os valores referentes aos parâmetros dendrométricos estabeleceram-se classes.

As linhas de água têm altitudes compreendidas entre os 110 e os 1456 metros, são de extensão muito variável (centenas de metros a vários quilómetros), com declives superiores a 20% (podendo atingir inclinações de 60%), com exposição, maioritariamente, Norte ou Oeste. As linhas de água convergem em bacias hidrográficas, que tomam a designação dos rios mais importantes. Na sua maioria são orientadas a Sul, contrariamente aos afluentes que as compõem.

Tabela 1 - Número de teixos, sexo e caracterização dendrométrica nas Bacias hidrográficas. Valores correspondentes aos somatórios das respectivas linhas de água.

Bacias	Exemplares		Total adultos	Regeneração natural	Diâmetro* (cm)	Altura* (m)
	Masculinos	Femininos				
Rio Gerês	1	2	115	212	10-20	5-10
Rio Maceira	528	1460	2610	2630	0-10	0-5
Rio Homem	225	498	1030	906	0-10	0-5
Rio Fafião	87	181	722	515	0-10	5-10
Rio Cabril	1	2	30	2	0-10	5-10
Rio Vila Meã	14	27	191	145	10-20	0-5
Total	856	2170	4698	4410		

Nota: Na maior parte dos casos não foi possível classificar quanto ao sexo os exemplares.

* Classes de diâmetro e altura com maior representação em cada bacia.

Como se pode observar no Tabela 1, é na bacia do Rio Homem e em particular na Bacia do Maceira que se encontra o maior número de exemplares adultos, a que corresponde

também, um razoável número de plantas resultantes de regeneração natural. Todas as bacias, com exceção da bacia do Cabril, apresentam um bom número de teixos jovens, o que, de certa forma, garante a continuidade da espécie, na ausência de acidentes naturais ou provocados pelo homem. A baixa representação do teixo na bacia do Cabril, parece dever-se à influência humana, pois observaram-se alguns exemplares decrépitos ou restos de árvores antigas, devido ao fogo ou a mutilações que provocaram o apodrecimento.

A maior parte dos exemplares encontrados nestas bacias atingem alturas inferiores a 5 m, sendo por isso considerados microfanerófitos. A percentagem de mesofanerófitos é relativamente baixa. Contudo, na Bacia do Maceira foram encontrados 10 exemplares com 20m.

No que se refere ao diâmetro, a classe que reúne maior números de teixos é a de 0-10 cm, embora se tenha registado bastantes diâmetros entre os 20 e os 50cm, e ainda alguns diâmetros superiores, que se encontram nas linhas de água mais fechadas, nas quais o fogo não consegue penetrar.

Na Bacia do Maceira, por exemplo, surgiram os indivíduos (catorze) com maior DAP (entre 1,0m e 2,0m), com um só tronco, evidenciando que neste local o teixo encontrou um bom "refúgio" há longo tempo. Na Bacia do Gerês um dos teixos apresentava um DAP (medido a 1,30m) de 1,95m. Se se considerar os vários troncos resultantes de toijas contabilizaram-se trinta e três exemplares com DAP compreendido entre 1,0m e 2,0m.

A vegetação que acompanha o teixo nestas zonas é influenciada pela presença contínua da água, isto é, as linhas de água têm água corrente durante todo o ano ou só têm na época das chuvas.

Assim, como vegetação associada (quer espontânea, quer plantada) foi possível identificar, várias urzes (*Erica spp.*), a carqueja (*Chamaespartium tridentatum*), duas giestas (*Cytisus spp.*), o piorno (*Genista sp.*), o tojo (*Ulex sp.*), a uva do monte (*Vaccinium myrtillus*), a gilbardeira (*Ruscus aculeatus*), o medronheiro (*Arbutus unedo*), o zimbro (*Juniperus communis*), o pilriteiro (*Crataegus monogyna*), o azevinho (*Ilex aquifolium*), o azereiro (*Prunus lusitanica*), o carvalho alvarinho (*Quercus robur*), o carvalho negral (*Quercus pyrenaica*), a bétula (*Betula celtiberica*), a faia (*Fagus sylvatica*), o cornogodinho (*Sorbus aucuparia*), a sorveira branca (*Sorbus aria*), o freixo (*Fraxinus angustifolia*), o zangarinho (*Frangula alnus*), o pinheiro silvestre (*Pinus sylvestris*), o pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), a pereira brava (*Pyrus communis*), a cerejeira brava (*Prunus avium*), a macieira brava (*Malus sylvestris*), o salgueiro (*Salix sp.*), a pseudotsuga (*Pseudotsuga menziesii*), a picca (*Picea abies*), o cedro branco (*Chamaecyparis lawsoniana*) e o padreiro (*Acer pseudoplatanus*).

As encostas são locais intermédios entre as linhas de água e as cumeeiras, com altitudes que podem variar entre 680m e 1200m, orientadas, principalmente, a Oeste. São zonas da serra muito expostas ao sol e com declives normalmente superiores a 35%.

Periodicamente assoladas pelo fogo, com frequente pastoreio e conseqüente pisoteio, nestas zonas ocorre uma baixa regeneração e o desaparecimento de plantas de porte arbóreo, desenvolvendo-se sobretudo vegetação arbustiva. Surgem, por vezes, locais denominados "Curral" e/ou "Chã", com declives quase nulos, em que há uma acumulação de matéria orgânica, o que origina um solo de boa qualidade, onde se instala uma vegetação do tipo prado natural.

Nas encostas regista-se um número relativamente semelhante de indivíduos masculinos e femininos. O número total de teixos adultos é superior ao número de plantas de regeneração natural, com exceção das encostas do Vidoal e da Lomba, onde os teixos jovens são mais abundantes (Tabela 2).

Tabela 2 - Número de teixos, sexo e caracterização dendrométrica nas Encostas. Valores correspondentes aos somatórios de 21 locais.

Zona de ocorrência	Exemplares Masculinos	Exemplares Femininos	Total adultos	Regeneração natural	Diâmetro* (cm)	Altura* (m)
Chãs	1	4	7	6	10-20	5-10
Currais	-	-	24	36	10-20	5-10
Vidoal	-	-	24	34	0-10	0-5
Lomba	9	3-	12	42	0-10	5-10
Restantes	19	15	48	20	0-10	0-5
Total	20	19	115	138		

Nota: Na maior parte dos casos não foi possível classificar quanto ao sexo os exemplares. * Classes de diâmetro e altura com maior representação em cada zona considerada.

A altura mais representada é inferior a 5m, não havendo, praticamente, indivíduos mesofanerófitos, porque nestes locais as plantas não atingem grandes portes. Nas chãs e nos currais podem observar-se vinte e seis exemplares que atingiram os 10m e quatro com 15m. A maioria dos teixos tem menos de 10cm de diâmetro, sendo raros os que atingem mais de 40cm (apenas dois indivíduos com 50 cm, um com 60cm e cinco com 70 cm de DAP).

A vegetação que ocorre junto aos teixos é diferente no cimo das encostas e na parte inferior. Encontramos a maior altitude vegetação mais rasteira, essencialmente, caméfitos, como é o caso da urze, da carqueja, das giestas (*Cytisus spp.*), da carrasca (*Halimium allyssoides*), do tojo. Também aparece o zimbro, o medronheiro e a temeleia (*Thymelaea broteriana*). Na parte inferior, surgem todas as referidas anteriormente (excepto o zimbro) e ainda a uva do monte e a gilbardeira. A vegetação do tipo arbórea, como o azevinho, o carvalho alvarinho, o carvalho negro, a bétula, a faia, o pinheiro silvestre, o pinheiro bravo, a pereira brava, a pseudotsuga e o cedro branco, ocorre, em particular, nas zonas baixas das encostas.

Nos cumeeiras os solos são esqueléticos e com pouca matéria orgânica e há intensa insolação. A maior altitude atinge os 1400m (Cidadelhc) e a menor os 830m (Calvos). Nestas zonas a vegetação é escassa e o teixo encontra um habitat difícil. O Tabela 3 resume os resultados obtidos para 43 locais correspondentes às cumeeiras,

Tal como nas encostas tem-se um valor equivalente de plantas masculinas e femininas e uma regeneração natural quase inexistente. No entanto, a presença de alguns núcleos, em locais considerados difíceis, comprova ser o teixo uma espécie muito resistente. É disso exemplo o número de teixos presentes nas Mesas de Pé de Cabril, local situado a 1200m e assolado por ventos constantes, nos Prados Caveiros a 1130m, ou no Cabeço de Outeiro de Ovos a 1250m.

Aqui, ainda mais do que nas encostas, também a grande maioria dos indivíduos não atinge os 5m de altura, existindo somente um teixo com altura superior a 10m. Os diâmetros apresentam valores relativamente baixos, distribuindo-se da seguinte forma: quarenta e nove exemplares com DAPs inferiores a 20cm; vinte e nove entre os 20-40cm; quatro entre 50-70cm e um com 80cm. Para além destes, há alguns teixos com diâmetros razoáveis (entre 50-70cm), mas têm troncos bifurcados. Os maiores exemplares, que correspondem a uma pequena percentagem, situam-se em locais inacessíveis, onde o fogo não os consegue atingir.

Tabela 3 - Número de teixos, sexo e caracterização dendrométrica nas cumeeiras.

Cumeeiras	Exemplares Masculinos	Exemplares Femininos	Total adultos	Regeneração natural	Diâmetro* (cm)	Altura* (m)
Cabril	0	0	10	15	10-20	0-5
Prados Caveiros	19	4	23	1	10-20	0-5
Outeiro dos Ovos	0	0	10	3	20-30	0-5
C. V. Brancas	0	0	18	0	Nd	0-5
C. Lavadouros	3	10	13	1	0-10	0-5
Restantes	14	23	74	18	10-20	0-5
Total	36	37	148	38		

Nota: Na maior parte dos casos não foi possível classificar quanto ao sexo os exemplares.

* Classes de diâmetro e altura com maior representação em cada bacia. Nd.=não determinado.

A vegetação nas cumeeiras é mais rara, constituída, principalmente, por arbustos: urze, carqueja, giestas (*Cytisus sp.* e *Genista falcata*), tojo, temleira, uva-do-monte e zimbro. O estrato arbóreo é quase inexistente, pois a maioria das árvores aparece dispersa, com formas ananizadas, identificando-se o carvalho negral, a bétula, o azevinho, o carvalho alvarinho, o pinheiro silvestre e o pinheiro bravo.

A Figura 1 resume os resultados obtidos. Como se pode observar o número de teixos nos Parques (PNPGerês) e (PNBLSX, Galiza) corresponde, praticamente, ao número de teixos inventariados junto às linhas de água, locais onde se verifica a maior capacidade de regeneração e onde se observam os indivíduos mais antigos, com maiores alturas e DAPs.

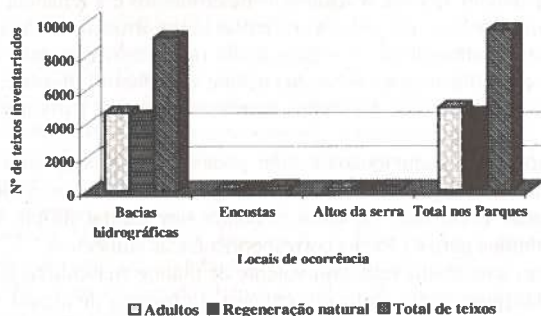


Figura 1 - Resumo da distribuição do teixo nos Parques da Peneda-Gerês e da Baixa Limia - Serra do Xurés.

CONCLUSÕES

Comparando os resultados obtidos com os resultados esperados, pode afirmar-se que o teixo nas zonas estudadas do PNPG e do PNBLSX apresenta uma distribuição superior à estimada e uma quantificação mais elevada do que a descrita em trabalhos publicados anteriormente, tendo sido identificados 4961 teixos adultos e 4586 plantas jovens.

Nestas áreas o teixo localiza-se, principalmente, junto às linhas de água, onde se encontram os maiores exemplares tanto adultos como provenientes de regeneração natural. As características das linhas de água como a disponibilidade de água, o solo mais

rico em matéria orgânica e mais profundo, parecem facilitar o desenvolvimento e boa adaptação do teixo.

A capacidade de regeneração natural, entendida como uma medida da vitalidade da espécie, também registou resultados surpreendentes porque, além de se ter encontrado bastante regeneração natural, a maior parte dos teixos inventariados são relativamente jovens e apresenta boa conformação e estado sanitário.

Na zona estudada o principal inimigo da espécie parece ser o fogo (incêndios e queimadas descontroladas) e as mutilações provocadas pelo homem, por queda de pedras e desmoronamentos ou por animais (cabras e corços).

Apesar das dificuldades de acesso a muitas das zonas de ocorrência julgamos interessante a continuação deste trabalho, nomeadamente, no que se refere ao levantamento de teixos nas restantes áreas dos dois parques, por forma a conseguir inventariar na totalidade o número de exemplares, na zona de distribuição mais importante a nível nacional, a serra do Gerês.

BIBLIOGRAFIA

- CATARINO, FERNANDO & CORREIA, ANA ISABEL (1992). "As populações de *Taxus baccata* (teixo) na Serra da Estrela" in *Actas do Seminário Técnico Conservação da Natureza na Serra da Estrela*. Parque Natural da Serra da Estrela. Manteigas.
- CIENFUEGOS, ELVIRA (1997). "O teixo Arbore Milenaria". *Cerna*, Revista Galega de Ecoloxía e de Meio Ambiente, 20:12-13.
- FERNÁNDEZ, I. IGLESIAS & PÉREZ, M. C. FEIJÓO (1996). *Estado actual de diversos estudios sobre Taxus baccata L. (teixo Europeo)*. Madrid.
- FRANCO, J.A.(1971). *Nova Flora de Portugal* (Continente e Açores) - Vol.I, Edição do autor, Lisboa.
- GONZALEZ, G. LOPEZ (1982). *Arboles y Arbustos de la Península Ibérica*. Guia Incafo. Madrid.
- PIMENTA, MARIA DE LURDES SANTARÉM (1989). "Alguns dados sobre a distribuição do teixo, na serra do Gerês e a necessidade de medidas de conservação". *Actas do II Congresso de Áreas Protegidas*, Lisboa.
- SRASBURGUER E. et al. (1994). *Tratado de Botânica*. 8ª edição. Omega Barcelona.
- TORRE, J. RUIZ (1971). *Arboles y Arbustos*. Madrid.

RELEVÂNCIA FLORÍSTICA DA SERRA DO AÇOR E SUA CONSERVAÇÃO

P. Silveira,¹ J. Paiva¹ & N. Marcos Samaniego²

¹ Departamento de Botânica, F. C. T. U. C., Universidade de Coimbra.
3000 Coimbra (Portugal).

² Departamento de Biologia Vegetal I, Facultad de Biología, Universidad Complutense.
28040 Madrid (España)

Silveira, P., Paiva, J. & Marcos Samaniego, N. (1999). Relevância florística da Serra do Açor e sua conservação. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 51-58.

O escasso conhecimento que se tinha da flora da Serra do Açor e o seu enquadramento geográfico, já que ocupa uma posição mediana na Cordilheira Central, motivaram o início de um estudo florístico que veio a revelar algumas novidades corológicas para a flora portuguesa. Destaca-se a redescoberta e alargamento da área de distribuição de *Jurinea humilis* e o alargamento das áreas de distribuição de várias outras espécies de interesse florístico como *Murbeckiella sousae*, *Narcissus asturiensis*, *Veronica micrantha*, *Eryngium duriaei*, *Festuca summilusitana*, *Festuca elegans*, *Erysimum lagascae*, *Saxifraga fragosoi*, etc...

A comparação do número de endemismos e outros taxa relevantes que ocorrem na Mata da Margaraça, com os existentes na restante Serra do Açor, levam-nos a considerar a Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor (A.P.P.S.A.), a qual integra a Mata da Margaraça, com superfície e estatuto insuficientes para a conservação da maioria dos valores florísticos existentes nesta serra.

Nos vários períodos de diminuições drásticas da biodiversidade da história da terra, houve sempre mais extinções de espécies animais que vegetais. Actualmente, porém, devido à acção nefasta da espécie humana, até o reino vegetal está a ser drasticamente atingido, o que constitui perda com piores consequências, pois as plantas são não só produtoras de biomassa, como a base da maioria das cadeias tróficas. Consideramos, por isso, um imperativo conservar a fitodiversidade desta área, assim como de outras do território português.

Palavras chave: Flora, Serra do Açor (Portugal), Conservação, Biodiversidade.

Silveira, P., Paiva, J. & Marcos Samaniego, N. (1999). The floristic importance of "Serra do Açor" and their conservation. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 51-58.

The scarce knowledge that we had about the flora of "Serra do Açor" and their geographic position, in the center of the "Cordilheira Central", motivated a floristic study that revealed some chorologic novelties for the Portuguese flora. We point out the rediscovery and enlargement of the distribution area of *Jurinea humilis*, and the widening of the distribution area of several other interesting species like *Murbeckiella sousae*, *Narcissus asturiensis*, *Veronica micrantha*, *Eryngium duriaei*, *Festuca summilusitana*, *Festuca elegans*, *Erysimum lagascae*, *Saxifraga fragosoi*...

The comparison between the number of endemic species and other important taxa occurring in "Mata da Margarça" with the ones living in the other areas of "Serra do Açor", lead us to consider that the "Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor" (A.P.P.S.A.), which includes "Mata da Margarça", has not enough area and status for the conservation of most of those species.

In the previous periods of drastic reduction in earth's biodiversity, most of the plants survived even though animal diversity was severely reduced. Now, due to man's action and negligence, even plants are being greatly affected, which is a bigger loss because plants are at the base of most trophic chains. So, we consider as our obligation to preserve the phytodiversity of this and other areas of the Portuguese territory.

Key words: Flora, Serra do Açor (Portugal), Conservation, Biodiversity.

INTRODUÇÃO

A Serra do Açor

Das três unidades geomorfológicas que constituem a Cordilheira Central, a Serra do Açor é a menos conhecida. A Serra da Estrela é, desde há muito tempo, frequentemente visitada por botânicos, tendo beneficiado mesmo de várias excursões e estudos aprofundados da sua flora e vegetação. A flora da Serra da Lousã, pela sua proximidade ao polo universitário de Coimbra, é também relativamente conhecida. A única zona bem conhecida da Serra do Açor é a Mata da Margarça que, graças à sua conversão em Reserva Natural Parcial, já beneficiou de diversos estudos florísticos (PAIVA & NOGUEIRA, 1981; SILVA, 1985; NEVES, 1996).

O trabalho que se tem vindo a desenvolver nesta serra permitirá elaborar o respectivo catálogo florístico e apontar prioridades e áreas para conservação.

A diminuição da biodiversidade

No momento em que se assiste a uma redução drástica da biodiversidade, a maior nos últimos 65 milhões de anos (WILSON, 1988), qualquer esforço que se faça para minorar esta tendência é bem vindo. Sobretudo se tivermos em conta que as extinções actuais são mais preocupantes que as ocorridas no passado, em que a maioria das plantas sobreviveu, apesar de a biodiversidade animal ter baixado drasticamente (WILSON, 1988). **Agora, pela primeira vez, a diversidade vegetal está a baixar rapidamente.** Apesar de a situação mais preocupante ser a que está a ocorrer nos trópicos, em particular com as florestas, há toda a vantagem em se avaliar a extensão da perda de espécies e destruição de habitats em Portugal de maneira a que se possa sustentar ou inverter tal tendência.

A importância da biodiversidade

Muitos autores consideram como pré-requisito da conservação dos ecossistemas, a preservação das plantas, por serem produtoras de biomassa, oxigénio, despoluidoras e constituírem a base de cadeias alimentares. Por outro lado, no decurso da história, de acordo com estimativas de MYERS (1984 cit. WILSON, 1988), a espécie humana já utilizou cerca de 7000 espécies de plantas para a alimentação, com predomínio do trigo, arroz, milho e cerca de doze outras espécies altamente domesticadas. No entanto, existem pelo menos 75000 espécies de plantas comestíveis, e algumas delas com qualidades superiores às mais amplamente cultivadas. Outras são potenciais fontes de novos produtos farmacêuticos, fibras e produtos energéticos. Quanto à biodiversidade animal, existem ainda numerosas espécies, nomeadamente insectos, que são potencialmente superiores como polinizadores de culturas e agentes para a "luta biológica" do que os já conhecidos e utilizados. Bactérias, leveduras, e outros microorganismos continuarão a contribuir com novidades para a medicina, alimentação e processos para recuperação de solos (WILSON, 1988).

A biodiversidade dos ecossistemas mediterrânicos

Os ecossistemas mediterrânicos rivalizam, na biodiversidade, com as regiões tropicais. Esta, resulta não só de factores intrínsecos, mas também, em muitos casos da acção do homem (NAVEH & WHITTAKER, 1979 cit. MOONEY, 1988). Além do elevado número de espécies, estas regiões são também ricas em endemismos que, no caso da bacia mediterrânica, rondam as 12500 espécies, ou seja cerca de 50% do total de espécies nela existentes (QUEZEL, 1985 cit. MOONEY, 1988). A grande maioria das espécies raras e ameaçadas desta região não vivem nas comunidades climáticas, mas nas suas etapas de substituição ou fronteiras entre comunidades (ecotonias) e devem ser conservadas sob

determinadas condições de relativa instabilidade (RUIZ DE LA TORRE, 1985 cit. MOONEY, 1988).

Seleccção de áreas para conservação

Tem havido algumas tentativas para objectivar as formas de seleccção de áreas a proteger (c.g. OJEDA, ARROYO & MARAÑÓN, 1995), mas continua-se a trabalhar, em grande medida, com base em listas de espécies e habitats elaboradas segundo critérios, nem sempre claros, de raridade e distribuição geográfica restrita (endemidade).

Podem ser várias as motivações para valorizar uma dada planta para conservação. As espécies que se distribuem exclusivamente por um território restrito (endemismos) são, sobretudo se se observa uma tendência ou perigo geral de declínio das suas populações, consideradas nas listas nacionais e internacionais de espécies ameaçadas. Também espécies que, embora se distribuam por largas áreas, formem pequenas populações e/ou colonizem habitats em extinção, podem também ser consideradas. Algumas espécies, embora sejam relativamente abundantes nuns territórios, são raras e ameaçadas de extinção em outros, podendo por isso ser integradas em listas de espécies ameaçadas desses mesmos territórios.

MATERIAL E MÉTODOS

Entre 1996 e 1998 realizaram-se diversas herborizações, repartidas por áreas com diferentes condições ecológicas e pelas quatro estações do ano. A identificação do material herborizado (conservado em COI) foi efectuada em laboratório, principalmente com o seguinte apoio bibliográfico: *Flora Iberica I-V e VIII* (CASTROVIEJO *et al.*, 1986 - 1997), diversas monografias e trabalhos indicados na bibliografia, *Flora Europaea* (TUTIN *et al.*, 1974 - 1980) e *Nova Flora de Portugal* (FRANCO, 1971, 1984; FRANCO & ROCHA AFONSO, 1994). Na tabela I comparam-se as listas das plantas indicadas na bibliografia da área, com as colhidas por nós, indicando-se o respectivo estatuto de protecção referido na lista de plantas a proteger elaborado pelo ICN. A informação relativa à corologia (fig. 1) é a indicada essencialmente por PIGNATI (1982) e VALDÉS *et al.* (1987), tendo esta informação sido completada com recurso a diversas monografias e a FRANCO (1971, 1984) e FRANCO & ROCHA AFONSO (1994).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela I apresentam-se vários *taxa* para os quais encontrámos algum tipo de motivação para a respectiva protecção e que podem ajudar a definir áreas e prioridades de conservação.

Podemos verificar que a Mata da Margaraça assim como o território total da A. P. P. S. A. estão longe de incluir populações de todas a espécies merecedoras de protecção existentes na área total da Serra do Açor.

Na fig. 1 compara-se o número de *taxa* de quatro tipos de endemismos: lusitanos, ibéricos, ibero-galeses e ibero-norte-africanos existentes na Mata da Margaraça com os existentes no restante território da Serra do Açor. Mais uma vez a diferença é significativa.

Tabela I- Relevância florística da Serra do Açor. Estatuto de ameaça, tipo de endemismo e localização dos *taxa* mais relevantes.

Espécie	Motivação para conser.	Mata da Margaraça	Restante A.P.P.S.A.	Restante S ^o . do Açor
Novidades (presença ou alargamento da área de distribuição - SILVEIRA <i>et al</i> , 1998 a, b e c)				
<i>Allium scorzonerifolium</i>	L, Ib			X
<i>Antirrhinum meoanthum</i>	L		X	X
<i>Arenaria querioides ssp. querioides</i>	L		?	X
<i>Eryngium duriae</i>	L	X		X
<i>Erysimum lagascae</i>	Ib			X
<i>Erythronium dens-canis</i>	L			X
<i>Festuca elegans</i>	L, II			X
<i>Festuca summilusitana</i>	Lu, II		X	X
<i>Fritillaria nervosa ssp. nervosa</i>	L			X
<i>Halimium umbellatum ssp. umbellatur.</i>	L		?	X
<i>Jurinea humilis</i>	L			X
<i>Koeleria caudata</i>	L, Ib, CE		?	X
<i>Murbeckiella sousae</i>	L, Lu, IV, CE, CB		?	X
<i>Narcissus asturiensis</i>	L, Ib, II			X
<i>Phalacrocarpon oppositifolium ssp. oppositifolium</i>	L, Ib			X
<i>Pinguicula lusitanica</i>	L			X
<i>Saxifraga fragosoi</i>	Ib			X
<i>Scrophularia grandiflora ssp. grandiflora</i>	L, Lu, V		?	X
<i>Sedum pruinaum</i>	L, Lu, CE		X	X
<i>Teucrium salviastrum</i>	L, Lu, CE, V			X
<i>Veronica micrantha</i>	L, Lu, CE, II	X		X
<i>Viola palustris</i>	L			X

Tabela 1 (cont.)

Espécie	Motivação para conser.	Mata da Margarça	Restante A.P.P.S.A	Restante S ^o . do Açor
Espécies já citadas na bibliografia (PAIVA & NOGUEIRA, 1981) para a Mata da Margarça.				
<i>Ilex aquifolium</i>	L, DL	X	X	X
<i>Lilium martagon</i>	L	X		
<i>Luzula sylvatica ssp. henriquesi</i>	L	X	X	X
<i>Prunus lusitanica ssp. lusitanica</i>	L	X	X	X
Soma de presenças		6	6(+5?)	25

X- Presença confirmada.; ?- Presença provável; DL-Dec.-Lei 423/89; L-Assinalada em lista nacional de espécies ameaçadas; DL-Endemismo português; Ib- Endemismo ibérico; CE- Conselho da Europa - ("List of rare, threatened and endemic plants in Europe", Conselho da Europa, 1977 e 1983 (Nature and Environment Series n^o14 e 27, Strasbourg); CB- Convenção de Berna - Anexo I (revisto-Aviso n^o74/92 do Min. Neg. Estrang., de 6 Junho) da "Convenção relativa à conservação da vida selvagem e do meio natural da Europa. 19 Set. 1979, Berna"; II, IV e V- Anexo II, IV e V Directiva Habitats - Dir.92/43/CEE.

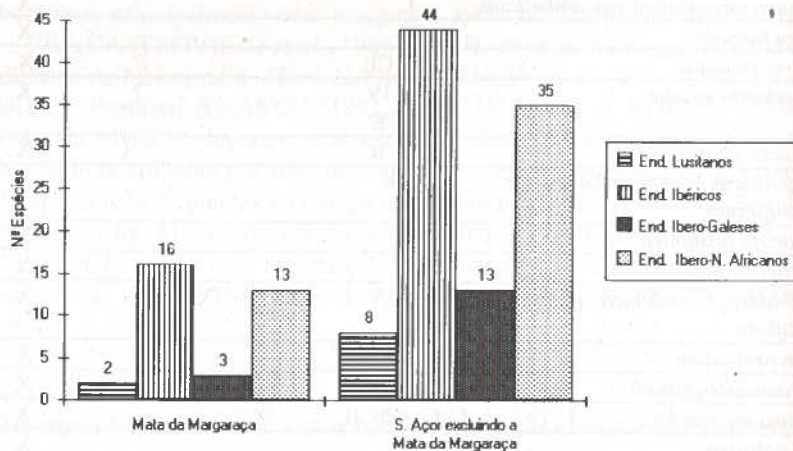


Figura 1 - Comparação do número de espécies endémicas existentes na Mata da Margarça com a restante área da Serra do Açor.

Pode apontar-se que a Mata da Margaraça tem uma área reduzida (60 ha) enquanto o restante território da Serra do Açor estende-se por várias centenas de quilómetros quadrados (c. 500 km²). Tal extensão dificulta o estabelecimento e vigilância de uma área protegida. Porém, em nossa opinião, e pelo que conhecemos da região, basta estabelecer algumas pequenas áreas de reserva natural, onde a principal política de conservação seria intervir o mínimo possível no seu interior e exercer alguma influência na gestão das áreas circundantes. Os encargos financeiros seriam previsivelmente baixos. A delimitação de tais áreas de reserva natural permitiria minimizar ou evitar danos ou extinções resultantes da abertura excessiva de estradões e estradas, fogos florestais demasiado frequentes, exploração de inertes, poluição, etc.... Tais factores de perturbação poderiam ser melhor controlados com o estabelecimento de um parque natural que englobasse várias reservas naturais.

CONCLUSÕES

Na Margaraça, apesar de uma longa convivência com o homem e da mais recente agressão (incêndio em 1987), encontram-se retalhos de uma comunidade relativamente próxima do estado climácico, estágio esse que se pode mesmo considerar atingindo em determinadas zonas. É por isso necessário conservar esta mata, dada a raridade destas comunidades na região mediterrânica.

No entanto, a preservação dos habitats e das espécies endémicas e ameaçadas existentes na Serra do Açor, mas não contempladas na A. P. P. S. A., só será mais eficaz se forem incluídas numa rede de áreas protegidas mais alargada de modo a incluírem-se zonas com diferentes condições ecológicas e que estiveram e estão sujeitas a diferentes perturbações de origem antrópica.

AGRADECIMENTOS

P. Silveira agradece à F.C.T. a bolsa PRAXIS XXI - BD 5015/95.

BIBLIOGRAFIA

- CASTROVIEJO, S. *et al* (Ed.) (1986, 1990, 1993, 1997, *idem*) *Flora Ibérica* - Plantas vasculares de la Península Ibérica & Islas Baleares, I, II, III, IV, V e VIII. Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.
- COUTINHO, A. X. P. (1939) *Flora de Portugal* (Plantas vasculares). Bertrand Lta. Lisboa.
- DEVESA, J. A. (1991) *Las Gramineas de Extremadura*. Serie Monog. Botánicas. Univ. Extrem. Badajoz.
- FRANCO, J. A. & ROCHA AFONSO, M. L. (1994) *Nova Flora de Portugal* (Continente e Açores) III. Fasc. I. ALISMATACEAE-IRIDACEAE. Escolar Editora. Lisboa.
- FRANCO, J. A. (1971) *Nova Flora de Portugal* (Continente e Açores) I - Lycopodiaceae - Umbelliferae. Soc. Astória. Lisboa.
- FRANCO, J. A. (1984) *Nova Flora de Portugal* (Continente e Açores) II - CLETHRACEAE - COMPOSITAE. Soc. Astória. Lisboa.

- MOONEY, H. A. (1988) 17. Lessons from Mediterranean-Climatic regions. in E. O. Wilson (ed.) & F. M. Peter (ass. ed.) *Biodiversity*. National Academic Press. Washington.
- NEVES, S. P. B. (1996) A Margarça oito anos após os incêndios. Relatório de estágio de licenciatura. Departamento de Botânica. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade de Coimbra.
- OJEDA, F.; ARROYO, J. & MARAÑÓN, T. (1995) Biodiversity components and conservation of mediterranean heathlands in southern Spain. *Biological Conservation*. **72**: 61 - 72.
- ORTEGA OLIVENCIA, A.. & DEVESA ALCARAZ, J. A. (1993) Revisión del género *Scrophularia* L. (SCROPHULARIACEAE) en la Península Ibérica e Islas Baleares. *Ruizia* **11**: 157 p.
- PAIVA, J. A. R. & NOGUEIRA, I. (1981). Lista das plantas vasculares herborizadas na Mata da Margarça. *An. Soc. Brot.* **47**:61-66.
- PASTOR, J. & VALDÉS, B. (1983) Revisión del género *Allium* (LILIACEAE) en la Península Ibérica e Islas Baleares. Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Sevilla.
- PIGNATTI, S. (1982) *Flora d'Italia*. Edagricola. Bologna. 4 vols.
- ROMERO GARCÍA, A. T., BLANCA LÓPEZ, G. & MORALES TORRES, C. (1988) Revisión del género *Agrostis* L. (POACEAE) en la Península Ibérica. *Ruizia*. **7**: 160 pags.
- SILVA, C. (1985). Contribuição para o estudo da Paisagem Protegida da Serra do Açor: elementos sobre a flora briológica e estrutura da vegetação. Relatório de estágio para a conclusão da licenciatura em biologia. Fac. Ciências Univ. Clássica de Lisboa.
- SILVEIRA, P.; PAIVA, J. & MARCOS SAMANIEGO, N. (1998a) Sobre três espécies raras da Flora Portuguesa. *Anales Jard. Bot. Madrid*. **56**(1):170-172.
- SILVEIRA, P.; PAIVA, J. & MARCOS SAMANIEGO, N. (1998b) Contribuição para o conhecimento da flora vascular da Serra do Açor (Portugal). *Bot. Complutensis* **22**: 145-151.
- SILVEIRA, P.; PAIVA, J. & MARCOS SAMANIEGO, N. (1998c) Adições à flora da Serra do Açor (Portugal). *Ann. Soc. Brot.* **64** (no prelo).
- TUTIN, T.G. & col. (Eds.). (1964-1980) *Flora europaea*, I-V. Cambridge University Press. Cambridge.
- VALDÉS, B., TALAVERA, S. & FERNÁNDEZ-GALIANO, E. (Eds.). (1987) *Flora Vasculare de Andalucía Occidental*. Ed. Ketres, S. A. Barcelona. 3 vols.
- WILSON, E. O. (1988) in E. O. Wilson (ed.) & F. M. Peter (ass. ed.) *Biodiversity*. National Academic Press. Washington.

**ESTUDO DE REFERÊNCIA PARA A RECUPERAÇÃO DO
HABITAT DE *MARSILEA QUADRIFOLIA* L.
(RIO CORGO, RÉGUA, PORTUGAL).
1. CATÁLOGO FLORÍSTICO, ECOLOGIA E CARTOGRAFIA**

**Miguel Menezes de Sequeira (1), Nuno Sousa (1), Ivo Arriegas (2) &
Lurdes Carvalho (2)**

- (1) Herbário, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000 Vila Real.
(2) Instituto da Conservação da Natureza, R. da Lapa, 73, 1250 Lisboa.

Sequeira, M. M., Sousa, N., Arriegas, I. & Carvalho, L. (1999). Estudo de referência para a recuperação do habitat de *Marsilea quadrifolia* L. (rio Corgo, Régua, Portugal). 1. Catálogo florístico, ecologia e cartografia. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 59-71.

Apresentam-se os resultados preliminares respeitantes ao estudo da ecologia da última população natural de *Marsilea quadrifolia* L. da Península Ibérica (Peso da Régua, Portugal).

Apresenta-se o levantamento cartográfico detalhado da área, dos principais agrupamentos vegetais e das sub-populações de *Marsilea quadrifolia* L. obtido com o auxílio da cartografia digital (GPS).

O trabalho de campo envolveu a recolha e identificação das espécies vegetais presentes e resultou na elaboração de um catálogo florístico.

Propõe-se um enquadramento fitossociológico preliminar das comunidades presentes.

Identificam-se as principais ameaças ao habitat e propõem-se algumas medidas de conservação.

Palavras chave: *Marsilea quadrifolia*, ecologia, cartografia, distribuição, ameaças

Sequeira, M. M., Sousa, N., Arriegas, I. & Carvalho, L. (1999). Reference studies for the habitat recover of *Marsilea quadrifolia* L. (Corgo river, Régua, Portugal). 1. List of flora, ecology and cartography. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 59-71. Preliminary results on the ecology of the last natural population of *Marsilea quadrifolia* L. in the Iberian Peninsula (mouth of river Corgo, Douro valley, Régua, Portugal).

A detailed cartography (obtained using GPS) is presented showing, among other units, the main plant communities and the subpopulations of *Marsilea quadrifolia* L.

A list of plant species was obtained after fieldwork and herbarium identification.

A preliminary phytosociological approach is outlined.

Finally the main threats to the habitat and some urgent conservation measures are proposed.

Key words: *Marsilea quadrifolia*, ecology, cartography, distribution, threats.

BIOLOGIA E TAXONOMIA

A *Marsilea quadrifolia* L. é um feto aquático que pertence à família *Marsileaceae* (*Marsileales*). Esta família inclui actualmente três géneros: *Marsilea*, com cerca de 65 espécies, *Pilularia*, com 6 espécies e *Regnellidium*, monotípico. Todas as espécies são hidrófitas que crescem enraizadas na lama de pântanos e de charcos pouco profundos (SMITH, 1955).

O esporófito de *Marsilea quadrifolia* assemelha-se a um trevo aquático de quatro folíolos (Fig. 1A). Apresenta um rizoma rastejante, ramificado dicotomicamente e susceptível de crescimento indefinido (Fig. 1B).

As folhas inserem-se alternadamente ao longo da face superior do rizoma. Os entrenós, entre folhas sucessivas, podem ser curtos ou compridos. Existem uma ou mais raízes adventícias em cada nó e na face inferior do rizoma. As folhas das plantas submersas possuem pecíolos compridos e flexíveis e limbos flutuantes.

Os esporocarpos (de 2 a 5 na axila das folhas) possuem forma elipsoidal e o tamanho de um grão de ervilha pequeno, e são suportados por pedúnculos mais ou menos compridos, ramificados dicotomicamente, que se inserem a pequena distância acima da base do pecíolo. Cada esporocarpo contém um número relativamente grande de soros.

No ápice do receptáculo desenvolvem-se megasporângios e lateralmente microsporângios. A parede do esporocarpo é uma estrutura muito dura e resistente. Só após o apodrecimento ou uma ruptura eventual das paredes do esporocarpo, este liberta os soros. Os esporocarpos têm uma viabilidade longa podendo sobreviver após 20 ou 30 anos.

Em Portugal ocorrem populações de *Marsilea quadrifolia* e *M. batardae* Launert (PAIVA, 1986).

O trabalho de campo realizado permitiu obter alguns dados relativos à autoecologia de *Marsilea quadrifolia*. Ocorre em populações densas (na realidade constituídas possivelmente por poucos ou apenas um indivíduo!) quer nas charcas da foz do Corgo quer ao longo do tramo inferior do rio Corgo.

Nos transeptos realizados verificou-se que existiam indivíduos cujas folhas flutuantes estavam a 70 cm do fundo o que implica um comprimento do pecíolo superior ao descrito (50 cm, PAIVA, 1986).

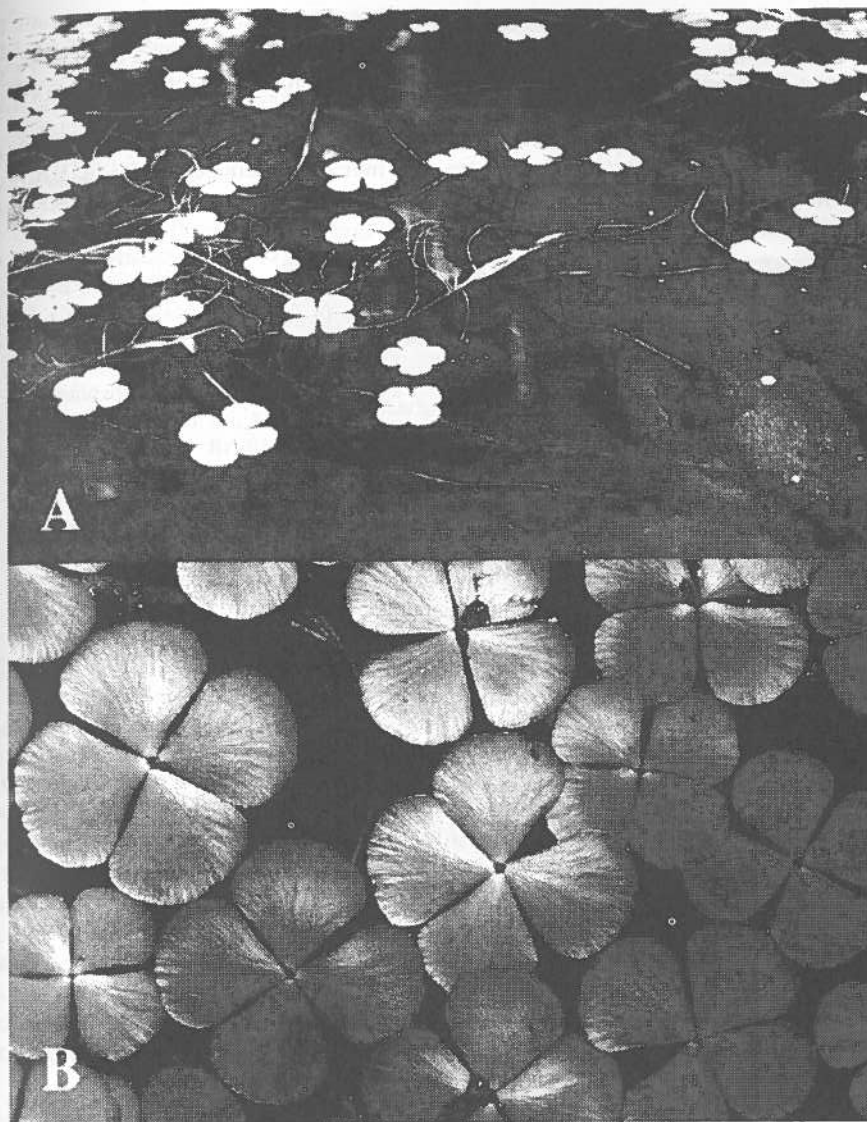


Fig. 1. Detalhe de *Marsilea quadrifolia*, A. rizoma submerso e rastejante, pecíolos longos e folhas com limbo flutuante. B. folhas com limbo flutuante.

ENQUADRAMENTO FITOGEOGRÁFICO E BIOCLIMÁTICO

A localidade em estudo inclui-se na região Mediterrânea, província Carpetano-Ibérico-Leonesa, sector Lusitano-Duriense e no superdistrito Duriense (COSTA ET AL. 1998).

De acordo com os dados do INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA E GEOFÍSICA (1991), com base no índice de termicidade (It) (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987) e na precipitação, a Régua possui ombroclima sub-húmido e bioclíma mesomediterrânico.



Fig. 2. Habitat de *Marsilea quadri-folia*, charca na foz do Corgo.

ENQUADRAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO

Comunidades aquáticas (Fig. 2):

1. *Isoeto-Nanojuncetea* BR.-Bl. & R. Tx. ex Westhoff et al. 1946

1.1. *Nanocyperetalia* Klika 1935

1.1.1. *Nanocyperion* Koch ex Libbert 1932

comunidades de *Lythrum portula* e *Cyperus flavescens*

2. *Phragmitio-Magnocaricetea* Klika in Klika & Novak 1941
 - 2.1. *Phragmitetalia* W. Koch 1926 in Pignatti 1953
 - 2.1.1. *Phragmition communis* W. Koch 1926
 - 2.1.1.1. *Phragmetenion communis*
comunidades de *Typha latifolia*
 3. *Potametea* Tuxen & Preising 1942
 - 3.1. *Potametalia* W. Koch 1926
 - 3.1.1. *Potamion* W. Koch 1926
Comunidade de *Potamogeton crispus* (com *Marsilea quadrifolia* abundante)
 4. *Hydrocharitetalia* Rubel 1933
 - 4.1. *Hydrocharition* Rubel 1933
 - 4.1.1. *Ceratophyllion demersi* Den Hartog & Segal 1964
 - 4.1.1.1. *Ceratophylletum demersi* Hild 1956

Comunidades ripícolas:

1. *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. & Vlieger 1937
 - 1.1. *Populetales albae* Br.-Bl. ex Tchou 1948
 - 1.1.1. *Osmundo regalis-Alnion glutinosae* (Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956) Dierschke
Rivas Martínez in Rivas-Martínez 1975
 - 1.1.1.1. *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae* Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956
 - 1.2. *Salicetalia purpurea* Moor 1958
 - 1.2.1. *Salicion salvifoliae* Rivas-Martínez *et al.*
 - 1.2.1.1. *Salicetum purpureo-Salvifoliae* Rivaz-Martínez 1964

CATÁLOGO FLORÍSTICO

O catálogo florístico que se apresenta resultou de trabalho de campo efectuado no ano de 1998 (de Março a Setembro). O material vegetal foi determinado com o auxílio de diversas Floras (PEREIRA COUTINHO, 1939; TUTIN *ET AL.*, 1964, 1968, 1972, 1976, 1980; CASTROVIEJO *ET AL.*, 1986, 1990, 1993A, 1993B, 1997A, 1997B) a nomenclatura aceite corresponde à publicada na Flora Iberica (CASTROVIEJO *ET AL.*, 1986, 1990, 1993A, 1993B, 1997A, 1997B) e Flora Europaea (TUTIN *ET AL.*, 1964, 1968, 1972, 1976, 1980) para as famílias ainda não publicadas na obra anterior.

Além da presença de diversas espécies alóctones (especialmente importante pela sua abundância e capacidade invasora é o *Paspalum paspalodes* (Michx) Scribner) deve destacar-se a presença de uma espécie do género *Commelina*, cujo material se encontra em estudo. Caso se confirme ser *Commelina erecta* L. constituirá a primeira referência para a Península Ibérica.

ALISMATACEAE

Alisma lanceolatum With.
Alisma plantago-aquatica L.

AMARANTHACEAE

Amaranthus lividus L.

BETULACEAE

Alnus glutinosa (L.) Gaertn.

BORAGINACEAE

Echium plantagineum L.
Myosotis ramosissima Rochel in
Schultes

CARYOPHYLLACEAE

Saponaria officinalis L.
Silene latifolia Poiret

Spergularia purpurea (Pers.) G.
Don fil.

CERATOPHYLLACEAE

Ceratophyllum demersum L.

CHENOPODIACEAE

Chenopodium album L.

Chenopodium ambrosioides L.

COMMELINACEAE

Commelina cf. *erecta* L.

COMPOSITAE

Andryala integrifolia L.

Anthemis arvensis L.

Bidens frondosa L.

Chamaemelum mixtum (L.) All.

Cichorium intybus L.

Coleostephus myconis (L.)

Reichenb. fil.

Conyza bonariensis (L.) Cronq.

Dittrichia viscosa (L.) W. Greuter

Eupatorium cannabinum L.

Galinsoga ciliata (Rafin.) S. F.

Blake

Helianthus tuberosus L.

Leontodon taraxacoides (Vill.)

Mérat

Pulicaria paludosa Link

Pulicaria vulgaris Gaertner

Senecio lividus L.

Sonchus oleraceus L.

Sonchus tenerinus L.

Xanthium strumarium L. subsp.

italicum (Moretti) D. Löve

CONVOLVULACEAE

Calystegia sepium (L.) R. Br.

Convolvulus arvensis L.

Cuscuta campestris Yunker

CRUCIFERAE

Brassica napus L.

Brassica oxyrrhina Coss.

Cardaria draba (L.) Derv.

Raphanus raphanistrum L.

Rorippa sylvestris (L.) Besser

CYPERACEAE

Cyperus eragrostis Lam.

Cyperus longus L.

Eleocharis palustris (L.) Roem. & Sch.

Scirpus holoschoenus L.

EQUISETACEAE

Equisetum arvense L.

EUPHORBIACEAE

Euphorbia terracina L.

Euphorbia segetalis L.

Securinega tinctoria (L.) Rothm.

GERANIACEAE

Erodium cicutarium (L.) I. Herit.

Geranium dissectum L.

GRAMINEAE

Agrostis stolonifera L.

Anthoxanthum aristatum Boiss.

Brachypodium sylvaticum (Hudson)

Beauv.

Bromus diandrus Roth.

Bromus hordeaceus L.

Cynosurus echinatus L.

Echinochloa crus-galli (L.) Beauv.

Elymus pungens (Pers.) Melderis

subsp. *campestris* (Gren. &

Godron) Melderis

Holcus lanatus L.

Lolium rigidum Gaudin

Paspalum paspalodes (Michx)

Scribner

Phalaris arundinacea L.

Poa trivialis L.

Polypogon maritimus Willd.

Polypogon monspeliensis (L.) Desf.

Setaria pumila (Poir.) Schultes

JUNCACEAE

Juncus bufonius L.

LABIATAE

Lycopus europaeus L.

Mentha pulegium L.

Mentha suaveolens Ehrh.

Mentha x piperita L.

Stachys arvensis (L.) L.

LEGUMINOSAE

Adenocarpus complicatus (L.) Gay

- Lotus corniculatus* L.
Lotus glaber Miller
Lotus uliginosus Schkuhr
Medicago nigra (L.) Krockner
Medicago tornata (L.) Miller
Ononis spinosa L.
Ornithopus compressus L.
Trifolium angustifolium L.
Trifolium nigrescens Viv.
Trifolium pratense L.
Trifolium repens L.
Vicia benghalensis L.
Vicia lutea L.
 LYTHRACEAE
Lythrum borysthenicum (Schrank)
 Litv.
Lythrum hyssopifolia L.
Lythrum salicaria L.
 MALVACEAE
Lavatera cretica L.
 MARSILEACEAE
Marsilea quadrifolia L.
 OLEACEAE
Fraxinus angustifolia Vahl
 ONAGRACEAE
Epilobium hirsutum L.
 PAPAVERACEAE
Fumaria muralis Koch
Papaver rhoeas L.
 PHYTOLACCACEAE
Phytolacca americana L.
 PLANTAGINACEAE
Plantago coronopus L.
Plantago lagopus L.
Plantago lanceolata L.
Plantago major L. subsp.
intermedia (DC.) Arcangeli
 POLYGONACEAE
Polygonum aviculare L.
Polygonum hydropiper L.
Polygonum orientale L.
Polygonum persicaria L.
Rumex conglomeratus Murray
Rumex crispus L.
Rumex induratus Boiss. & Reuter
 POTAMOGETONACEAE
Potamogeton crispus L.
Potamogeton polygonifolius Pourr.
 PRIMULACEAE
Anagallis tenella (L.) L.
Lysimachia vulgaris L.
 RANUNCULACEAE
Ranunculus muricatus L.
Thalictrum speciosissimum L.
 ROSACEAE
Crataegus monogyna Jacq.
Potentilla reptans L.
Rubus ulmifolius Schott
Sanguisorba minor Scop.
 RUBIACEAE
Sherardia arvensis L.
 SALICACEAE
Populus alba L.
Salix alba L.
Salix atrocinerea Brot.
Salix fragilis L.
Salix fragilis x alba
Salix salvifolia Brot.
 SCROPHULARIACEAE
Bellardia trixago (L.) All.
Lindernia dubia (L.) Pennell
Misopates orontium (L.) Rafin.
Scrophularia canina L.
Veronica anagalloides Guss.
 SOLANACEAE
Solanum nigrum L. subsp. *nigrum*
 SPARGANIACEAE
Sparganium erectum L.
 TAMARICACEAE
Tamarix africana Poiret
 TYPHACEAE
Typha latifolia L.
 UMBELLIFERAE
Apium nodiflorum (L.) Lag.
Heracleum sphondylium L.
 URTICACEAE
Urtica dioica L.

A presença de *Securinega tinctoria* introduz mais um factor de interesse para a conservação da área estudada, pois trata-se da população mais ocidental do vale do Douro, representada por escassos indivíduos.

CARTOGRAFIA DAS SUB-POPULAÇÕES DE *MARSILEA QUADRIFOLIA* NA FOZ DO CARGO

Com o auxílio da cartografia digital (GPS) obteve-se a cartografia das sub-populações de *Marsilea quadrifolia*, bem como das principais formações ("charcas" e salgueirais). Os dados obtidos foram tratados em Microstation.

A Figura 3 representa a cartografia obtida, nela pode verificar-se a proximidade dos pilares do Itinerário Principal 3 em relação às charcas bem como a presença, também próxima, de caminhos. Observa-se que existem sub-populações de *Marsilea quadrifolia* no rio Corgo a uma distância aproximada de 1 quilómetro em relação à foz.

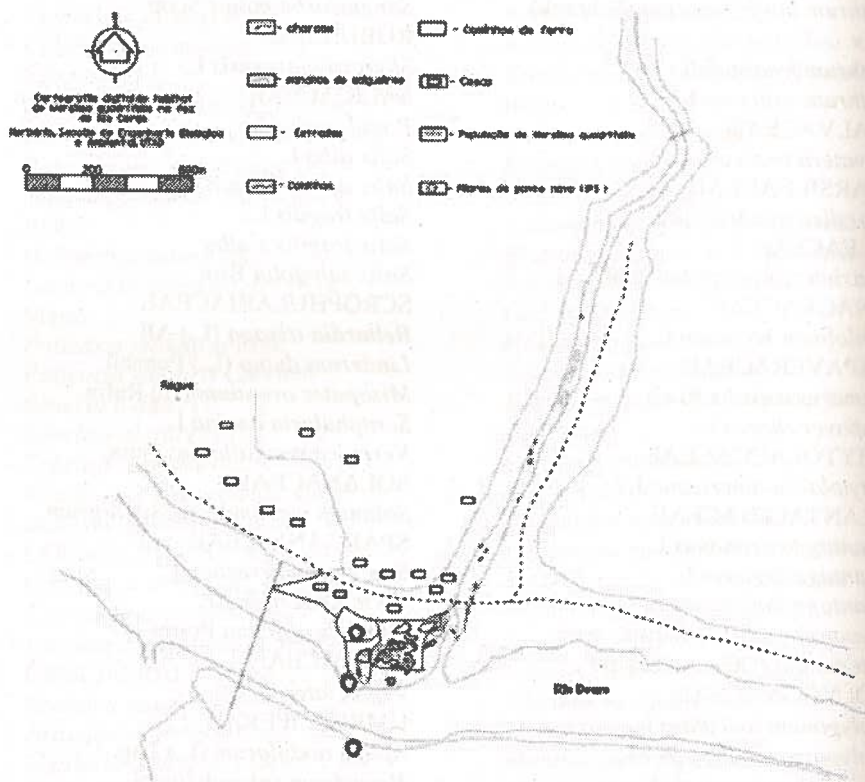


Figura 3. Cartografia digital da área ocupada pelas sub-populações de *Marsilea quadrifolia*.

A área total de *Marsilea quadrifolia* é inferior a 100 m². O número total de indivíduos não pode ser inferido pelo número de folhas pois existem plantas com rizomas de comprimento variável por superior a vários metros. De facto, SMITH (1955) refere 25 metros para *Marsilea strigosa* Willd.

A área total do habitat de *Marsilea quadrifolia* inclui as charcas com profundidades variáveis e as margens do rio Corgo com corrente fraca ou nula e profundidade inferior a 30 centímetros.

DISTRIBUIÇÃO DE *MARSILEA QUADRIFOLIA*

O primeiro autor a referir a *Marsilea quadrifolia* em Portugal foi GRISLEY cujo testemunho COLMEIRO (1867) reconhece " hab....Portugal (Grisley) en las aguas estancadas". Curiosamente BROTERO (1804) não refere esta espécie para Portugal. Posteriormente a COLMEIRO (1867) seguem-se até à actualidade uma série de referências em que a área de distribuição varia muito pouco (SCHMITZ, E. 19??; SAMPAIO, 1915; PEREIRA COUTINHO, 1939; ROZEIRA, 1944; SAMPAIO, 1947; REED, 1962; VASCONCELOS, 1968; FRANCO, 1971; FRANCO & AFONSO, 1982).

De acordo com LOZANO ET AL. (1994) ocorrem na Península Ibérica 20 localidades de *Marsilea quadrifolia*. MENEZES DE SEQUEIRA & DE KOE (1996) referem para Portugal apenas uma localidade. ESTRELLES (comunicação pessoal) admite que as comunidades restantes na província espanhola de Valência teriam desaparecido. No entanto parecem ter sido coroadas de êxito as recentes tentativas de reintrodução.

A Figura 4 pretende ilustrar a distribuição de *Marsilea quadrifolia* na Península Ibérica.

ESTATUTO DE AMEAÇA, PROPOSTAS PARA A CONSERVAÇÃO E PRINCIPAIS AMEAÇAS

Categoria UICN criticamente em perigo (CR) a nível Nacional (categoria global: Não avaliado) (MENEZES DE SEQUEIRA & DE KOE, 1996). Esta categoria justifica-se não apenas pelo número reduzido de indivíduos (já foi referida a impossibilidade de se apresentar um número concreto) mas também, e principalmente, pelo acentuado declínio verificado no número de localidades nas últimas décadas.

A *Marsilea quadrifolia* é uma espécie ameaçada em Portugal e em vários países da Europa (JALAS & SUOMINEN, 1972; BOUDRIE, 1995). O seu declínio é evidente sendo por isso necessário e urgente travá-lo. Na localidade em estudo a população de *Marsilea quadrifolia* está ameaçada por diversos factores. Entre outros destacamos:

- Ausência de ordenamento da área circundante (Foto 5 A);
- abertura de caminhos, pisoteio e trânsito automóvel (Foto 5 C). De facto, como pode ser observado na Figura 4, as charcas localizadas a Este da foz, junto aos pilares (Foto 5 B) da nova ponte, estão separadas das restantes;

- extracção de inertes no rio Douro e instalação de estaleiros;
- eutrofização pelos efluentes encaminhados para o Corgo;
- infestação com *Paspalum paspalodes*, patente nas charcas localizadas a E em que a cobertura com esta Poaceae atingiu os 100%, possivelmente pela drenagem parcial provocada pelas obras da nova ponte.

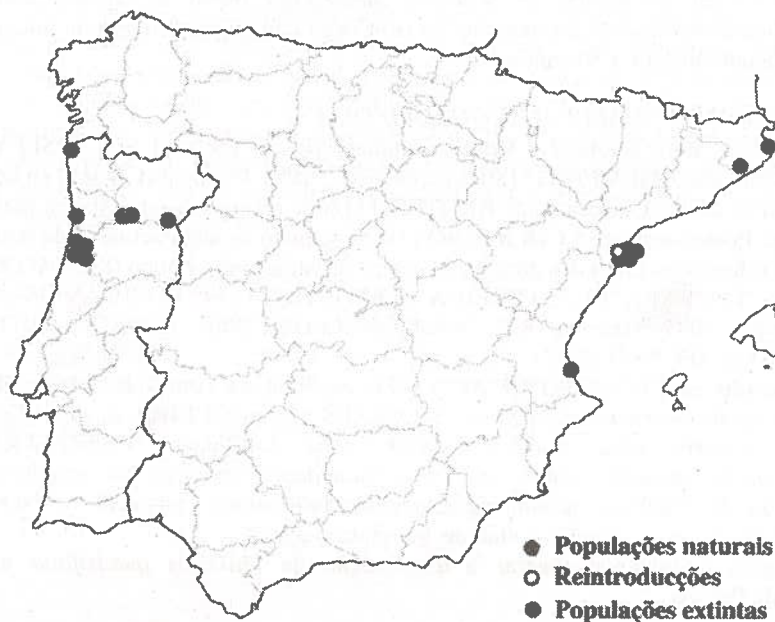


Figura 4. Distribuição na Península Ibérica de *Marsilea quadrifolia*.

CONCLUSÕES

A construção de barragens no rio Douro, a limpeza de margens no rio Águeda, a alteração de técnicas culturais do arroz, a infestação com *Myriophyllum aquaticum* (ARRIEGAS ET AL., 1995) são os principais factores de redução da área de distribuição de *Marsilea quadrifolia* em Portugal.

A destruição parcial do habitat de *Marsilea quadrifolia* na foz do Corgo durante o ano de 1997 provocou uma redução do número de plantas (avaliada pelo número de folhas). Esta redução foi significativa nas charcas junto ao rio Douro onde eram muito abundantes.

A área total ocupada por plantas de *Marsilea quadrifolia* não ultrapassa 100 m².

Esta situação obriga a adoptar medidas urgentes de conservação:

- Encerramento de caminhos a pessoas e veículos;
- interdição de descarga de inertes e de instalação de estaleiros;

- abolição da "limpeza" de margens;
- controlo da poluição da água, nomeadamente no que diz respeito a efluentes domésticos e industriais (em curso);
- controlo de espécies infestantes;

Além dos aspectos supracitados referentes à gestão do habitat outros podem e devem ser iniciados ainda no ano de 1999. Entre eles destacamos:

- avaliação da variabilidade inter e intra sub-populações;
- conservação *in situ* de banco de germoplasma (esporocarpos);
- multiplicação *ex situ* a partir de rizomas e germinação de esporos;
- posterior reintrodução em localidades onde existiram no passado ou localidades próximas cuja ecologia seja semelhante.

Recentemente a área em estudo foi objecto de um pré-plano de ordenamento ainda em fase de elaboração. Nele colaboram o Instituto para a Conservação da Natureza e a Câmara Municipal da Régua.

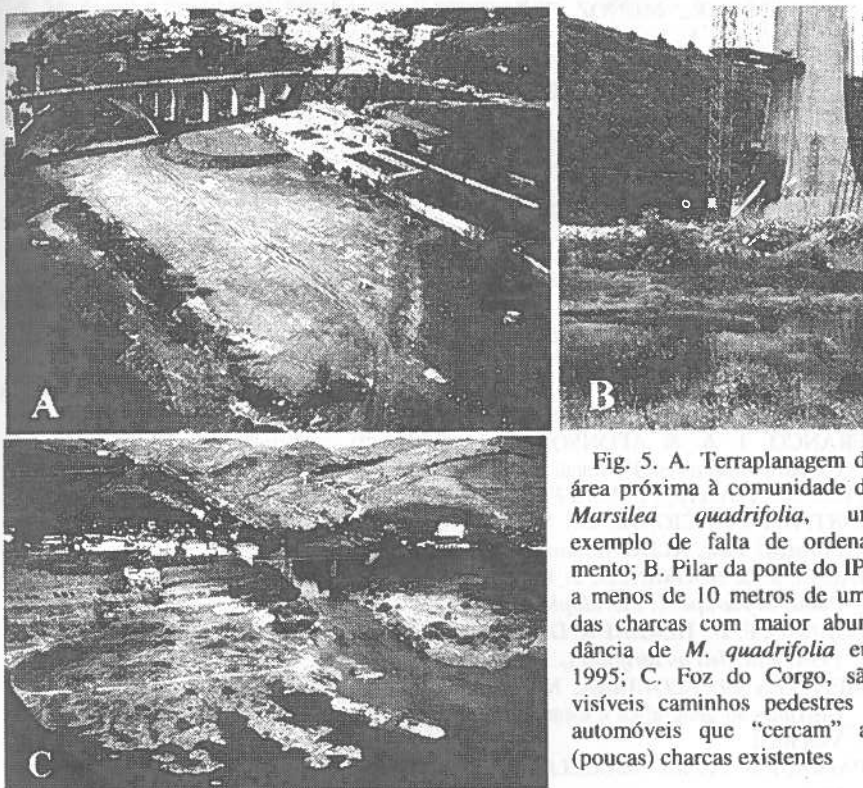


Fig. 5. A. Terraplanagem de área próxima à comunidade de *Marsilea quadrifolia*, um exemplo de falta de ordenamento; B. Pilar da ponte do IP3 a menos de 10 metros de uma das charcas com maior abundância de *M. quadrifolia* em 1995; C. Foz do Corgo, são visíveis caminhos pedestres e automóveis que "cercam" as (poucas) charcas existentes

BIBLIOGRAFIA

- ARRIEGAS, P. I., CARVALHO, L., MENEZES DE SEQUEIRA, M., CRESPI, A. L., DE KOE, T. (1995) - Margens precisam-se! As alterações da paisagem e a regressão das populações de *Marsilea quadrifolia*. Congresso Nacional de Conservação da Natureza, Ecossistemas Ribeirinhos, Lisboa.
- BOUDRIE, M. (1995) - *MARSILEA QUADRIFOLIA* L. in Olivier, L. et al. *Livre Rouge de la Flore Menacée de France*, Tome I: *Espèces Prioritaires*. Ministère de l'Environnement.
- BROTERO, F. A. (1804) - *Flora Lusitanica* Vol. 1.
- CASTROVIEJO, S., AEDO, C., BENEDÍ, C., LAÍNZ, M., MUÑOZ GARMENDIA, F., NIETO FELINER, G. & PAIVA, J. (EDS.) (1997b) - *Flora Iberica* vol. VIII. C.S.C.I., Madrid.
- CASTROVIEJO, S., AEDO, C., CIRUJANO, S., LAÍNZ, M., MONTSERRAT, P., MORALES, R., MUÑOZ GARMENDIA, F., NAVARRO, C., PAIVA, J. & SORIANO, C. (EDS.) (1993^a) - *Flora Iberica* vol. III. C.S.C.I., Madrid.
- CASTROVIEJO, S., AEDO, C., GÓMEZ CAMPO, C., LAÍNZ, M., MONTSERRAT, P., MORALES, R., MUÑOZ GARMENDIA, F., NIETO FELINER, G., RICO, E., TALAVERA, S. & VILLAR, L. (EDS.) (1993b) - *Flora Iberica* vol. IV. C.S.C.I., Madrid.
- CASTROVIEJO, S., AEDO, C., LAÍNZ, M., MONTSERRAT, P., MORALES, R., MUÑOZ GARMENDIA, F., NIETO FELINER, G. & PAIVA, J. (EDS.) (1997a) - *Flora Iberica* vol. V. C.S.C.I., Madrid.
- CASTROVIEJO, S., LAÍNZ, M., LÓPEZ, G., MONTSERRAT, P., MUÑOZ GARMENDIA, F., PAIVA, J. & VILLAR, L. (EDS.) (1986) - *Flora Iberica* vol. I. C.S.C.I., Madrid.
- CASTROVIEJO, S., LAÍNZ, M., LÓPEZ, G., MONTSERRAT, P., MUÑOZ GARMENDIA, F., PAIVA, J. & VILLAR, L. (EDS.) (1990) - *Flora Iberica* vol. II. C.S.C.I., Madrid.
- COLMEIRO, M. (1867) - *Criptogamas de España y Portugal*. Madrid. Imprenta y Librería de D. Eusebio Aguado.
- COSTA, J. C., AGUIAR, C., CAPELO, J. & NETO, C. (1998) - Aproximação à biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* (em publicação).
- FRANCO, J. A. & AFONSO, M. L. R. (1982) - *Distribuição de Pteridófitos e Gimnospérmicas em Portugal*. S. N. P. R. P. P. Lisboa.
- FRANCO, J. A. (1971) - *Nova Flora de Portugal* Vol. I. Lisboa.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA E GEOFÍSICA (1991) *O Clima de Portugal*. Fasc. XLIX. *Normais climatológicas da região de Trás-os-Montes*.
- JALAS, J. & SUOMINEN, J. 1972 *Atlas Florae Europaeae. Distribution of vascular Plants in Europe. 1. Pteridophyta*. Helsinki.
- LOZANO, F. D., HERBADA, D. G., RIVERO, L. M., SAÍZ, J. C. M. & OLLERO, H. S. 1994. *Marsilea quadrifolia* L. *Fontqueria* 40: 190-191.
- MENEZES DE SEQUEIRA, M. & DE KOE, T. 1996. relatório final do projecto: Distribuição geográfica e estatuto de ameaça das espécies da flora a proteger. UTAD. Vila Real.
- PAIVA, J. A. (1986) - *MARSILEA* L. in CASTROVIEJO et al. *Flora Iberica* Vol. I: 66-69.
- PEREIRA COUTINHO, A. X. (1939) - *Flora de Portugal*. Bertrand, Ltd. Lisboa.
- REED, C. F. (1962) - Index Marsileata et Salviniata. *Boletim da Sociedade Broteriana* Vol. XXXIX (2ª série): 259-302.

- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987) - *Memoria y mapa de series de vegetación de España 1:400.000*. ICONA, Ser. Técnica, Madrid.
- ROZEIRA, A. (1944) - *A Flora da Província de Trás-os-Montes e Alto Douro (Estudo de Distribuição Geográfica)*. Publicação subsidiada pela Junta da Província de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- SAMPAIO, G. (1915) - *Flora Hidrófila*. in Nobre, A., Afreixo, J. & Macedo, J. *A ria de Aveiro*. Lisboa.
- SAMPAIO, G. (1947) - *Flora Portuguesa*. Porto.
- SCHMITZ, E. (19??) - Cryptogames Vasculaires du Nord de Portugal. *Annaes de Sciencias Naturaes*, II anno - n° 2
- SMITH, G. M. (1955) - *Botânica Criptogâmica. Vol. 2. Briófitos e Pteridófitos*. Fundação Calouste Gulbenkian.
- TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1964) - *Flora Europaea* vol.1. Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1968) - *Flora Europaea* vol.2. Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1972) - *Flora Europaea* vol.3. Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1976) - *Flora Europaea* vol.4. Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1980) - *Flora Europaea* vol.5. Cambridge University Press, Cambridge.
- VASCONCELOS, J. C. (1968) - *Pteridófitos de Portugal Continental e Ilhas adjacentes*. Fundação Calouste Gulbenkian.

VEGETAÇÃO POTENCIAL DAS MARGENS DAS RIBEIRAS DO ALGARVE

M. D. Espírito-Santo¹, J. C. Costa¹, J. Capelo² & P. Arsénio¹

¹Departamento de Protecção de Plantas e de Fitoecologia. Instituto Superior de Agronomia. Tapada da Ajuda, 1399 Lisboa Codex. dalilacsanto@isa.utl.pt

²Estação Florestal Nacional, Tapada Nacional das Necessidades, Rua do Borja, nº 2. Lisboa.

Espírito-Santo, M. D., Costa, J. C., Capelo, J. & Arsénio, P. (1999). Vegetação potencial das margens das Ribeiras do Algarve. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 73-87.

Integrado nos estudos sobre a flora e vegetação dos sistemas terrestres associados a linhas de água, para o Plano de Bacias Hidrográficas das Ribeiras do Algarve, percorreu-se no Verão e Outono de 1998 a área abrangida por aquelas ribeiras, para reconhecimento das unidades de paisagem. Neste trabalho apresenta-se a vegetação serial do Algarve nas componentes de vegetação ribeirinha propriamente dita, vegetação envolvente e vegetação estuarina (de sapal e dunar). Aplica-se o conhecimento da vegetação potencial na avaliação do estado de conservação de uma galeria ribeirinha através de uma ficha de fácil utilização nos trabalhos de campo.

Palavras chave: Vegetação ripícola, conservação, Algarve.

Espírito-Santo, M. D., Costa, J. C., Capelo, J. & Arsénio, P. (1999). Potential Vegetation from the Riverbanks of Algarve's Rivers. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 73-87.

During the summer and fall of 1998, a field survey was conducted in the territory adjacent to the main waterways of the Algarve region, regarding the flora and vegetation of terrestrial systems associated to rivers. These studies were integrated in the Hydrographic Basin Plan for Algarve's Rivers, aiming to recognise and establish the main landscape units that form the mosaic of the referred territory. This communication presents the results of the survey relative to the successional stages of Algarve's riparian vegetation, adjacent vegetation and also salt marshes and dunes vegetation. The recognition of the region's potential natural vegetation, in order to evaluate the riparian vegetation's conservation state, is obtained through the use of an easy-to-use field form.

Key-Words: Riparian vegetation, Nature Conservation, Algarve.

INTRODUÇÃO

A grande diferenciação geológica, fisiográfica e climática do Algarve, assim como a sua posição territorial entre o Atlântico e o Mediterrâneo, determinam uma elevada diversidade do coberto vegetal natural. O intenso uso humano do território formou desde o início dos tempos históricos um mosaico onde as culturas agrícolas e a pastorícia tradicionais se articulam com sobreirais, azinhais, charnecas e matagais.

Em termos biogeográficos, o Algarve inclui-se na Região Mediterrânica, Sub-Região Mediterrânica Ocidental e Superprovincia Mediterrânica Ibero-Atlântica, incluindo-se o litoral na Província Gaditano-Onubo-Algarviense (Sector Algarviense, Superdistritos Costeiro Vicentino, Promontório Vicentino e Algárvico) e a zona mais interior na Província Luso-Extremadurensis (Sector Mariânico-Monchiquense, Subsector Baixo Alentejano-Monchiquense, Superdistritos Serrano-Monchiquense e Baixo Alentejano). COSTA *et al.* (1998) apresentam a caracterização ecológica e florística destas "eco-regiões", mostrando as diferenças florísticas e fitocenóticas essenciais dentro de cada uma das divisões que fazem. De um modo geral, no entanto, pode considerar-se o Algarve dividido numa extensa serra calcária (o Barrocal), numa área siliciosa que inclui a Serra de Monchique (granítica e sienítica) e numa dorsal xistosa desde o Caldeirão até Alcária do Cume, que intercepta muitas das chuvas que o anticiclone dos Açores movimenta no sentido W-E.

Associada às diferenças biogeográfica, de substrato e de altitude, tem vindo a fazer-se uma amostragem estratificada nas diferentes linhas de água do Algarve a fim de caracterizar a sua flora e vegetação e avaliar do seu estado de conservação. Este estudo está integrado nos trabalhos para o Plano de Bacias Hidrográficas das Ribeiras do Algarve, feito para o Instituto Nacional da Água (I.N.A.G.) e para a Direcção Regional de Ambiente do Algarve (D.R.A.Al.).

No presente trabalho apresentam-se as séries e geosséries de vegetação reconhecidas no território em estudo, demonstrando-se como o conhecimento das etapas seriais da vegetação que pode ocupar as margens dos cursos de água pode ser utilizado na avaliação do estado de conservação da vegetação existente.

MATERIAL E MÉTODOS

De Agosto a Novembro de 1998 percorreu-se o Algarve para reconhecimento geral das Ribeiras a estudar. Este procedimento é essencial para aplicação da Metodologia Fitossociológica (RIVAS-MARTÍNEZ, 1976; GÉHU & RIVAS-MARTÍNEZ, 1981; ALCARAZ, 1996), a adoptada, visto ser uma metodologia generalista de recenseamento do coberto vegetal, capaz de incorporar o carácter dinâmico da paisagem. Para além do mais é um método de eficiência comprovada em estudos de Ordenamento do Território, pois estuda não só os agrupamentos vegetais como as suas inter-relações e dependências com o ambiente.

As noções fitossociológicas relevantes para este estudo são as que a seguir se apresentam:

Normalmente admite-se, à escala geológica, que para determinada região uniforme do ponto de vista do substrato geológico, fisiográfico e climático, a vegetação evolui para um estado estável que corresponde ao máximo de complexidade estrutural designado por *clímax local*. Esta *vegetação potencial*, nas condições climáticas portuguesas, desde que o solo se apresente em condições hídricas e de drenagem normais, sem concentrações de iões fitotóxicos significativas e tenha uma profundidade suficiente, corresponde a um bosque. No entanto, estes bosques são frequentemente perturbados sobretudo por acção humana, originando outras comunidades designadas por *etapas de substituição*. A sequência de comunidades dentro de uma unidade de paisagem uniforme é sempre a mesma, designando-se por *série de vegetação*. Assim, define-se a série como a unidade fitotopográfica elementar, que possui sempre comunidades características e diferenciais face a outras séries. As séries possuem sempre um óptimo bioclimático e edáfico bem determinado. Assim, o conceito de série presta-se a ser o conceito base na interpretação do coberto vegetal, pois permite realizar inferências no terreno, relativamente às etapas que antecedem a vegetação presente, no diagnóstico da paisagem vegetal, no planeamento da arborização e no ordenamento do território em geral.

A unidade fitotopográfica de hierarquia superior é a *geossérie*. Esta unidade é constituída por uma sequência espacial determinada e característica de séries de vegetação (em qualquer das suas etapas) que contactam lateralmente, sucedendo-se segundo um gradiente forte de um qualquer factor ambiental que se sobrepõe à influência meramente climática. É caso disso a *geossérie* típica dos rios oligotróficos termo-mesomediterrânicos, em que as séries se sucedem segundo o grau de proximidade da toalha freática da superfície do solo segundo o aumento do teor em água do solo, ou da vegetação estuarina, em que as séries se sucedem segundo o grau de salinidade. As *geosséries* designam-se enunciando apenas a sequência das séries componentes, separadas por ponto e vírgula.

Durante o período acima referido percorreu-se toda a área correspondente às bacias hidrográficas das Ribeiras do Algarve, para reconhecimento das unidades de paisagem associadas às linhas de água. São vários os trabalhos realizados nos últimos anos sobre a vegetação do Algarve, explicitamente sobre a região (COSTA *et al.*, 1990, 1994b, 1997a; COSTA & LOUSÃ, 1992; ESPÍRITO SANTO 1988; LOUSÃ, 1986; MALATO-BELIZ, 1982, 1986; PINTO-GOMES, 1998) ou em estudos integrados de maior amplitude (COSTA *et al.*, 1994 a, 1997 c, 1998; DÍAZ GONZÁLEZ *et al.*, 1990; DÍEZ-GARRETAS, 1984; DÍEZ-GARRETAS *et al.*, 1978; ESPÍRITO-SANTO *et al.*, 1995; RIVAS-MARTÍNEZ *et al.*, 1990). Para além destes trabalhos, consideraram-se as descrições feitas em AGUIAR *et al.* (1995), COSTA *et al.* (1997d); GÉHU (1985), GÉHU & GÉHU-FRANCK (1977), GÉHU & RIVAS-MARTÍNEZ (1983), RIVAS-MARTÍNEZ (1979) e RIVAS-MARTÍNEZ *et al.* (1980).

Para avaliação do estado de conservação das galerias ripícolas, tendo como base o conhecimento da vegetação potencial, elaborou-se uma ficha de inventário de paisagem (Fig. 1) a partir da qual é fácil estabelecer o valor paisagístico que, num determinado ponto, a margem da ribeira tem. O valor (em percentagem) é dado por:

$$V_1 \% = \frac{F(1 \vee 2) + Sd(1 \vee 2) + A(1 \vee 2) + Sa(1 \vee 2) + NT(1 \vee 2)}{80} 100$$

ou,

$$V_2 \% = \frac{B(1 \vee 2) + Sa(1 \vee 2) + NT(1 \vee 2)}{40} 100$$

ou ainda,

$$V_3 \% = \frac{C(1 \vee 2) + NT(1 \vee 2)}{80} 100$$

em que:

F= Presença de freixial abundante (2) ou pouco abundante (1);

Sd= Presença de salgueiral alto abundante (2) ou pouco abundante (1);

A= Presença de amial abundante (2) ou pouco abundante (1);

Sa= Presença de salgueiral baixo abundante (2) ou pouco abundante (1);

B= Presença de bosque aberto de azinho e/ou sobro abundante (2) ou pouco abundante (1);

C= Presença de árvores ou arbustos cultivados, a formar galeria, abundante (2) ou pouco abundante (1);

NT= Presença de tamargal e/ou de loendral abundante (2) ou pouco abundante (1).

A expressão V_1 é aplicada quando há vegetação ribeirinha propriamente dita, V_2 nas situações de cabeceira e vales encaixados e V_3 quando culturas arbóreas tradicionais ocupam o lugar da vegetação ribeirinha, formando galeria.

Em V_1 o divisor 80 é explicado por ser o máximo atingido pela vegetação potencial. Nesse caso, $F=20$, $Sd=20$, $A=20$, $Sa=10$ e $NT=10$, logo $V_1\%=100$.

Em V_2 o máximo potencial não tem freixiais, amiais ou salgueirais altos, então $B=20$, $Sa=10$ e $NT=10$, logo $V_2\%=100$.

Em V_3 a cultura substitui a vegetação arbórea natural, pelo que o denominador deve continuar a ser 80.

A caracterização da vegetação potencial das ribeiras em estudo foi abordada nos seus três principais aspectos: troço superior (cabeceiras), troço médio (curso em planície) e troço final (estuário).

Paragem nº: _____ Local: _____ Rede de Amostragem: _____ Nº da fotografia: _____ Nº do ponto GPS: _____ Substrato: U - Silicioso U - Calcário		Salgueiral alto U1 - Pouco abundante U2 - Muito abundante U - <i>Salix atrocinerea</i> U - <i>Salix alba</i> U - <i>Populus spp.</i> U - _____	Freixial U1 - Pouco abundante U2 - Muito abundante U - <i>Fraxinus angustifolia</i> U - _____
Tamargal/Loendral U1 - Pouco abundante U2 - Muito abundante U - <i>Nerium oleander</i> U - <i>Tamarix africana</i> U - <i>Securinega tinctoria</i> U - _____		Amial U1 - Pouco abundante U2 - Muito abundante U - <i>Alnus glutinosa</i> U - _____	
Salgueiral baixo U1 - Pouco abundante U2 - Muito abundante U - <i>Salix australis</i> U - _____			
Boques U 10 - Sobreiral / azinhal / carvalhal U 5 - Bosque aberto + esteval / tojal, matagal U 1 - Esteval ou mato esperso	Freixial U 10 - Freixial denso dominante U 5 - Freixial aberto + <i>Holoschoenelia</i> + pastagens húmidas dominantes com <i>Juncus effusus</i> + <i>Agrostis stolonifera</i> + <i>A. pourretii</i> U 1 - Silvado + <i>Oenanthe crocata</i> + <i>Juncus inflexus</i> ou <i>Salix australis</i> secundário U 0 - Rapado, com ruderais	Amial U 10 - Amial denso U 5 - Amial aberto + <i>Salix australis</i> U 1 - Comunidades de <i>Thypha</i> , <i>Phragmites</i> , <i>Sparganium</i> , <i>Iris</i> , <i>Scirpus lacustris</i> esp. <i>lacustris</i> (<i>Magnocarici-Phragmitetea</i>) U 0 - Rapado, com ruderais	Salgueiral baixo U 5 - <i>Salix australis</i> U 1 - Comunidades de <i>Thypha</i> , <i>Phragmites</i> , <i>Sparganium</i> , <i>Iris</i> , <i>Scirpus lacustris</i> esp. <i>lacustris</i> (<i>Magnocarici-Phragmitetea</i>) U 0 - Rapado, com ruderais
Salgueiral alto U 10 - Salgueiral denso U 5 - Salgueiral aberto + juncas e pastagens húmidas (com <i>Scirpus holoschoenus</i> e <i>Juncus effusus</i> + <i>Agrostis stolonifera</i> + <i>A. pourretii</i>) U 1 - Silvado + <i>Juncus inflexus</i> + <i>Oenanthe crocata</i> + <i>Apium graveolens</i> (juncoal invadido e ruderalizado) U 0 - Rapado, com ruderais	Tamargal/Loendral U 5 - <i>Polygono-Tamariceto</i> / <i>Rubo-Nerieto</i> U 1 - <i>Paspalum paspalodes</i> + <i>Cynodon dactylis</i> U 0 - Rapado, com ruderais	Cultivos U 5 - Alfarrobeiras, oliveiras, ..., densas U 1 - Alfarrobeiras, oliveiras, ..., esparsas	Valor Global: _____

Fig. 1 - Ficha de inventário de paisagem

RESULTADOS

Considerando que:

1. Nas cabeceiras e vales encaixados, não havendo condições para o desenvolvimento de uma galeria ripícola, dominam etapas da vegetação serial envolvente.
2. A vegetação potencial ribeirinha ocorre predominantemente no troço que corre em planície, verificando-se normalmente um troço de transição, de comprimento variável, de vegetação serial edafo-higrófila em que a vegetação envolvente e a tipicamente ribeirinha se misturam.
3. Na vegetação estuarina interessa não só a vegetação halófito como a dunar, tantas vezes influenciada por uma má gestão do estuário como acontece na Ria de Alvor.

De acordo com os trabalhos mencionados considera-se que as séries e geosséries que se encontram associadas ao biótopo em estudo são as seguintes:

a) Vegetação envolvente

No Algarve observam-se as seguintes séries de vegetação:

1. *Oleo sylvestris-Querceto suberis* S.;
2. *Myrto communis-Querceto suberis* S.
3. *Sanguisorbo agrimonioidis-Querceto suberis* S.
4. *Smilaco mauritanicae-Querceto rotundifoliae* S.
5. *Querceto alpestris-broteroi* S.
6. *Quercococciferae-Junipereto turbinatae* S.
7. *Clematido cirrhosae-Ceratonieto siliquae* S.

O *Oleo sylvestris-Querceto suberis sigmetum* corresponde à série do sobreiro termomediterrânica, silicícola, arenícola, seca a sub-húmida, gaditana-onubo-algarviense. Nas areias do Superdistrito Algárvico observa-se o bosque de sobreiros *Oleo sylvestris-Quercetum suberis* a encimar esta série; na primeira etapa regressiva estão as murteiras do *Asparago aphylli-Myrtetum communis*; segue-se a comunidade endémica das areias algarvias *Cistetum bourgaeani*, em que são comuns *Ulex argenteus* ssp. *subsericeus*, *Armeria macrophylla*, *Cistus libanotis*, etc; nas paleodunas decapitadas com horizontes de surraipa fóssil ocorre *Tuberario majoris-Stauracanthetum boivinii*, também endémica deste território; o prado anual que se observa na Primavera nas clareiras forma o *Tolpido barbatae-Tuberarietum bupleurifoliae*.

O *Myrto communis-Querceto suberis sigmetum* corresponde à série silicícola, termomediterrânica, sub-húmida em arenitos, tingitana e gaditano-onubo-algarviense do sobreiro que atinge pontualmente a Província Luso-Extremadurensis. O sobreiral termomediterrânico que ocorre nas serras silicícolas do Algarve *Myrto communis-Quercetum suberis* é a cabeça de série; o medronhal *Phillyreo angustifoliae-Arbutetum undonis rhododendretosum baetici* é a sua orla arbustiva e clareiras; o tojal / esteval *Cisto ladaniferi-Ulicetum*

argentei ou o mato *Quercus lusitanicae-Stauracanthetum boivinii* são as etapas mais degradadas, consoante o horizonte ombrico seja sub-húmido inferior ou sub-húmido superior ou húmido.

A série silicícola, luso-extremadurense, mesomediterrânica, sub-húmida a húmida do sobreiro, *Sanguisorbo-Querceto suberis sigmetum*, ocorre nos pontos mais elevados da serra algarvia. Tem como cabeça de série o sobreiral *Sanguisorbo agrimonioidis-Quercetum suberis*. No alto da Serra de Monchique pode ocorrer a subassociação *quercetosum canariensis* em que está presente o *Quercus canariensis*, que na região de Alferce se torna dominante, sendo o *Euphorbio monchiquensis-Quercetum suberis* que se observa. O medronhal *Phillyreo angustifoliae-Arbutetum unedonis viburnetosum tini* é a orla arbustiva; o esteval / urzal *Erico australis-Cistetum populifolii* representa em ombroclima húmido a última etapa lenhosa de degradação.

O *Smilaco mauritanicae-Querceto rotundifoliae sigmetum* corresponde à série da azinheira, termomediterrânica, seca a sub-húmida, de solos alcalinos, tingitana, bética e algarviense. Esta série encontra-se encimada pelo azinhal *Smilaco mauritanicae-Quercetum rotundifoliae*; tendo por primeira etapa regressiva o carrascal / espinhal *Asparago albi-Rhamnetum oleoidis quercetosum cocciferae*. A segunda etapa regressiva é o arrelvado *Phlomido lychnitidis-Brachypodietum phoenicoidis*; seguindo-se ou uma comunidade de *Genista algarbiensis* e *Sideritis arborescens* ssp. *lusitanica* ou um mato de *Phlomido purpureo-Cistetum albidii*; a penúltima etapa é o tomilhal endémico deste Superdistrito *Thymo lotocephali-Corodothymetum capitatae*; a última é o prado anual *Valezio rigidae-Astericetum aquaticae*.

O *Querceto alpestris-broteroi sigmetum* corresponde a uma série termomediterrânica, sub-húmida e algárvica do carvalho-cerquinho. Segundo PINTO GOMES (1998) nas vertentes norte pode-se observar o *Quercetum alpestris-broteroi* que é uma associação formada por carvalhos de folha marcescente (*Quercus faginea* ssp. *broteroi*, *Quercus canariensis*, *Quercus faginea* ssp. *alpestris* e respectivos híbridos). A sua orla arbustiva são medronhais que se encontram em estudo; segue-se o arrelvado vivaz *Phlomido lychnitidis-Brachypodietum phoenicoidis*; o mato de substituição é uma comunidade de *Genista hirsuta* ssp. *algarbiensis* e *Siderites hirsuta* ssp. *lusitanica*; o tomilhal *Thymo lotocephali-Corodothymetum capitati* é a etapa seguinte sendo a última o prado anual *Valezio rigidae-Astericetum aquaticae*.

Quercus cocciferae-Junipereto turbinatae sigmetum corresponde à série edafo-xerófila, seca a sub-húmida, calcícola, geralmente do Divisório Português, do Sadense e Algarviense. Encontra-se encimada pelo *Quercus cocciferae-Juniperetum turbinatae* que no Barrocal algarvio tem facies algárvica não costeira de *Aristolochia baetica*; o *Phlomido-Cistetum albidii* e *Valezio-Astericetum aquaticae* são as suas etapas de degradação conhecidas. Na Península de Sagres e no Promontório Vicentino, onde ocorre a subassociação

típica, além destas duas etapas regressivas observa-se, também, o *Ulicetum erinacei*.

Segundo PINTO GOMES (1998), ocorre no Barrocal algarvio o *Clematido cirrhosae-Ceratonieto siliquae sigmetum* que designa uma série edafoxerófica termomediterrânica, bética, sub-húmida a húmida da alfarrobeira. A cabeça de série é o alfarrobal *Clematido cirrhosae-Ceratonietum siliquae*, faciação algárvica com *Juniperus turbinata*. As etapas regressivas são as mesmas da do *Smilaco mauritanicae-Querceto rotundifoliae sigmetum*. Ainda segundo este autor, ocorre também no Barrocal algarvio, em solos vérticos, a série termomediterrânica, bética, tingitana, sub-húmida a húmida do zambujeiro - o *Tammo communis-Oleeto sylvestris sigmetum*. É encimada pelo zambujal *Tammo communis-Oleetum sylvestris* que possui as mesmas etapas de degradação da série do azinhal e alfarrobal.

b) Vegetação potencial ribeirinha

Nas ribeiras do Algarve detectámos as seguintes geoséries:

1 - *Ficario ranunculoidis-Fraxineto angustifoliae* S.; *Viti viniferae-Saliceto atrocineriae* S.; *Scrophulario scorodoniae-Alneto glutinosae* S.; *Saliceto atrocinerio-australis* S.; *Typho angustifoliae-Phragmiteto australis* S.

Nas ribeiras que nascem na Serra de Monchique e que conseguem manter humidade edáfica ou mesmo água corrente quase durante o ano inteiro, formam-se amiais do *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae*. Em solos arenosos, estes amiais são orlados ou substituídos por salgueirais altos de borrazeira-negra que formam o *Viti viniferae-Salicetum atrocineriae*. Na banda exterior mais seca do amial ocorre o freixial *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae*. A comunidade que ocorre no leito torrencial das ribeiras é o *Salicetum atrocinerio-australis*, um salgueiral que frequentemente se encontra mesclado com caniçais (*Phragmites australis*) e formações de tabúas (*Typha* spp.) e de bunho (*Scirpus lacustris*), o *Typho angustifoliae-Phragmitetum australis*, associação própria das margens e que frequentemente substitui o salgueiral.

2 - *Ficario ranunculoidis-Fraxineto angustifoliae* S.; *Salici -Populeto albae* S.; *Saliceto atrocinerio-australis* S.; *Rubo ulmifoliae-Nerieto oleandri* S.; *Polygono equisetiformis-Tamariceto africanae* S.; *Typho angustifoliae-Phragmiteto australis* S.

Nas margens das ribeiras de corrente temporária, em solos siliciosos, com pseudogley e de textura arenosa, são frequentes os freixiais com choupo-negro do *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae*. Segundo PINTO GOMES (1998), ocorrem em solos argilosos hidromórficos choupais de choupo-branco designados por *Salici atrocineriae-Populeto albae*. Os salgueirais do *Salicetum atrocinerio-australis* são representados por salgueirais de *Salix salvifolia* ssp. *australis* e *S. atrocinerea* e nas ribeiras que sofrem uma forte secura estival aparecem, ou em contacto ou a substituí-los, os tamargais do

Polygono equisetiformis-Tamaricetum africanae, que chegam a formar galerias; nos locais pegregosos e com uma grande estiagem ocorrem os loendrais do *Rubo ulmifoliae-Nerietum oleandri*.

3 - *Saliceto atrocinerneo-australis S.*; *Rubo-Nerieto oleandri S.*; *Polygono-Tamariceto africanae S.*; *Typho -Phragmiteto australis S.*

Geossérie que ocorre nos vales encaixados das ribeiras onde não há condições para se formarem amiais, salgueirais altos, freixiais ou choupais.

4 - *Rubo-Nerieto oleandri S.*; *Polygono -Tamariceto africanae S.*

Geossérie que se observa nas linhas de água secundárias, frequentemente a partir da sua nascente.

5 - *Polygono -Tamariceto africanae S.*

Série de vegetação do extremo SW, onde os cursos de água são pequenos e temporários, não havendo no entanto uma estiagem tão intensa que possibilite o desenvolvimento de loendrais.

A cartografia das séries de vegetação ripícola pode ser observada na Fig. 2.

No que respeita à avaliação do estado de conservação das linhas de água estudadas apresenta-se em seguida 3 exemplos da aplicação da ficha de inventário de paisagem.

Exemplo 1 (ponto no troço médio da Rib. De Quarteira): O local estudado apresentava galeria ripícola bem formada, pelo que se aplicou a primeira fórmula de cálculo. Verificou-se a existência de um freixial (valor 10) ainda abundante (x2), não se avistando sinais nem de salgueiral alto, nem de amial. Seguiu-se uma galeria de *Salix salvifolia ssp australis* (salgueiral baixo - valor 5) denso (x2) acompanhado de um tamargal (valor 5) também denso (x2). Assim o seu valor florístico é dado pela expressão:

$$V_1 \% = \frac{10(2)+0+0+5(2)+5(2)}{80} \times 100 = 50\%$$

Exemplo 2 (ponto na cabeceira da bacia da Rib. de Quarteira): Por esta linha de água se encontrar em estreito contacto com a vegetação terrestre envolvente (azinhal) aplica-se a segunda fórmula. Verificou-se a existência de um bosque aberto com matagal (valor 5) na sua margem, ladeando um loendral / tamargal (valor 5) denso (x2). Deste modo, o valor florístico é dado pela expressão:

$$V_2 \% = \frac{5+0+5(2)}{40} \times 100 = 37,5\%$$

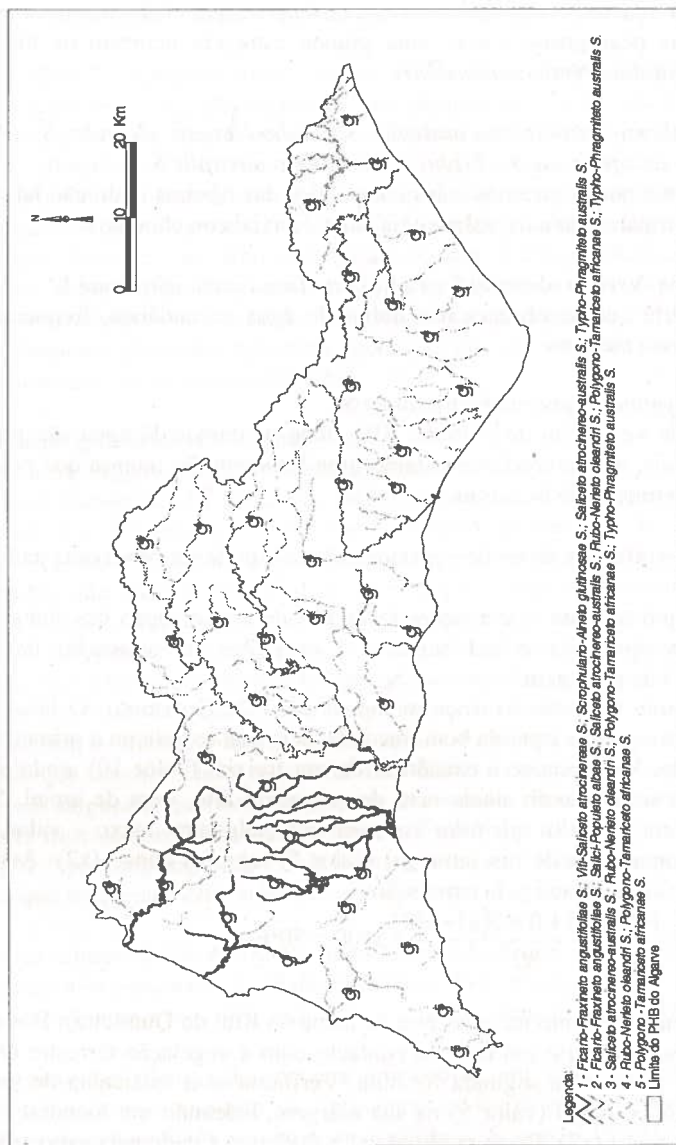


Fig. 2 – Séries de vegetação das Ribeiras do Algarve

Exemplo 3 (ponto no troço médio da Ribeira de Alcantarilha): Trata-se de uma linha de água ladeada por laranjais e/ou olivais, pelo que se aplica a terceira fórmula. A linha contacta com um olival (valor 5) que forma uma galeria densa (x2), havendo no seu leito vestígios de loendral (valor 5). O valor florístico é dado pela expressão:

$$V_3 \% = \frac{5(2) + 5}{80} \times 100 = 18,5\%$$

c) Sapais

Nos sapais cobertos por águas salgadas pouco profundas pode ocorrer a *Cymodocea nodosa* a formar o *Cymodoceetum nodosae*. A primeira comunidade que se observa nos lodos na maré-baixa é o *Zosteretum noltii*, constituído exclusivamente pela *Zostera noltii*, sobre a qual vivem epifiticamente algumas algas. Outra comunidade pioneira própria de areias saturadas e lodos fofos é *Spartinetum maritimae*; também é uma associação quase monoespecífica de *Spartina maritima* mas que algumas vezes é acompanhada de *Limonium vulgare* e *Sarcocornia perennis* ssp. *perennis* em cotas mais altas. A *Salicornia fragilis*, no final do Verão princípio de Outono, pode ocorrer nas cotas baixas do sapal a constituir o *Salicornietum fragilis*.

O *Sarcocornio perennis-Puccinellietum convolutae* é a associação da classe que ocupa a cota mais baixa no sapal, sendo submersa duas vezes ao dia pelas águas salgadas durante a preia-mar. É dominada pelo pequeno caméfito rizomatoso *Sarcocornia perennis* ssp. *perennis*, acompanhada dos hemicriptófitos *Puccinellia convoluta* e *Limonium vulgare*. Segue-se, normalmente, o *Halimiono portulacoidis-Sarcocornietum alpini* em que os caméfitos *Sarcocornia perennis* ssp. *alpini* e *Halimione portulacoides* são predominantes. Nas margens dos esteiros pode-se muitas vezes observar o *Cistancho phelypaeae-Arthrocnemetum fruticosae* que é uma comunidade dominada pelo nanofanerófito *Sarcocornia fruticosa*, acompanhada de *Halimione portulacoides*, *Cistanche phelypaea*, *Puccinellia convoluta*, etc. Por vezes nas clareiras desta comunidade no Verão e Outono ocorrem os terófitos *Salicornia patula* e *Suaeda maritima* a formar o *Halimiono portulacoidis-Salicornietum patulae*. O *Inulo crithmoidis-Arthrocnemetum glauci* é uma associação que fica submersa só nas marés mais altas é dominada pelo nanofanerófito *Arthrocnemum macrostachyum* acompanhado de *Halimione portulacoides*, *Limonium algarvense*, *L. ferulaceum*, *L. diffusum*, *Suaeda vera*, etc. Nos locais onde a preia-mar deixa os detritos orgânicos desenvolve-se o nanofanerófito *Suaeda vera* com *Cistanche phelypaea*, *Halimione portulacoides*, *Limonium algarvense*, *L. ferulaceum*, *L. diffusum*, *Sporobolus pungens*, etc. a constituir o *Cistancho phelypaeae-Suaedetum verae*. O *Polygono equisetiformis-Limoniastretum monopetali* ocorre nos locais que só são visitados pelas águas salgadas nas marés equinociais ou nunca são atingidos, mas cuja salinidade e profundidade do lençol freático são elevadas no Verão. É uma associação

dominada pelo nanofanerófito *Limoniastrum monopetalum* acompanhado de *Polygonum equisetiforme*, *Elymus elongatus*, *Limonium algarvense*, *L. lanceolatum*, *L. ferulaceum*, *L. diffusum*, etc.

A orlar o sapal é frequente observar uma faixa nunca atingida pela maré e onde a toalha freática não é salgada o *Frankenio laevis-Salsoletum vermiculatae*. É uma associação formada por nanofanerófitos e caméfitos halonitrófilos (*Salsola vermiculata*, *Suaeda vera*, *Frankenia laevis*, *Atriplex halimus*, *Beta vulgaris* ssp. *maritima*, *Elymus farctus* ssp. *boreali-atlanticus*). Nos sapais secos, pastados pelo gado ou alterados por acção humana, instala-se o *Inulo crithmoidis-Limonietum ferulacei*, que é uma associação dominada por hemiscriptófitos do género *Limonium* (*L. ferulaceum*, *L. diffusum*, *L. algarvense*), acompanhados de *Spergularia salina*, *Inula crithmoides*, *Frankenia laevis*, etc. O *Arthrocnemo glauci-Juncetum subulati* é um juncal salgado dominado pelo *Juncus subulatus*, acompanhado de diversas espécies próprias de salgados e lagoachos salobros muito húmidos que sofrem uma forte dessecação estival. Outro juncal que se pode observar é o *Polygono equisetiformis-Juncetum maritimi* constituído entre outras pelo *Juncus maritimus*, *J. acutus*, *Polygonum equisetiforme*, *Spergularia salina*, *Centaurium spicatum*, *Carex extensa*, *Elymus elongatus*, *Inula crithmoides*, *Triglochin bulbosa* ssp. *barrelieri*, *Frankenia boissieri*, etc. Esta comunidade é a menos salgada e ocorre nas margens de rios e ribeiros salobros ou em antigos sapais que se tentaram recuperar para a agricultura e que posteriormente foram abandonados. O *Scirpetum compacto-litoralis* é uma comunidade dominada pelo *Scirpus maritimus* var. *compactus* que ocorre em depressões e lagoas temporárias que na maior parte do ano se encontram cheias de água salobra. A *Spartina densiflora* é um neófito sul-americano extremamente agressivo que forma o *Spartinetum densiflorae*. Consegue substituir todas as comunidades do sapal desde que haja alteração das condições de drenagem, especialmente nos locais onde há deposição de limos e materiais trazidos pelas ribeiras.

Nas salinas e lagoachos salgados e salobros podem-se instalar na Primavera as seguintes comunidades terofíticas: *Parapholido incurvae-Frankenietum pulverulentae* e *Polypogo maritimi-Hordeetum marini*. No Outono ou fim do Verão estas comunidades são substituídas pelo *Suaedo splendentis-Salicornietum patulae* e pelo *Suaedo splendentis-Salsoletum sodae* ou pelo *Damasonio alismae-Crypsietum aculeatae*. Na margem dos caminhos das salinas observa-se uma comunidade terofítica halonitrófila, o *Spergulario bocconeii-Mesembryanthemetum nodiflori*.

d) Dunas

Nas dunas e na primeira faixa onde o mar deixa os detritos orgânicos pode observar-se a associação halonitrófila terofítica, efémera e migratória, *Salsolo kali-Cakiletum maritimae* em que *Cakile maritima* ssp. *maritima*, *Salsola kali* e *Euphorbia peplis* são as espécies mais frequentes no território. Onde a areia é

mais móvel observa-se *Elymus farctus* ssp. *boreali-atlanticus*, *Eryngium maritimum*, *Euphorbia paralias*, *Polygonum maritimum*, *Otanthus maritimus*, *Pancratium maritimum* e *Medicago marina* a compôr o *Euphorbio paraliae-Agropyretum junceiformis*. O *Loto cretici-Ammophiletum australis* encontra-se nas cristas dunares, onde a *Ammophila arenaria* ssp. *australis* é dominante e é acompanhada de *Eryngium maritimum*, *Otanthus maritimus*, *Lotus creticus*, *Medicago marina*, *Pancratium maritimum*, *Anthemis maritima*, *Euphorbia paralias*, etc. A comunidade camefítica *Artemisio crithmifoliae-Armerietum pungentis linarietosum lamarckii* está onde a areia se encontra fixa. *Armeria pungens*, *Helichrysum picardi*, *Artemisia crithmifolia*, *Lotus creticus*, *Malcolmia littorea*, *Crucianella maritima*, *Corynephorus canescens* var. *maritimus*, *Ononis natrix* ssp. *ramosissima*, *Pancratium maritimum*, *Silene nicaensis*, *Cyperus capitatus*, *Thymus carnosus*, *Linaria lamarckii*, etc. fazem parte da sua composição florística. Na Primavera, nas clareiras, crescem os terófitos psamofíticos *Linaria pedunculata*, *Ononis variegata*, *Medicago litoralis*; *Polycarpon alsinifolium*, *Hedypnois arenaria* etc. que formam o *Ononido variegatae-Linarietum pedunculatae*.

A etapa madura, onde a areia está fixa, é a associação gaditano-onubo-algarviense *Osyrio quadripartitae-Juniperetum turbinatae* em que o nanofanerófito *Juniperus turbinata* é acompanhado de *Rhamnus lycioides*, *R. alaternus*, *Osyris quadripartita*, *Asparagus aphyllus*, *Rubia peregrina*, etc. Na sua orla é visível o *Rubio longifoliae-Coremetum albi* onde predominam *Corema album* e *Antirrhinum majus* ssp. *cirrhigerum*.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para um estudo conjunto das comunidades que constituem a paisagem vegetal é necessário recorrer à análise dos mosaicos de vegetação que surgem num território. Para poder discriminar tais conjuntos tem de se partir do conhecimento das unidades de paisagem que podem existir ou que se podem reconhecer em qualquer área de estudo, ou seja, da vegetação potencial e suas etapas de substituição. Este conhecimento é de vital importância nos planos de ordenamento dum território, podendo, no caso em estudo, considerar-se como situação pristina quando queremos avaliar o estado de degradação das margens de cursos de água.

A metodologia proposta para avaliação do estado de conservação de uma galeria ribeirinha é de fácil aplicação, permitindo avaliar através de um índice numérico o afastamento desta em relação à sua situação potencial.

(Estudo feito para o Consórcio PROCESL/Hidro4/ProSistemas para o Ministério do Ambiente, Direcção Regional do Ambiente do Algarve)

BIBLIOGRAFIA

- AGUIAR, C., J. CAPELO, J.C. COSTA, M.D. ESPÍRITO-SANTO & M. LOUSÃ (1995) - Tipologia das geoséries ripícolas mediterrânicas de Portugal. *Congresso Nacional de Conservação da Natureza. Ecossistemas Ribeirinhos*: 25-32.
- ALCARAZ. F. (1996) - Fitosociologia integrada, paisaje y biogeografía. ed. J. Loidi. *Avances en fitosociologia*: 59-94.
- COSTA, J.C., J. CAPELO, C. AGUIAR, C. NETO, M. LOUSÃ & M.D. ESPÍRITO-SANTO (1998) An overview of the *Pegano harmalae-Salsoletea vermiculatae* Br.-Bl. & O.Bolòs 1958, vegetation class in continental Portugal. *Colloques Phytosoc.* (em publicação)
- COSTA, J.C., J. CAPELO, M. LOUSÃ & C. AGUIAR (1994a) - Communautés de *Juniperus* au Portugal. *Colloques Phytosoc.* 22: 499-526
- COSTA, J.C., J. CAPELO, M. LOUSÃ, & M.D. ESPÍRITO-SANTO (1997b) - Sintaxonomia da vegetação halocasmofítica das marítimas portuguesas (*Crithmo-Staticetea* Br.-Bl. 1947) *Itin. Geobot.* (em publicação).
- COSTA, J.C., J. CAPELO, C. NETO, M. DALILA ESPÍRITO-SANTO & M. LOUSÃ (1997c) - Notas fitosociológicas sobre os tojais do Centro e Sul de Portugal. *In* Notas do Herbário da Estação Florestal Nacional (LISFA): Fac. VI. *Silva Lusit.* 5 (2): 275-282.
- COSTA, J.C., M.D. ESPÍRITO-SANTO & M. LOUSÃ (1994b) - The vegetation of dunes of Southwest of Portugal. *Silva Lusit.* 2 (1): 51-68.
- COSTA, J.C. & M. LOUSÃ (1992) - Communautés psammophyloques et halophyloques de "Ria de Alvor". *"Phytosociologie littorale et Taxonomie"* *Coll. Phytosoc.* XVIII: 119-135. Lille.
- COSTA, J.C., M. LOUSÃ & M.D. ESPÍRITO-SANTO (1990) - Vegetação dos pinhais da Ria Formosa. *II Congresso Florestal Nacional* 2: 923-930. Porto.
- COSTA, J.C., M. LOUSÃ & ESPÍRITO-SANTO (1997a) - Vegetação do Parque Natural da Ria Formosa. *Studia Botanica* 15: 69-157.
- COSTA, J.C., M. LOUSÃ & A.P. PAES (1997d) - As comunidades ribeirinhas da bacia hidrográfica do rio Sado *Actas do I Coloquio Internacional de Ecologia da Vegetação*: 291-320.
- DÍAZ GONZÁLEZ, T., S. RIVAS-MARTÍNEZ & F. FERNANDEZ-GONZÁLEZ (1990) - *Stauracanthus* Link (*Leguminosae*) en la Península Ibérica. *Itinera Geobot.* 3: 131-135.
- DÍEZ GARRETAS, B. (1984) - Datos sobre la végetación psammofila de las costas portuguesas. *Doc. Phytosociol.* n.s. 8: 71-81.
- DÍEZ-GARRETAS, B., A. ASENSI. & F. ESTEVES (1978) - Pastizales terofíticos de playas y dunas en el sur de la Península Ibérica. *Coll. Phytosoc.* 6: 73-80. Lille.
- ESPÍRITO-SANTO, M. D. (1988). *Vegetação do Barrocal de Alte* (Elenco florístico). Dep. Bot. I.S.A. Lisboa
- ESPÍRITO-SANTO, M.D., J.C COSTA, M. LOUSÃ, J. CAPELO & C. AGUIAR (1995) - *Sinopsis da vegetação de Portugal Continental*. Deptº Bot. Eng. Biol.. I. S. Agronomia. 45pp.
- GÉHU, J.M. (1985) - *La végétation des dunes et bordures des plages européennes*. Comité Européen pour la Sauvegarde de la Nature et des Ressources Naturelles. Conseil de l'Europe. Strasbourg.
- GÉHU. J.M. & J. GÉHU-FRANCK (1977) - Quelques données sur les *Arthrocnemeta fruticosi* ibériques sud- occidentaux. *Acta bot. Malac.* 3: 145-157.

- GÉHU, J.M. & S. RIVAS-MARTÍNEZ (1980) - Notions fondamentales de phytosociologie *In Syntaxonomie*. J.Cramer. Vaduz.
- GÉHU, J.M. & S. RIVAS-MARTÍNEZ (1983) - Classification of European Salt Plant Communities. *In: Dijkema et al. Study on European salt marshes and salt steppes*. Conseil de l'Europe, SN-VS (83) 4: 32-40.
- LOUSÃ, M. (1986) - *Comunidades halofíticas da Reserva de Castro Marim*. Tese de Doutoramento Univ. Tec. Lisboa. I.S. Agronomia 170 pp.
- MALATO-BELIZ, J. (1982) - *A Serra de Monchique. Flora e Vegetação. Coleção Parques Naturais*. Nº10. S.N.P.R.C.N. Lisboa.
- MALATO-BELIZ, J. (1986) - *O Barrocal Algarvio. Coleção Parques Naturais*. Nº17. S.N.P.R.C.N. Lisboa.
- PINTO GOMES, C. (1998) - Estudo fitossociológico de Barrocal Algarvio (Tavira-Portimão). *Dissertação de Doutoramento*. Univ. Évora, Évora. 662 pp.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1976) - Sinfitosociologia, una nueva metodología para el estudio del paisaje vegetal. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 30: 69-87.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1979) - Brezales y jarales de Europa occidental (Revisión de las clases *Calluno-Ulicetea* y *Cisto-Lavanduletea*). *Lazaroa* 1: 5-128.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., M. COSTA, M., S. CASTROVIEJO & E. VALDÉS (1980) - Vegetación de Donaña (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 5-190.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., M. LOUSÃ, T.E. DÍAZ GONZÁLEZ, F. FERNANDEZ-GONZÁLEZ. & J.C. COSTA (1990) - La vegetación del sur de Portugal (Sado, Alentejo y Algarve) *Itinera Geobot.* 3: 5- 126.

WEED SEEDBANK AND ACTUAL WEED FLORA

M. Lisete Caixinhas, * Anabela Jerónimo*, Fátima Rocha
& Alice Leitão****

*Secção de Fitoecologia e Herbologia, Departamento de Protecção das Plantas e Fitoecologia, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1399 Lisboa Codex, Portugal

**Direcção-Geral de Protecção das Culturas, Quinta do Marquês, 2780 Oeiras, Portugal

Caixinhas, M. L., Jerónimo, A., Rocha, F. & Leitão, A. (1999). Weed seedbank and actual weed flora. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 89-95.

Whitin the activity of the Working Group "Biology and Ecology of Weeds - Seedbanks and Real Flora of Agricultural Land" of the European Weed Research Society (EWRS) studies were carried out on dynamic of weed population, during 10 years in cropped areas of Switzerland, France, Holland, Italy, Canada and Portugal. From 1995 to 1997, a field trial was conducted to study the correlation between the seedbank and the above-ground weed flora of the soils according to the new methodology established by the Working Group above mentioned.

To the seedbank study seeds of weed species were estimated by counting the seedlings emerged in greenhouse conditions from soil samples collected in the field. Each sample was examined separately every week. The study on above-ground flora was done every week in 25 permanent quadrats with the area of 0.05 m² each. All the seedlings present in these quadrats were identified, counted and removed.

Results show that there is no variability on the spectrum of weeds observed in the seedbank and in the above-ground flora. However, it is not yet possible to find any correlation between the number of weed emergences obtained on the both studies. This study will be conducted until the year of 2001.

Key words: Weeds, seedbanks, above-ground flora, seedling emergence

Caixinhas, M. L., Jerónimo, A., Rocha, F. & Leitão, A. (1999). Banco de sementes de infestantes e flora actual de infestantes. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 89-95.

Integrada na actividade do Grupo de Trabalho, "Biologia e Ecologia de Infestantes", da European Weed Research

Society (EWRS) foram desenvolvidos, durante 10 anos, estudos sobre a dinâmica de populações de infestantes em áreas cultivadas da Suíça, França, Holanda, Itália Canadá e Portugal. De 1995 a 1997, realizaram-se ensaios de campo para estudar a correlação entre a flora potencial e a flora real, de acordo com o novo método proposto pelo Grupo de Trabalho acima mencionado.

No estudo da flora potencial, as sementes foram estimadas através de contagens das plântulas emergidas em condições de estufa, em amostras de solo colhidas nos campos ensaiados. Cada amostra foi analisada separadamente, todas as semanas. O estudo da flora real foi feito semanalmente, observando 25 rectângulos com a área individual de 0.05 m². Todas as plântulas presentes foram identificadas, contadas e retiradas.

Os resultados obtidos no estudo da flora potencial são coincidentes com os da flora real no que respeita à variabilidade específica do solo. No entanto, em relação ao número de emergências, não é ainda possível estabelecer uma correlação. O estudo encontra-se em curso e terminará no ano 2001.

Palavras-chave: infestantes, flora potencial, flora real, emergência das plântulas

INTRODUCTION

In recent decades, chemical weed control in crops has been practised widely by farmers. However, the decline in crop prices and societal pressure against the systematic use of herbicides may introduce them to use another approach to weed control, such as integrated weed management programmes (SWANTON & WEISE, 1991).

Numerous studies conducted in many countries have shown that the cultivated layers of soil contain a large amount of viable seeds, usually referred to as the potential weed flora. Due the importance of this matter, research have also been made to optimize the technique of soil seedbank sampling in order to obtain a more complete understanding of the species composition and seedbank size (DESSAINT *et al.*, 1992; DESSAINT *et al.*, 1996). The study of soil seedbanks is considered an important part of plant ecology.

As the vast majority of weed species are annuals, the seedbank may be a good starting point for an integrated weed management programme (FORCELLA *et al.*, 1993).

The annual emergence of the seedlings in the field reflect one fraction of the total viable seeds in the soil, generally 3 to 6% (ROBERTS & RICKETTS, 1979), and exceptionally much more than 10%, considering the first 10 cm depth of soil (BARRALIS & CHADOEUF, 1980). The development of the above-

ground weed flora depends not only on the particular needs for germination of each species, but also on the weather conditions and agricultural practices during the life cycle of the crop. Subsequently, this above-ground flora is responsible for a new seed population in the soil, when the life cycle of the annual species is completed and seed is returned to the soil surface.

The aim of the studies conducted until now is to understand the qualitative and/or quantitative relationship between the weed seedbank and above-ground flora in cropped areas in our particular climatic conditions.

MATERIALS AND METHODS

The study was conducted in an area of about 1 000 m² cultivated for autumn barley in a field where during the previous five years no applications of herbicides or any disturbance has occurred. The trials were placed on an experimental soil of Tapada da Ajuda (Lisbon) during the years of 1995/96 and 1996/97.

Seedbank:

Just after the preparation of the seed bed in the field, 100 soil sampling units were systematically taken at 1 m intervals (sampling grid, 1 m x 1 m) throughout the sampling area. The sampling unit is defined as the volume of soil taken with a core sampler device with a diameter of 5,0 cm and a depth of about 10 cm. Samples were placed in a glasshouse with sprinkle irrigation to encourage germination. Each sample was examined separately, each week, and the seeds of the weed species were recorded by identifying and counting the seedlings.

Seedling flora in the field:

After collecting the soil samples for the seedbank studies, 25 quadrats of 10 x 50 cm were placed on the soil on a 2 m x 2 m sampling grid. Every week, all the seedlings present in each permanent quadrat were identified, counted and pulled out.

RESULTS

During the life cycle of the barley, a total of 40 weed species was identified in the seedbank study and 29 species were recorded in the above-ground flora. For each species presented in the above-ground flora and in the seedbank samplings, the total numbers emerged were evaluated as it shows Table 1.

Table 1. Total number of weed species emerged/m²

Species	Seedbank		Above-ground flora	
	1995/96	1996/97	1995/96	1996/97
<i>Amaranthus blitoides</i> L. (AMABL)	38.4	86.4	--	--
<i>Anagallis arvensis</i> L. (ANGAR)	20	9.6	5.1	0
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link (AVEBA)	--	--	45.9	0
<i>Avena sterilis</i> L. (AVEST)	88.8	17.6	122.4	10.2
<i>Beta vulgaris</i> L. (BEAVM)	--	--	168.3	30.6
<i>Bromus diandrus</i> Roth (BRODI)	--	--	20.4	5.1
<i>Calendula arvensis</i> L. (CLDAR)	180	32.8	5.1	0
<i>Chenopodium album</i> L. (CHEAL)	--	--	0	5.1
<i>Chenopodium murale</i> L. (CHEMU)	11.2	9.6	91.8	10.2
<i>Chenopodium opulifolium</i> Koch & Ziz (CHEOP)	8.8	9.6	91.8	15.3
<i>Convolvulus arvensis</i> L. (CONAR)	10.4	79.2	183.6	0
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronq. (ERIBO)	14.4	76	86.7	10.2
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L' H'er. (EROMC)	--	--	86.7	0
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L' H'er. (EROMO)	--	--	5.1	0
<i>Euphorbia helioscopia</i> L. (EPHHE)	--	--	10.2	0
<i>Fumaria capreolata</i> L. (FUMCA)	10.4	26.4	10.2	0
<i>Geranium dissectum</i> L. (GERDI)	6.4	6.4	10.2	0
<i>Hordeum murinum</i> L. (HORMU)	80.8	14.4	5.1	0
<i>Lamium amplexicaule</i> L. (LAMAM)	4.8	142.4	5.1	0
<i>Lavatera cretica</i> L. (LVACR)	54.4	68	5.1	35.7
<i>Medicago nigra</i> (L.) Krockner (MEDPO)	89.6	78.4	45.9	0
<i>Mercurialis annua</i> L. (MERAN)	--	--	637.5	0
<i>Oxalis corniculata</i> L. (OXACO)	--	--	1199	607.1
<i>Papaver argemone</i> L. (PAPAR)	--	--	0	5.1
<i>Papaver dubium</i> L. (PAPDU)	60.8	20	20.4	0
<i>Papaver rhoeas</i> L. (PHARH)	109.6	334.4	219.3	96.9
<i>Phalaris canariensis</i> L. (PHACA)	8	15.2	239.7	5.1
<i>Picris echioides</i> L. (PICEC)	85.6	911.2	71.4	719.4
<i>Poa annua</i> L. (POAAN)	8	0	56.1	5.1
<i>Polygonum lapathifolium</i> L. (POLLA)	8.8	0	15.3	10.2
<i>Raphanus raphanistrum</i> L. (RAPRA)	94.4	1.6	15.3	40.8
<i>Rumex crispus</i> L. (RUMCR)	26.4	208.8	5.1	10.2
<i>Senecio vulgaris</i> L. (SENVU)	69.4	5.6	10.2	5.1
<i>Sinapis arvensis</i> L. (SINAR)	89.6	209.6	40.8	10.2
<i>Solanum nigrum</i> L. (SOLNI)	21.6	48	5.1	10.2
<i>Sonchus oleraceus</i> L. (SONOL)	38.4	1021.6	45.9	45.9
<i>Sonchus tenerrimus</i> L. (SONTE)	--	--	10.2	0
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill. (STEME)	75.2	170.4	239.8	96.9
<i>Trifolium arvense</i> L. (TRFAR)	--	--	5.1	0
<i>Urtica dioica</i> L. (URTDI)	36.8	0	10.2	5.1
<i>Vicia sativa</i> L. (VICSA)	40	93.6	5.1	15.3

-- not present

Figures 1 and 2 compare the periodicity of emergence of the commonest weed species in both the above-ground flora and seedbank on a monthly basis.

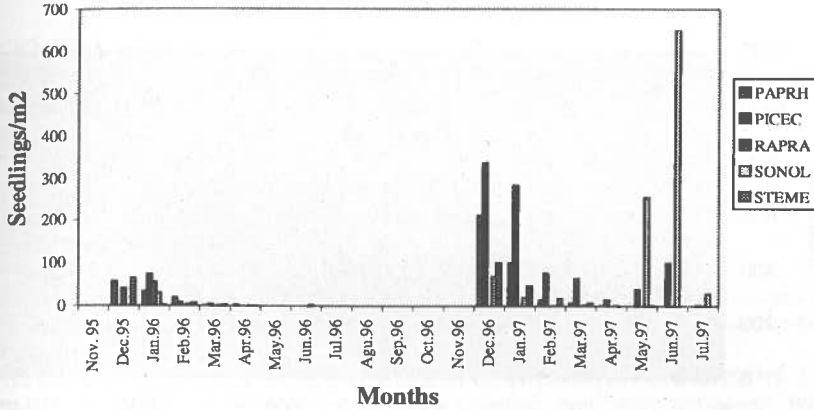


Fig. 1. Seedling emergences in the above-ground flora. (See Table 1 for weed codes).

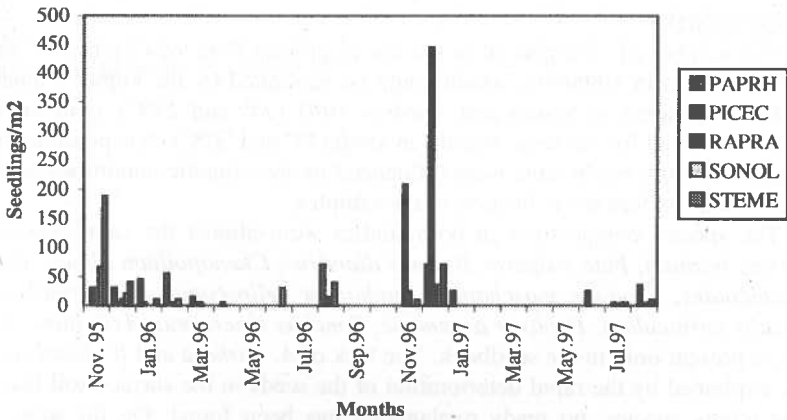


Fig. 2. Seedling emergences from soil samples of the seedbank. (See Table 1 for weed codes).

A scatter diagram of seedling and seedbank numbers indicated little correlation between the two (Fig. 3).

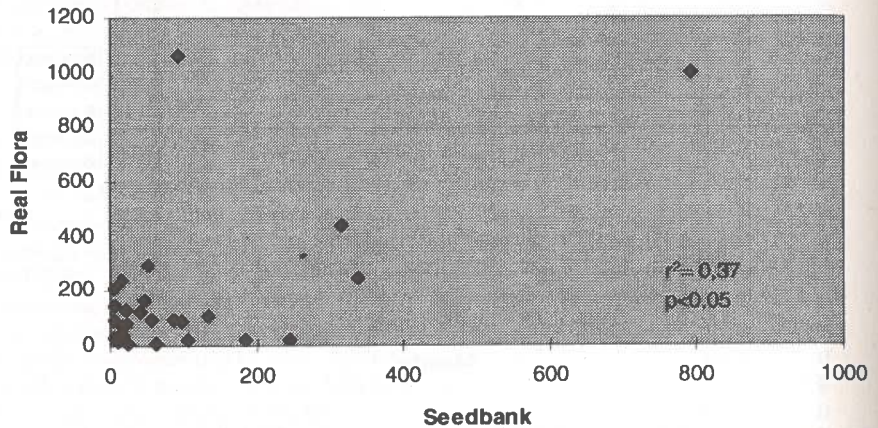


Fig. 3. Correlation between the above-ground flora and seedbank for 1995/96 and 1996/97

DISCUSSION

The number of emergences in the above-ground flora was higher in the year 1996/97 than in 1995/96, which could be explained by the higher temperature values registered in March and April of 1997 (24° and 23°C), compared with those observed for the same months in 1996 (18° and 20°C). It is possible that the weed seedbank might have been influenced by the climatic conditions occurring in the years before the collection of the samples.

The species composition in both studies were almost the same, except that *Avena barbata*, *Beta vulgaris*, *Bromus diandrus*, *Chenopodium album*, *Erodium malacoides*, *Erodium moschatum*, *Euphorbia helioscopia*, *Mercurialis annua*, *Oxalis corniculata*, *Papaver argemone*, *Sonchus tenerrimus*, *Trifolium arvense*, were present only in the seedbank. The lack of *A. barbata* and *B. diandrus* could be explained by the rapid deterioration of the seeds in the surface soil layer. For the others species, no ready explanation has been found. On the other hand, *Amaranthus blitoides*, a very important weed in our fields, was found in the above-ground flora but not in the seedbank (emergence rate of less than 3%).

The relationship between the total numbers of seedlings appearing in the seedbank and in the above-ground flora for 1995/96 and 1996/97 is shown in Figure 3 ($r^2 = 0,37$). Until this correlation can be clearly established, more studies need to be carried out under our particular weather conditions and under

different crop systems, such as forage. The present study will continue until 2000. It is expected that we will be able (with this methodology) to predict at least the rank order of abundance for the most frequent species in the soil and to correlate this with the above-ground flora.

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to thank to Mrs. Cecília Marques and Mr. J. Caetano from DGPC, for helpful field assistance.

REFERENCES

- BARRALIS, G. & CHADOEUF, R. (1980). Étude de la dynamique d'une communauté adventice. I. Évolution de la flore adventice au cours du cycle végétatif d'une culture. *Weed Research* **20**, 231-237.
- DESSAINT, F., BARRALIS, G., BARRET, E., CAIXINHAS, M.L., POST, B. J. & ZANIN, G. (1992). Étude cooperative EWRS. La détermination du potentiel semencier. II. Estimation de la précision relative sur la moyenne à partir de composites. *Weed Research* **32**, 95-101.
- DESSAINT, F., BARRALIS, G., CAIXINHAS, M.L., MAYOR, J.-P., RECASENS, J. & ZANIN, G. (1996). Precision of soil seedbank sampling: how many soil cores?. *Weed Research* **36**, 143-151.
- FORCELLA, F., ERADAT-OSKONI, K. & WAGNER, S.W. (1993). Application of weed seedbank ecology to low-input crop management. *Ecological Applications* **3**, 74-83.
- ROBERTS, H.A. & RICKETTS, M.E. (1979). Quantitative relationships between the weed flora after cultivation and seed population in the soil. *Weed Research* **19**, 269-275.
- SWANTON, C.L. & WEISE, S.F. (1991). Integrated weed management: the rationale and approach. *Weed Technology* **5**, 657-663.

ÍNDICES DE CARACTERIZAÇÃO ECOLÓGICA DA PAISAGEM - INSTRUMENTOS ÚTEIS PARA O PLANEAMENTO AMBIENTAL?

L. B. G. Quinta-Nova

Escola Superior Agrária de Castelo Branco, 6000 Castelo Branco.

E-mail: lnova@uevora.pt

Quinta-Nova, L. B. G. (1999). Índices de Caracterização Ecológica da Paisagem - Instrumentos Úteis para o Planeamento Ambiental? *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 97-107.

Com o objectivo de determinar a sua aptidão para interpretar da modificação do mosaico paisagístico, foram testados alguns índices de caracterização ecológica da paisagem numa área localizada na Península de Setúbal.

Foram gerados mapas digitais com recurso ao Sistema de Informação Geográfica ARC/INFO®, correspondentes a diferentes níveis de agregação das unidades de uso/habitat para a zona de estudo, em três anos diferentes (1958, 1967 e 1994). Posteriormente foi aplicado o programa FRAGSTATS® de forma a calcular os índices seleccionados. Finalmente discutem-se os resultados obtidos, tecendo-se algumas considerações sobre a sua aplicabilidade.

Palavras chave: Índices de Caracterização Ecológica, Planeamento Ambiental, Ecologia da Paisagem

Quinta-Nova, L. B. G. (1999). Landscape indices – Useful tools in environmental planning? *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 97-107.

With the purpose of determining its ability to reflect landscape change, some selected landscape indices were tested in a study area in the Setúbal Peninsula.

After creating digital maps using ARC/INFO® Geographic Information System, the computer software FRAGSTATS® was applied to calculate the selected indices for different habitat aggregation levels in three years (1958, 1967 and 1994).

The utility of these indices for describing the landscape change will be discussed.

Key words: landscape indices, environmental planning, landscape ecology.

INTRODUÇÃO

A interpretação das descrições matemáticas da estrutura da paisagem é controversa. No entanto, os técnicos ligados ao planeamento paisagístico encaram uma necessidade crescente de estudar os impactes decorrentes da modificação da paisagem e de monitorizar o estado e a qualidade das paisagens. Desta forma os gestores são atraídos pelos índices de caracterização ecológica da paisagem como ferramentas de apoio ao processo de tomada de decisão.

Em vários países os índices de caracterização ecológica da paisagem são utilizados em programas nacionais de monitorização do estado e modificação de paisagens rurais. Entre os indicadores utilizados estão vários índices que permitem descrever a dimensão e configuração das áreas agricultadas e dos habitats semi-naturais, a conectividade entre elementos da paisagem e a heterogeneidade da paisagem. Estes índices descrevem de uma forma clara importantes atributos da paisagem, restando saber qual a sua relevância no estudo dos processos ecológicos.

No presente estudo pretendeu-se testar a aptidão de alguns índices de caracterização ecológica da paisagem para a interpretação da modificação da paisagem na área da Apostiça, localizada no Concelho de Sesimbra, entre 1958 e 1994.

A razão da escolha da presente área prende-se com o facto desta apresentar uma grande dinâmica no processo de alteração do quadro de uso durante o período referido, constituindo ao mesmo tempo, uma área com um importante papel de ligação entre biótopos conferindo-lhe um elevado valor ecológico, actual ou residual.

MATERIAL E MÉTODOS

No processo de caracterização ambiental a existência de um referencial topológico é imprescindível. No presente estudo optou-se pela representação espacial através de polígonos homogéneos, partindo da análise estrutural do espaço de uso, recorrendo à interpretação de fotografias aéreas relativas a voos realizados entre 1958 e 1990.

Foram gerados mapas digitais com recurso ao Sistema de Informação Geográfica ARC/INFO[®], correspondentes a diferentes níveis de agregação das unidades de uso/habitat para a zona de estudo (Fig. 1), em três anos diferentes (1958, 1967 e 1994). As unidades espaciais foram definidas com base em critérios relacionados com o seu interesse como biótopos para a fauna e flora. Para tal recorreu-se à Classificação dos Usos do Território e dos Habitats de Portugal Continental - Projecto INASP (CRUZ *et al.*, 1993).

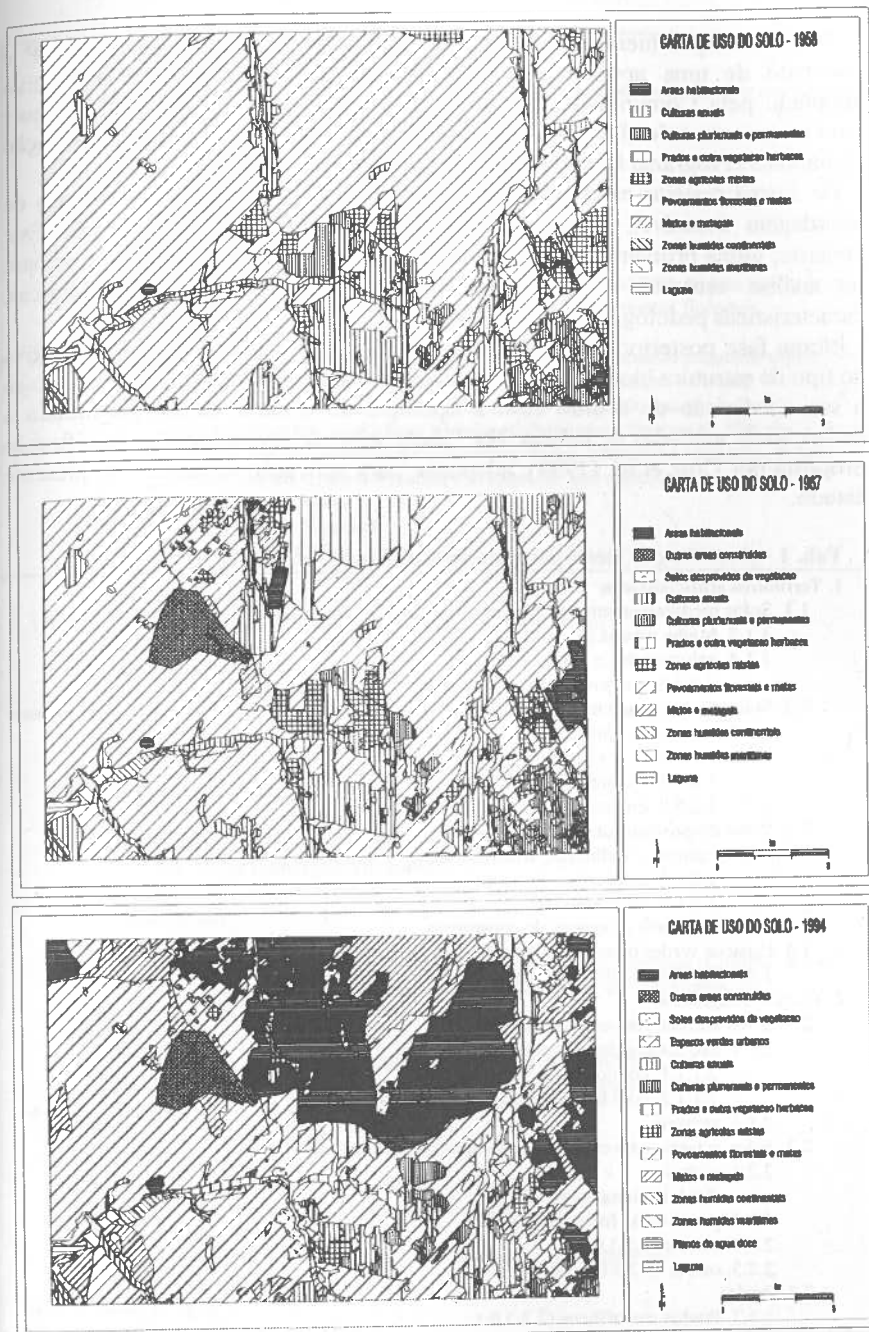


Fig. 1. Cartografia relativa aos três momentos estudados (classificação até ao 2º dígito).

A classificação hierárquica desenvolvida no âmbito do Projecto INASP é resultado de uma aproximação integrada baseada no sistema classificativo adoptado pela Comunidade Europeia no âmbito do Programa CORINE, quer para os usos do solo (Programa CORINE Land Cover), quer para a classificação de habitats (Programa CORINE Biótopos).

De forma a realizar estes pontos Cruz *et al.* (1993) apresenta um método de abordagem acessível, designado por análise paramétrica diferenciada. Este consiste, numa primeira fase, na diferenciação de estações ou parcelas com base na análise estrutural dos factores geocénóticos (disponibilidades hídricas, características pedológicas e litológicas).

Numa fase posterior procede-se à recolha do máximo de informação relativa ao tipo de estrutura biocenótica existente para cada unidade física, procedendo-se à sua subdivisão de acordo com a tipologia do coberto actual, permitindo a definição de unidades de habitat. Na Tabela seguinte apresenta-se a classificação proposta por Cruz *et al.* (1993), adaptada para aplicação no âmbito do presente estudo.

Tab. 1 - Classificação hierárquica adaptada de Cruz *et al.* (1993)

- | |
|--|
| 1. Territórios artificializados |
| 1.1. Solos predominantemente impermeabilizados, vocacionados para a habitação humana |
| 1.1.2. Malha urbana descontínua (1.1.2.0.) |
| 1.1.4. aglomerados e habitações rurais |
| 1.1.4.1. em povoamento concentrado |
| 1.2. Solos predominantemente impermeabilizados, não vocacionados para a habitação humana |
| 1.2.2. redes rodoviária e ferroviária |
| 1.2.5. instalações e estruturas militares |
| 1.2.5.1. em área de pinhal |
| 1.2.5.2. em área de mato |
| 1.3. Solos desprovidos de vegetação, por artificialização profunda e duradoira |
| 1.3.1. Pedreiras, saibreiras, areiros e outras explorações de inertes a céu aberto |
| 1.3.1.1. activas |
| 1.3.1.2. abandonadas |
| 1.3.3. Estaleiros e espaços de construção |
| 1.4. Espaços verdes ordenados, de utilização predominante/ livre |
| 1.4.2. Espaços e estruturas desportivas, e de recreio e lazer |
| 2. Territórios agrícolas |
| 2.1. Solos aráveis, com cultivos anuais |
| 2.1.1. não abrangidos por perímetros de rega |
| 2.1.1.1. com cultivos arvenses |
| 2.1.1.2. com horticultura ou floricultura |
| 2.1.3. arrozais |
| 2.2. Solos aráveis, com cultivos plurianuais ou permanentes |
| 2.2.1. vinhas |
| 2.2.1.1. vinha baixa |
| 2.2.2. pomares de fruteiras (2.2.2.0.) |
| 2.2.3. olivais (2.2.3.0.) |
| 2.2.5. outros (2.2.5.0. - figueira) |
| 2.3. Prados |
| 2.3.3. Prados mesofílicos (2.3.3.0.) |

- 2.3.4. Prados xerofílicos (2.3.4.0.)
- 2.4. Zonas agrícolas mistas e zonas heterogêneas
- 2.4.1. cultivos anuais diversos e intercalados entre si, associados ou não com cultivos plurianuais (mosaico de cultivos).
- 2.4.1.1. Vinha + Arvenses
- 2.4.1.2. Arvenses + Vinha
- 2.4.1.3. Arvenses + Hortícola + Vinha + Pomar
- 2.4.1.4. Arvenses + Hortícola
- 2.4.1.5. Arvenses + Olival
- 2.4.1.6. Hortícola + Pomar
- 2.4.2. Terras ocupadas principalmente por agricultura (mais de 50% da área total), mas associadas a espaços naturais, semi-naturais ou povoamentos florestais significativos.
- 2.4.2.1. Matas e povoamentos florestais ordenados, ocupando pequenas superfícies, intercalados com terrenos de uso agrícola (Arvenses + Pinhal)
- 2.4.3. Territórios agro-florestais, agro-pastoris ou silvo-pastoris, em que as terras ocupadas por agricultura não são predominantes (menos de 50% da área total). Matas e povoamentos florestais, matos, matagais e carrascais, prados e "baldios, em que estão intercalados terrenos de uso agrícola.
- 2.4.3.1. Pinhal + Vinha
- 2.4.3.2. Pinhal + Figueiral
- 2.4.3.3. Sobre + Olival
- 2.4.3.4. Sobre + Olival
- 2.4.3.5. Pinhal + Hortícola
3. Matas e outras formações semi-naturais, e povoamentos florestais
- 3.1. Matas
- 3.1.3. Povoamentos florestais
- 3.1.3.1. Pinhal bravo (*Pinus pinaster*)
- 3.1.3.2. Pinhal manso (*Pinus pinea*)
- 3.1.3.6. Eucaliptal (*Eucalyptus* sps.)
- 3.1.3.7. Choupal (*Populus* sps.)
- 3.1.3.8. Eucalipto + Pinheiro
- 3.1.3.9. Pinheiro + Sobre
- 3.1.4. Montados e estruturas semelhantes
- 3.1.4.1. de sobre (*Quercus suber*)
- 3.2. Matagais, matos e outras formações de porte baixo, constituídas por lenhosas e/ou herbáceas
- 3.2.2. Matos
- 3.2.2.1. Matos sobre solos arenosos de toalha freática profunda (*Corema album*, *Juniperus* sps., *Thymus* sps., *Stauracanthus* sps., *Halimium* sps.)
- 3.2.2.2. Tojais (*Ulex* sps., *Genista* sps.)
- 3.2.2.3. Urzais (*Erica* sps., *Calluna* sps.)
- 3.2.3. Formações ruderais pioneiras e/ou de gramíneas e terófitas
- 3.2.3.1. Prados pobres e zonas sujeitas a pisoteio intenso e/ou pastoreio
4. Zonas húmidas e meios aquáticos
- 4.1. Zonas húmidas continentais
- 4.1.3. Caniçais e juncais
- 4.1.3.1. Caniçais (*Phragmites* sp., *Typha* sps.)
- 4.1.3.2. Juncais (*Juncus* sps., *Cyperus* sps.)
- 4.2. Zonas húmidas marítimas
- 4.2.1. Sapais, Juncais e outras formações halófitas e semi-halófitas
- 4.2.1.1. Juncais semi-halófitos
5. Superfícies de água
- 5.1. Águas continentais

- 5.1.1. Cursos de água
 - 5.1.1.2. de regime temporário
 - 5.1.1.3. de regime esporádico
- 5.1.2. Planos de água
 - 5.1.2.1. de nível constante
 - 5.1.2.2. de nível variável
- 5.2. Águas salobras e salgadas
 - 5.2.1. Lagoas e lagunas litorais (5.2.1.0.)

Esta consideração da estrutura actual do espaço numa perspectiva de habitats constitui uma aproximação bastante válida segundo Fernandes (1993a).

Com a aplicação de um conjunto de índices seleccionados a partir da bibliografia existente e apresentados na Tabela 2, procurou-se encontrar um algoritmo capaz de fornecer informação relativamente ao grau de fragmentação máximo, salvaguardando as funções ecológicas da região. Esse índice terá um elevado interesse para o planeamento, contribuindo para a definição de limiares de ocupação urbana, no âmbito de uma futura regulamentação da ocupação do solo.

Assim seleccionaram-se sete índices que foram calculados para a área de estudo, tendo sido obtidos valores representativos da evolução qualitativa da paisagem ao longo do período de tempo estudado (37 anos). Para tal recorreu-se ao programa FRAGSTATS[®].

De forma a quantificar a diversidade estrutural da paisagem aplicaram-se os índices de diversidade de Shannon (Shannon *et al.*, 1949) e de Simpson (Simpson, 1949). Estes comparam o número e área das diferentes unidades de habitat com o número e área máximos de unidades que podem ocorrer na área total em estudo, fornecendo indicações sobre a diversidade estrutural relativa do mosaico paisagístico.

Para exprimir a regularidade do padrão paisagístico, ou seja, da distribuição da área entre os vários tipos de manchas de uso, recorreu-se aos índices de regularidade desenvolvidos por Shannon *et al.* (1949) e por Simpson (1949). Os índices referidos permitem estabelecer uma comparação entre o nível de diversidade observado e um nível de diversidade máximo para uma riqueza de tipos de mancha equivalente.

O índice de contágio proposto por Li *et al.* (1993), mede o nível de agregação das diferentes manchas de uso. Assim, quando se observam valores elevados de contágio são encontradas manchas largas e contínuas na paisagem. Quando se observam valores baixos, a paisagem é dissecada em várias manchas pequenas.

Na construção dos gráficos ilustrativos da evolução dos vários índices de avaliação da paisagem consideraram-se três níveis de agregação relativos à classificação do Projecto INASP, acima referida. Desta forma, estão representados as unidades de uso principais, correspondentes aos quatro dígitos da classificação, as tipologias de uso (dois dígitos) e os agrupamentos de uso principais (um dígito).

Tab. 2 - Características dos índices seleccionados

Índice	Parâmetro medido	Expressão numérica	Descrição
Índice de diversidade de Shannon	Diversidade estrutural	$SEDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$	Este índice de diversidade baseia-se na teoria da informação de Shannon <i>et al.</i> (1949), e representa a quantidade de "informação" por mancha. O valor deste índice aumenta com o número de manchas de diferentes tipos e/ou quando a distribuição proporcional de área entre os diferentes tipos de mancha se torna mais regular.
Índice de diversidade de Simpson	Diversidade estrutural	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$	O valor do índice de diversidade de Simpson representa a probabilidade de quaisquer tipos de mancha seleccionados ao acaso pertencerem a diferentes tipos de mancha. Desta forma, quanto mais elevado for o valor, maior a probabilidade de 2 manchas escolhidas ao acaso serem de diferentes tipos.
Índice de diversidade de Simpson modificado	Diversidade estrutural	$MSIDI = - \ln \sum_{i=1}^m P_i^2$	
Índice de regularidade de Shannon	Regularidade na distribuição	$SHEI = \frac{\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$	A regularidade na distribuição corresponde ao nível observado de diversidade dividido pela máxima diversidade possível para uma dada riqueza de manchas. A diversidade máxima para qualquer nível de riqueza é baseada numa distribuição equitativa entre os vários tipos de mancha. Deste modo, a diversidade observada dividida pela diversidade máxima para um dado número de tipos de mancha representa a redução proporcional no índice de diversidade atribuída à falta de uma perfeita equitabilidade na distribuição.
Índice de regularidade de Simpson	Regularidade na distribuição	$SEIEI = \frac{1 - \sum_{i=1}^m P_i^2}{1 - \left(\frac{1}{m}\right)}$	
Índice de regularidade de Simpson modificado	Regularidade na distribuição	$MSIEI = \frac{- \ln \sum_{i=1}^m P_i^2}{\ln m}$	
Índice de contágio	Grau de agregação	$\left[\sum_{i=1}^m \left(\frac{z_i}{z} \right) \left(\frac{z_j}{z} \right) \right] \cdot \left(\frac{z_i}{z} \right) \left(\frac{z_j}{z} \right)$	O grau de agregação consiste na soma do produto de 2 probabilidades: (1) a probabilidade de uma célula escolhida ao acaso pertencer à mancha do tipo i (estimada pela abundância de manchas do tipo i), e (2) a probabilidade de uma célula pertencente a uma mancha do tipo i, ter pelo menos uma das suas células vizinhas pertencente a uma mancha do tipo j (calculada pela abundância proporcional de manchas do tipo i contíguas a manchas do tipo j). O produto dessas probabilidades é igual á probabilidade que existe de 2 células adjacentes escolhidas ao acaso pertencerem a manchas do tipo i e j.

A consideração de vários níveis de agregação permite avaliar de que forma o detalhe da classificação utilizado irá afectar os resultados obtidos para as várias metodologias testadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 é apresentada uma selecção dos valores obtidos dos algoritmos para os três níveis de agregação e para os três momentos estudados.

Os valores resultantes da aplicação dos índices de diversidade estrutural da paisagem ilustram um aumento gradual da diversidade estrutural ao longo do período estudado para todos os níveis de agregação de informação. Para cada uma das áreas estudadas. Verificou-se igualmente, um aumento da diversidade para os diferentes níveis de agregação ao longo do tempo (Fig. 2).

Tab. 3 - Resultados da aplicação dos índices seleccionados

Ano	(Unidades de Uso - 4 dígitos)			(Tipologias de Uso - 2 dígitos)			(Agrupamentos de Uso - 1 dígito)		
	1958	1967	1994	1958	1967	1994	1958	1967	1994
Índice de diversidade de Shannon	1,23	1,63	2,05	0,8	1,2	1,54	0,58	0,79	0,94
Índice de diversidade de Simpson	0,45	0,58	0,76	0,37	0,52	0,69	0,35	0,46	0,54
Índice de diversidade de Simpson modificado	0,6	0,86	1,41	0,46	0,73	1,18	0,43	0,61	0,77
Índice de regularidade de Shannon	0,36	0,44	0,56	0,35	0,48	0,58	0,36	0,49	0,59
Índice de regularidade de Simpson	0,47	0,59	0,78	0,41	0,56	0,74	0,43	0,57	0,67
Índice de regularidade de Simpson modificado	0,17	0,23	0,39	0,2	0,29	0,45	0,26	0,38	0,48
Índice de contágio (%)	80,54	73,83	66,55	78,2	70,61	64,73	77,04	69,62	63,89

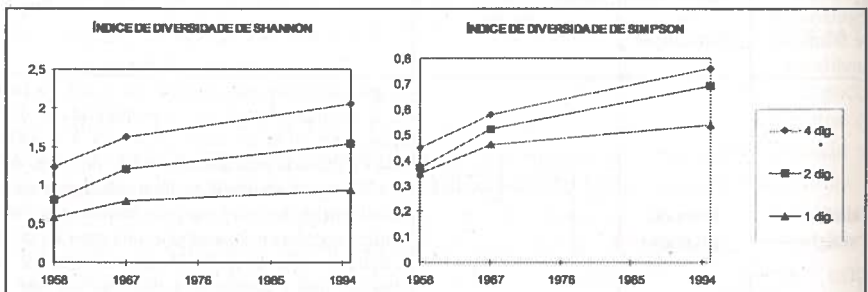


Fig. 2 - Variação temporal dos índices de diversidade estrutural da paisagem

Estes índices têm um interesse essencialmente faunístico e têm em consideração a existência de uma grande heterogeneidade de estruturas que se podem constituir como biótopos para um conjunto de actividades biocenóticas. Já em trabalhos anteriores se havia comprovado que a utilização do índice de diversidade de Shannon se mostra pouco adequada para aplicações em áreas heterogêneas em termos do valor ecológico dos habitats. Essa inadequação prende-se com a circunstância de os autores não terem considerado a avaliação integrada critérios de natureza funcional e estrutural

Os valores resultantes da aplicação dos índices de regularidade de distribuição das manchas de uso apresentam uma semelhança de comportamento para diferentes níveis de agregação dos usos, com os diferentes valores a aproximarem-se entre si (Fig. 3).

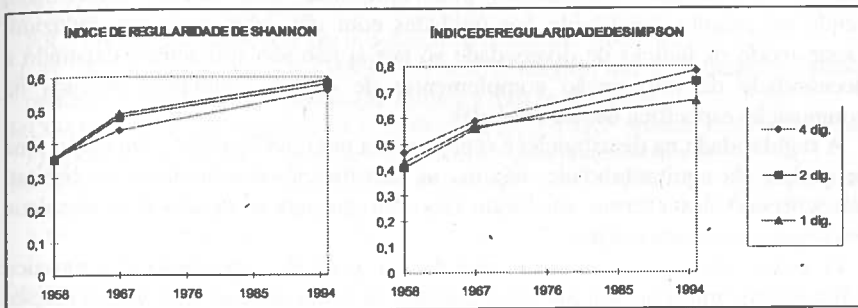


Fig. 3 – Variação temporal dos índices de regularidade de distribuição.

Estes índices, embora constituindo-se como instrumento de caracterização do grau de dispersão do mosaico paisagístico, não fornecem indicações significativas relativas ao seu grau de agregação/ dispersão.

Relativamente ao índice de contágio constatou-se que existe uma relação directa entre os três níveis de agregação estudados, ocorrendo um decaimento gradual do grau de agregação das manchas de uso (Fig. 4).

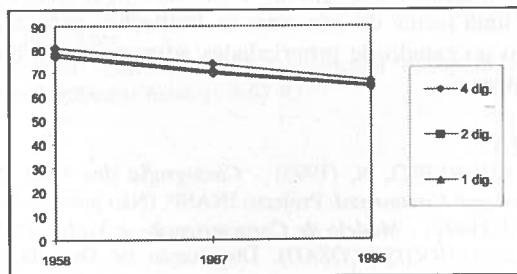


Fig. 4 – Variação temporal do índice de contágio (grau de agregação).

O índice de contágio como medida do grau de agregação do mosaico paisagístico, poderá apresentar interesse como indicador da fragmentação, aplicável, portanto no planeamento, na medida em que fornece indicações valiosas relativamente a aspectos ligados com a proximidade/afastamento das manchas paisagísticas com características estruturais semelhantes.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos no âmbito do presente estudo, chegou-se a um conjunto de considerações que seguidamente se enunciam, relativas à aplicabilidade dos índices testados.

A principal limitação na aplicação dos índices de diversidade resulta do facto destes não tomarem em linha de conta o potencial ecológico das unidades de habitat. Um mosaico paisagístico pode apresentar uma elevada diversidade, sendo no entanto constituído por unidades com um valor ecológico reduzido. Deste modo os índices de diversidade só por si não são suficientes, existindo a necessidade de informação complementar de ordem qualitativa baseada na composição específica dessas unidades.

A regularidade na distribuição é representada pelo índice respectivo como uma proporção da equitabilidade máxima na distribuição das unidades de habitat, não sofrendo, desta forma, das limitações referidas para os índices de diversidade em termos de interpretação.

O índice de contágio como medida do grau de agregação do mosaico paisagístico, apresenta um interesse assinalável como indicador da fragmentação, aplicável, portanto no planeamento, na medida em que fornece indicações valiosas relativamente a aspectos ligados com a proximidade/afastamento das manchas paisagísticas.

O desenvolvimento de novos métodos de caracterização do grau de fragmentação do mosaico paisagístico passa pela integração de dados de natureza qualitativa, tornando mais operacional a sua interpretação, pois os índices só por si não são suficientes para interpretar a dinâmica do quadro de uso.

O recurso a descritores funcionais e a sua utilização comparativa sobre a estrutura estável e a circunstancial da paisagem, permitindo identificar e caracterizar os conflitos estruturais e a sua intensidade relativa, poderá igualmente ser uma forma de contornar as limitações existentes nos índices no que diz respeito ao estudo de propriedades adimensionais, como é o caso das relações ecológicas.

BIBLIOGRAFIA

- CRUZ, C.S. & LOUREIRO, N. (1993) - *Cartografia dos Usos de Território e dos Habitats de Portugal Continental*. Projecto INASP. (Não publicado)
- FERNANDES, J.P.(1991) - *Modelo de Caracterização e Avaliação Ambiental aplicável ao Planeamento (ECOGIS/ECOSAD)*. Dissertação de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa

- FERNANDES, J.P. (1993a) - Características das Unidades Ecológicas em Portugal, *Curso sobre Impactes nos Sistemas Ecológicos*, CEPGA/SNPRCN, Serra da Estrela.
- FERNANDES, J.P. (1993b) - Classificação das Unidades Ecológicas adoptada em Portugal, *Curso sobre Impactes nos Sistemas Ecológicos*, CEPGA/SNPRCN, Serra da Estrela.
- FERNANDES, J.P. (1994) - Análise Estrutural do Espaço de Uso: um Instrumento para o Planeamento e a Decisão Ambiental. *4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Lisboa.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986) - *Landscape Ecology*, John Wiley and Sons, New York.
- FORMAN, R.T.T. (1995) - *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge
- HOOVER, S. R. & PARKER, A. J., (1991) - Spatial components of biotic diversity in landscapes of Georgia, USA. *Landscape Ecology*, 5:125-136.
- KRUMMELL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G., O'NEILL, R.V. & COLEMAN, P.R. (1987) - Landscape patterns in a disturbed landscape. *Oikos*, 48:321-324.
- LI, H., & REYNOLDS, J.F. (1993) - A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* (em impressão).
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. (1993) - *FRAGSTATS. Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Oregon State University.
- O'NEILL, R.V.; KRUMMELL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D.L.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; ZYGMUNT, B.; CRISTENSEN, S.W.; DALE, V.H. & GRAHAM, R.L. (1988). - Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1:153-162.
- QUINTA-NOVA, L. (1995) - *Análise da Evolução de uma área localizada na Península de Setúbal na sequência de um processo de alteração de uso bem caracterizado*. Dissertação de Mestrado. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa
- ROMME, W.H. & KNIGHT, D.H. (1982) - Landscape Diversity: The concept applied to the Yellowstone Park. *Bioscience* 32:664-670.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949) - *The Mathematical Theory of Communication*, University of Illinois Press, Urbana.
- SIMPSON, E. H. (1949) - Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- TURNER, M.G. (1989) - Landscape Ecology: The effect of Pattern and Process - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20:171-197.
- TURNER, M.G. (1990) - Spatial and Temporal analysis of Landscape Patterns. *Landscape Ecology* 4:21-30.
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (1991) - *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer, New York.
- ZOONEVELD, I.S. (1989) - The land unit. A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3:67-83.

**A PREVENÇÃO DAS COLISÕES DE AERONAVES COM AVES:
CARACTERIZAÇÃO DA AVIFAUNA NO AEROPORTO
FRANCISCO SÁ CARNEIRO (PORTO)**

F. F. Lobo, D. Gonçalves, A. P. Fontoura & P. Lopes

Centro de Estudos de Ciência Animal (C.E.C.A), Instituto de Ciências e
Tecnologias Agrárias e Agro-Alimentares (I.C.E.T.A.) - Universidade do Porto
Rua D. Manuel II - Apartado 5259 - 4021 Porto Codex
Departamento de Zoologia e Antropologia - Faculdade de Ciências do Porto
Praça Gomes Teixeira - 4050 Porto

Lobo, F. F., Gonçalves, D., Fontoura, A. P. & Lopes, P. (1999). A prevenção das colisões de aeronaves com aves no aeroporto Francisco Sá Carneiro (Porto) - Caracterização da avifauna na área do aeroporto. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 109-119.

Neste trabalho fez-se uma análise da avifauna ocorrente na área do Aeroporto Francisco Sá Carneiro (Porto), constituindo assim uma primeira abordagem ao problema das colisões de aeronaves com aves (*bird strikes*). O estudo decorreu entre Novembro de 1997 e Setembro de 1998. Devido às características da área de estudo, os dados foram obtidos de duas formas distintas: observação a partir da antiga torre de controlo de tráfego aéreo; transectos lineares com distância fixa. Foram identificadas 46 espécies de aves, a maioria das quais insectívoras pertencentes à Ordem dos Passeriformes. Foi também estudada a movimentação de gaivotas (*Larus* sp.) na área do aeroporto e zona circundante, tendo sido possível definir os seus principais corredores de movimentação. Tendo em conta a densidade, o porte e o comportamento gregário, dividiram-se as espécies de aves inventariadas em três grupos, de acordo com o risco potencial para a colisão com aves. As gaivotas, o abibe e os estorninhos constituem as espécies para as quais é imperativo definir programas de gestão, com o objectivo de reduzir o risco de colisão. Finalmente apresentam-se algumas sugestões tendo em vista a minimização deste problema.

Palavras Chave - Aves, Aeronaves, Colisões, Aeroporto do Porto.

Lobo, F. F., Gonçalves, D., Fontoura, A. P. & Lopes, P. (1999). Bird strike prevention at the Airport Francisco Sá Carneiro (Porto) - Bird community characterization. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 109-119.

A first approach to the bird strike problem in the Airport Francisco Sá Carneiro (Porto) was carried out through the analysis of bird communities. The study was performed between November 1997 and September 1998. According to the characteristics of the study area, two sampling strategies were applied: observations from the old control tower and line transects with fixed distance. Forty six avian species were identified. The majority were insectivorous passerines birds. The movements of gulls (*Larus* sp.) in the airport and surrounding areas were also studied, allowing the identification of their main flying corridors. Based on density, size and gregarious behaviour, the recorded species were divided in three groups according to their potential risk to bird strike. Gulls, lapwing and starlings are the species for which it is imperative to establish management programs. Finally, suggestions towards the minimisation of this problem are presented.

Keywords: Birds, Aircrafts, Strikes, Porto Airport.

INTRODUÇÃO

As colisões de aeronaves com aves (*Bird strikes*) constituem uma das maiores preocupações das companhias aéreas e do público em geral. De facto, desde o primeiro acidente fatal ocorrido em 1912, a frequência deste tipo de ocorrências não tem parado de aumentar. Actualmente, as grandes aeronaves comerciais estão preparadas para suportar o impacto de muitas aves, mas não de todas. Felizmente, a maioria destas colisões não causam grandes danos, mas, mesmo assim, os custos económicos são geralmente elevados.

As espécies envolvidas nestes incidentes são muito numerosas. Os Larídeos (gaivotas), juntamente com outras aves aquáticas (Anatídeos e Limícolas), constituem, sem dúvida, os grupos de aves mais problemáticos (KOENIG, 1996; Aas, 1997 com. pess.).

A procura de soluções para mitigar este problema é de primeira importância e diz respeito a numerosos sectores da comunidade (companhias aéreas, aeroportos, passageiros, comunidades que vivem nas imediações de aeroportos, companhias de seguros, governos, etc.) .

Assim, e por solicitação da Direcção do Aeroporto Francisco Sá Carneiro, plenamente consciente destes factos e naturalmente preocupada com os incidentes nele ocorridos, iniciou-se um programa de colaboração entre esta entidade e o Centro de Estudos de Ciência Animal (CECA - ICETA - Univ. Porto) com o objectivo de, numa primeira fase, estudar a avifauna na área do Aeroporto e avaliar o risco associado ás diferentes espécies presentes.

Os resultados que agora se apresentam dizem respeito ao estudo da ornitocenose presente no Aeroporto. A informação obtida deverá contribuir para definir prioridades e técnicas mitigadoras cuja experimentação e implementação deverão ser objecto de uma segunda fase de trabalho.

MATERIAL E MÉTODOS

O Aeroporto Francisco Sá Carneiro localiza-se 11 Km a Norte da cidade do Porto, a cerca de 4 Km da linha de costa e a uma altitude média de 69 m. Compreende uma área aproximada de 320 ha. No interior desta área encontra-se uma paisagem pouco diversificada, que, para além das infra-estruturas características (edifícios, pista principal, "taxiways", etc.), é dominada por amplos espaços abertos, com vegetação rasteira. Existe ainda alguma vegetação arbustiva e arbórea, muito localizada, e uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR).

Na zona circundante ao Aeroporto existem campos agrícolas (a Norte e a Este), bosques mistos de eucaliptos e pinheiros, com algum mato (a Oeste e a Sul), algumas casas de habitação (a Este) e vias de comunicação rodoviária (sobretudo a Sul).

O estudo da avifauna na área do Aeroporto decorreu entre os meses de Novembro de 1997 e Setembro de 1998. Sempre que possível, as observações e registo de dados foram efectuados por períodos de dois dias consecutivos num total de seis dias por mês. Não foram efectuadas prospecções nocturnas.

Dadas as características particulares da área de estudo, a recolha de dados foi efectuada de duas formas distintas:

1 - Observação a partir da antiga torre de controlo de tráfego aéreo ("torre velha")

Consistiu na recolha de dados da avifauna ocorrente na área do Aeroporto e zona circundante, efectuando observações a partir da "torre velha" com o auxílio de binóculo e luneta. A escolha deste local deveu-se ao facto de permitir uma cobertura visual quase completa da área em estudo. Os dados obtidos referiram-se a: espécie, número de indivíduos, comportamento (pousados ou em voo, localização, direcção de voo, reacção face a aeronaves, etc.).

As observações foram realizadas entre o amanhecer e o anoitecer. O registo foi efectuado de forma contínua nas duas primeiras horas após o amanhecer e, a partir daí, de hora em hora, durante 15 minutos.

Esta metodologia foi também utilizada para tentar definir os principais corredores de movimentação de gaivotas (*Larus* sp.) no Aeroporto e zona circundante.

2 - Transectos lineares com distância fixa

Foram definidos dois transectos, um deles localizado do lado Oeste e o outro do lado Este, coincidindo praticamente com o "caminho periférico à pista" e

correspondendo a uma extensão total percorrida de 8,250 Km. Considerou-se uma distância fixa de observação de 150 metros para cada lado da linha de progressão. Estes transectos foram percorridos duas vezes durante o dia (manhã e tarde), sensivelmente às mesmas horas, em viatura e a uma velocidade reduzida (8-10 Km/h). Por vezes, devido às más condições atmosféricas (chuva intensa), não foi possível efectuar os transectos. Foram registados apenas os dados relativos a aves pousadas (espécie, número de indivíduos e localização).

Através deste método foi possível determinar o valor de densidade (**D**) para cada espécie aplicando a seguinte fórmula (TELLERIA, 1986):

$$D = n / 2LW$$

(**n** = número de indivíduos observados ao longo de um transecto, com comprimento **L** e largura **W** para cada lado)

RESULTADOS

1 - Espécies de aves que ocorrem no aeroporto

As diferentes espécies de aves observadas e identificadas na área do Aeroporto, durante o período de estudo, estão indicadas na Tabela 1. Foram identificadas 46 espécies de aves, a maioria das quais (31) pertencendo à Ordem dos Passeriformes. Pelo facto de não se terem efectuado prospecções nocturnas, não foi possível confirmar a ocorrência de aves de hábitos essencialmente nocturnos, de que algumas rapinas são exemplo.

Considerando o regime alimentar genérico de todas as espécies inventariadas, constituíram-se quatro categorias: predadores, fundamentalmente omnívoros, fundamentalmente granívoros e fundamentalmente insectívoros. Obteve-se uma maior proporção de insectívoros (63%), seguida pela dos granívoros (22%), omnívoros (9%) e predadores (6%) (Figura 1).

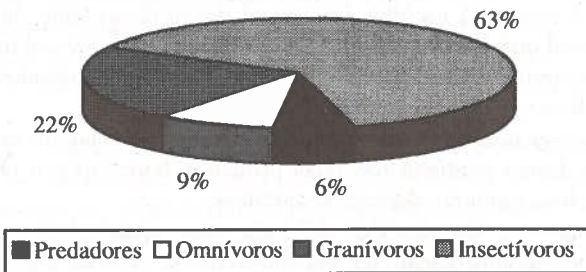


Figura 1 - Estrutura trófica (proporção de espécies) da ornitocenose presente na área do Aeroporto Francisco Sá Carneiro.

AVIFAUNA NA ÁREA DO AEROPORTO FRANCISCO SÁ CARNEIRO 113

Tabela 1 - Espécies de aves observadas e identificadas na área do Aeroporto Francisco Sá Carneiro (Novembro de 1997 a Setembro de 1998).

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	
ACCIPITRIFORMES	ACCIPITRIDAE	Águia-de-asa-redonda (<i>Buteo buteo</i>) Gavião-da-Europa (<i>Accipiter nisus</i>)	
	FALCONIDAE	Peneireiro-vulgar (<i>Falco tinnunculus</i>)	
GALLIFORMES	PHASIANIDAE	Perdiz-vermelha (<i>Alectoris rufa</i>)	
CHARADRIIFORMES	CHARADRIIDAE	Abibe (<i>Vanellus vanellus</i>) Tarambola (<i>Pluvialis sp.</i>)	
	SCOLOPACIDAE	Narceja-comum (<i>Gallinago gallinago</i>) Maçarico-das-rochas (<i>Actitis hypoleucos</i>)	
	LARIDAE	Gaivotas (<i>Larus sp.</i>)	
COLUMBIFORMES	COLUMBIDAE	Pombo-doméstico (<i>Columba livia</i>) Pombo-torcaz (<i>Columba palumbus</i>) Rola-comum (<i>Streptopelia turtur</i>)	
APODIFORMES	APODIDAE	Andorinhão-preto (<i>Apus apus</i>)	
CORACIIFORMES	UPUPIDAE	Poupa (<i>Upupa epops</i>)	
PICIFORMES	PICIDAE	Peto-verde (<i>Picus viridis</i>)	
PASSERIFORMES	ALAUDIDAE	Cotovia-de-poupa (<i>Galerida cristata</i>) Laverca (<i>Alauda arvensis</i>)	
	HIRUNDINIDAE	Andorinha-das-barreiras (<i>Riparia riparia</i>) Andorinha-das-chaminés (<i>Hirundo rustica</i>)	
	MOTACILLIDAE	Petinha-dos-prados (<i>Anthus pratensis</i>) Petinha-dos-campos (<i>Anthus campestris</i>) Alvéola-amarela (<i>Motacilla flava</i>) Alvéola-cinzenta (<i>Motacilla cinerea</i>) Alvéola-branca (<i>Motacilla alba</i>)	
		LANIIDAE	Picanço-real (<i>Lanius excubitor</i>)
		STURNIDAE	Estorninhos (<i>Sturnus sp.</i>)
		CORVIDAE	Gaio-comum (<i>Garrulus glandarius</i>) Pega-rabuda (<i>Pica pica</i>) Gralha-preta (<i>Corvus corone</i>)
	TROGLODYTIDAE	Carrica (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	
	PRUNELLIDAE	Ferreirinha-comum (<i>Prunella modularis</i>)	
	SYLVIIDAE	Fuinha-dos-juncos (<i>Cisticola juncidis</i>) Toutinegra-de-barrete-preto (<i>Sylvia atricapilla</i>) Toutinegra-de-cabeça-preta (<i>Sylvia melanocephala</i>) Felosa-comum (<i>Phylloscopus collybita</i>)	
		TURDIDAE	Cartaxo-comum (<i>Saxicola torquata</i>) Rabirruivo-preto (<i>Phoenicurus ochruros</i>) Pisco-de-peito-ruivo (<i>Erithacus rubecula</i>) Melro-preto (<i>Turdus merula</i>) Tordeia (<i>Turdus viscivorus</i>)
			PASSERIDAE
	FRINGILLIDAE		
			ESTRILDIDAE

2 - Evolução da densidade das diferentes espécies de aves na área do Aeroporto

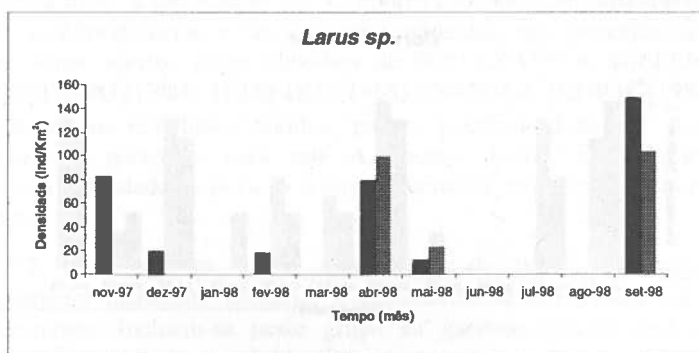
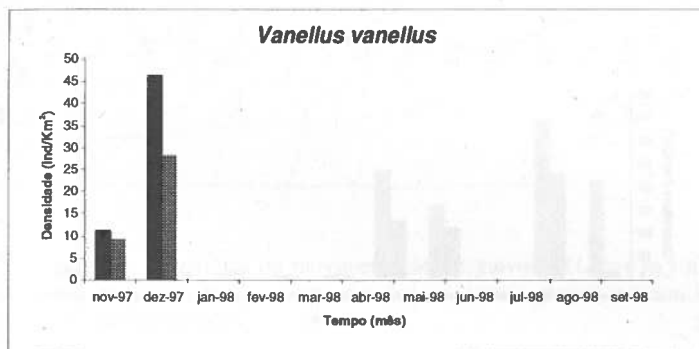
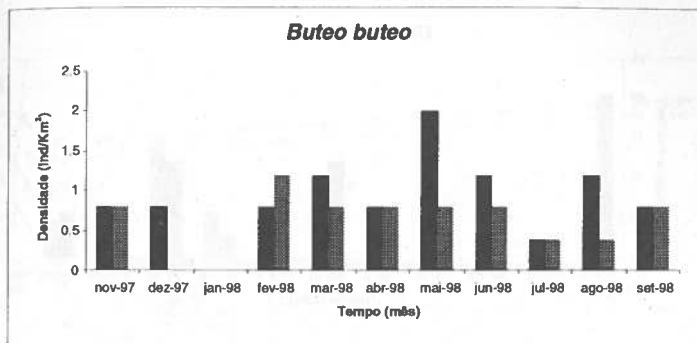
De acordo com MARTIN (1995), o maior perigo derivado de colisões advém de aves de porte relativamente grande ou de pequenas aves em bando. Com efeito, como foi já referido, os Larídeos, Anatídeos e Limícolas constituem os grupos de aves mais problemáticos (KOENIG, 1996; Aas, 1997 com. pess.). No Aeroporto, a maioria das espécies detectadas apresentou densidades baixas. Por outro lado, os indivíduos pertencentes a muitas dessas espécies têm reduzidas dimensões e comportamento dispersivo. Na Figura 2, é apresentada a evolução da densidade de algumas das espécies que, pelo seu porte e/ou abundância, nos parecem potencialmente mais perigosas.

3 - Corredores de movimentação de gaivotas (*Larus* sp.) na área do Aeroporto e zona circundante

Na Figura 3 estão esquematizados os principais corredores de movimentação de gaivotas sobre o Aeroporto e zona circundante. É possível verificar que a principal movimentação se faz através de três corredores que se entroncam junto ao topo Sul. Um corredor na direcção Sudoeste, outro na direcção Sul e um terceiro na direcção Sudeste. É ainda possível verificar movimentações em duas faixas paralelas à pista e numa faixa transversal ligando as duas anteriores. Em todos os corredores referidos os movimentos ocorrem em ambos os sentidos. De referir que, frequentemente, foi observado um grande número de indivíduos pousados na pista (sobretudo no topo Sul) e imediações. As ocasiões em que isto ocorreu coincidiram frequentemente com períodos de chuva e condições adversas na costa (mar bastante agitado obrigando, por vezes, ao encerramento das barras).

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

A composição da comunidade de aves do Aeroporto Francisco Sá Carneiro é perfeitamente natural. Com efeito, como bem acentua MARTIN (1995), os aeroportos são geralmente construídos em zonas abertas que por razões de segurança são vedadas e de pouca actividade humana nas imediações. Por essas razões o risco de predação é minimizado e as condições de tranquilidade incrementadas o que lhes confere uma boa capacidade de acolhimento para muitas espécies. Além das zonas asfaltadas ou de betão (pistas, *taxiways*, etc.), muito procuradas, por exemplo para repouso de gaivotas que rapidamente se habitua ao ruído dos aviões, comportam vastas zonas planas de vegetação rasa onde muitas outras espécies encontram alimento. Essas zonas planas são frequentemente mal drenadas tornando-se alagadiças por acção das chuvas favorecendo o desenvolvimento e a captura de insectos e outros invertebrados tornando-se por isso atractivas para as espécies especializadas neste tipo de alimento. De facto, os resultados da estrutura trófica da ornitocenose obtidos no Aeroporto Francisco Sá Carneiro apontam nesse sentido.



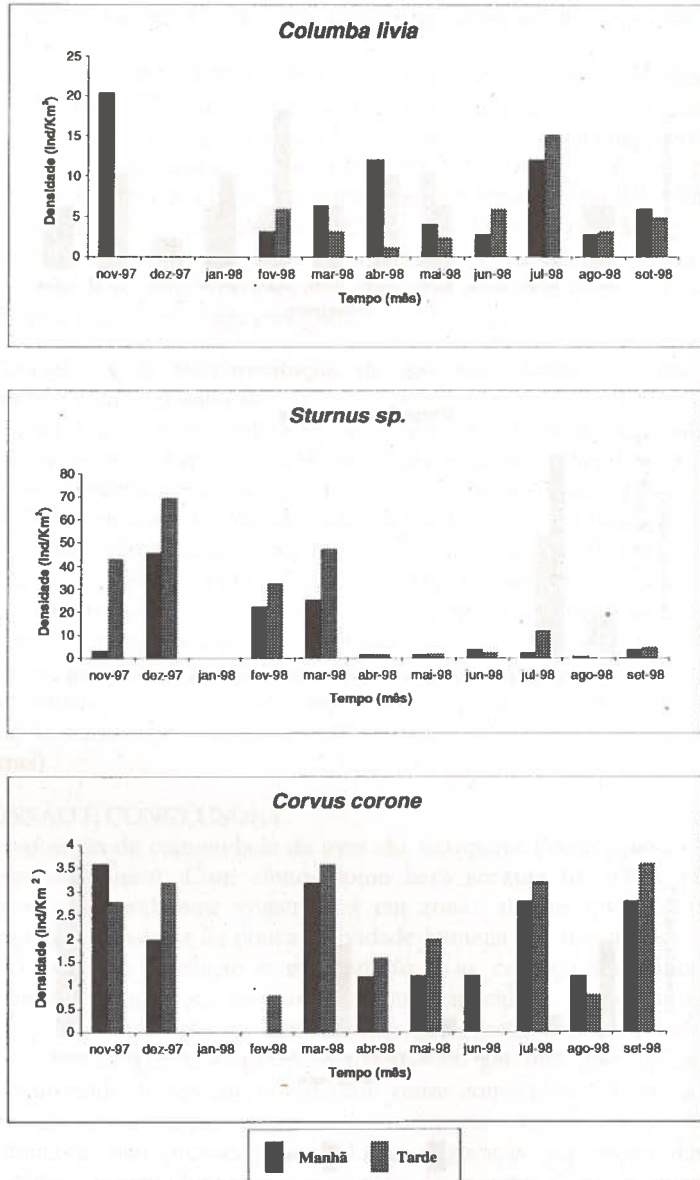


Figura 2 – Evolução da densidade máxima mensal (indivíduos/Km²) das espécies de aves potencialmente mais perigosas na área do Aeroporto Francisco Sá Carneiro. Note-se que a escala dos vários gráficos é diferente.

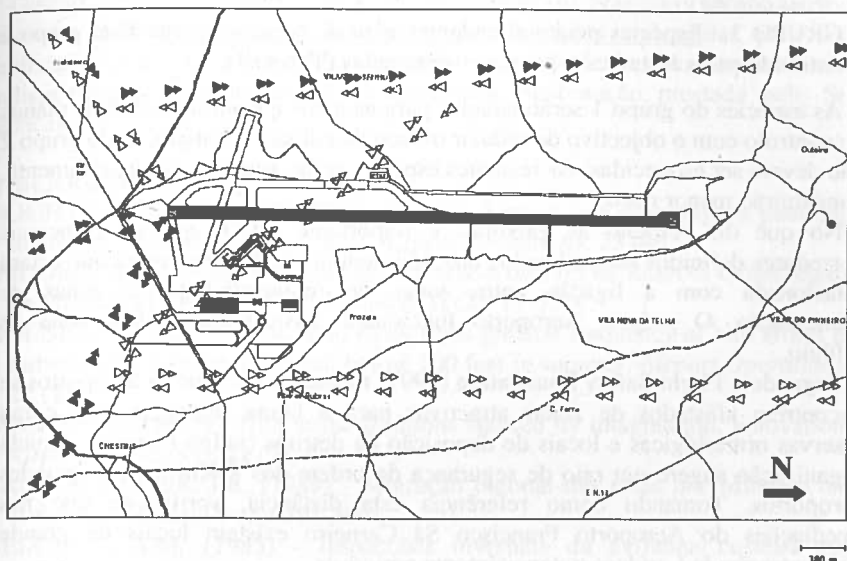


Figura 3 – Principais corredores de movimentação de gaivotas (*Larus sp.*) na área do Aeroporto Francisco Sá Carneiro e zona envolvente (setas a negro indicam um maior número de indivíduos envolvidos).

Para além disto, a localização do Aeroporto coincide com uma das principais rotas de aves migratórias, a faixa costeira ocidental, cuja importância se torna evidente, entre outros, pelos trabalhos de WALLRAFF & KIEPENHEUER (1963), ISIDORO (1980), TEIXEIRA (1985) e SANTOS-JÚNIOR (1989).

Com base nos resultados obtidos, parece possível identificar as espécies potencialmente perigosas para este Aeroporto. Assim, e tendo em conta sobretudo a densidade, o porte e o comportamento gregário, podem definir-se três grupos:

GRUPO 1 - Espécies muito abundantes, de porte considerável e/ou comportamento altamente gregário, tradicionalmente envolvidas em colisões com aeronaves. Incluem-se neste grupo as gaivotas (*Larus sp.*), o Abibe (*Vanellus vanellus*) e os estorninhos (*Sturnus sp.*).

GRUPO 2 - Espécies pouco abundantes, de porte considerável e/ou de comportamento gregário ou dispersivo, cujo envolvimento em colisões também é referido noutros aeroportos. Incluem-se neste grupo as seguintes espécies: Águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo*); Gavião-da-Europa (*Accipiter nisus*); Peneireiro-vulgar (*Falco tinnunculus*); Tarambola (*Pluvialis sp.*); Narceja-comum (*Gallinago gallinago*); Pombo-doméstico (*Columba livia*); Pombo-

torcaz (*Columba palumbus*); Rola-comum (*Streptopelia turtur*) e Gralha-preta (*Corvus corone*).

GRUPO 3 - Espécies pouco abundantes c/ou de pequeno porte. Este grupo é constituído pelas restantes espécies inventariadas (Tabela 1).

As espécies do grupo 1 serão aquelas para as quais é prioritário definir planos de controlo com o objectivo de reduzir o risco de colisão. Contudo, as do grupo 2 não devem ser esquecidas. As restantes espécies serão aquelas que, teoricamente, constituirão menor risco.

No que diz respeito às gaivotas, é importante referir que os principais corredores definidos são utilizados nos dois sentidos e de uma forma que estará relacionada com a ligação entre zonas de repouso/refúgio e zonas de alimentação. O próprio Aeroporto funcionará, basicamente, como zona de refúgio.

Segundo a Flight Safety Foundation (1997) recomenda-se que os aeroportos se encontrem afastados de zonas atractivas para a fauna selvagem, tais como reservas ornitológicas e locais de deposição de detritos (vulgo lixeiras). Aquela organização sugere um raio de segurança da ordem dos 8 Km para os grandes aeroportos. Tomando como referência esta distância, verifica-se que nas imediações do Aeroporto Francisco Sá Carneiro existem locais de grande concentração de Larídeos potencialmente perigosos.

Assim, embora tenha ficado definida a situação de referência no que diz respeito à colisão de aeronaves com aves no Aeroporto Francisco Sá Carneiro, sugere-se que este trabalho seja complementado com uma segunda fase de estudos, que deve ter em conta os seguintes aspectos:

- Continuar o estudo sobre a ornitofauna de modo a avaliar diferenças interanuais.

- Constituir uma equipa interdisciplinar que envolva sobretudo técnicos do Aeroporto e ornitólogos mas também outros eventuais intervenientes na procura de soluções para reduzir o *bird-strike* com as seguintes tarefas a curto prazo:

a) Definir e planificar, em conjunto, as medidas a implementar e o modo de o fazer, com o objectivo de reduzir o risco de colisão e que, face aos conhecimentos já adquiridos, passarão, entre outras acções, pelo mancio da vegetação e controlo de invertebrados no solo.

b) Estabelecer contactos com os outros aeroportos nacionais (sugerindo-se que a longo prazo seja constituída uma comissão nacional - *Comissão Nacional para as Colisões de Aves* - à imagem do que acontece noutros países) e organizações internacionais, já que se considera que, embora cada aeroporto seja um caso específico, a troca de experiências é fundamental, podendo evitar erros e despesas desnecessárias.

c) Estabelecer planos de gestão do habitat a longo prazo.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer à Direcção do Aeroporto Francisco Sá Carneiro o interesse demonstrado neste trabalho e as facilidades concedidas para sua realização. Todo o apoio concedido pelo pessoal técnico do aeroporto foi indispensável, sendo de realçar a importante colaboração prestada pelo Sr. Gonçalo.

BIBLIOGRAFIA

- FLIGHT SAFETY FOUNDATION (1997) - Airport land uses require planning to prevent wildlife-aircraft strikes. *Airport Operations*, **23** (4).
- ISIDORO, A.F. (1980) - Dez anos de anilhagem de aves na Reserva Ornitológica de Mindelo (1967 a 1976). *Cyanopica*, **II** (2): 17-55.
- KOENIG, R.L. (1996) - Canadian study finds greatest frequency of bird strikes to turbofan and turboprop aircraft below 100 feet in summer. *Airport Operations*, **22** (1).
- MARTIN, M. (1995) - Bird-strike solutions spurred by imagination, innovation. *Airport Operations*, **21** (2).
- SANTOS JÚNIOR, J.R. (1989) - Migração outonal das rolas por Mindelo em 1989. *Cyanopica*, **IV** (3): 391-394.
- TEIXEIRA, A.M. (1985) - Inspecções inverniais da avifauna costeira em Portugal, 1983-1984. *Cyanopica*, **III** (3): 373-386.
- TELLERIA, J.L. (1986) - *Manual para el censo de los Vertebrados Terrestres*. Editorial Raíces, Madrid, 278 pp.
- WALLRAFF, H. G. & KIEPENHEUER J. (1963) - Migración y orientación en aves: Observaciones en otoño en el Sur-Oeste de Europa. *Ardeola*, Vol. **8**: 19-40.

PLANTAS SILVESTRES UTILIZADAS NA ALIMENTAÇÃO HUMANA NA GUINÉ-BISSAU, SEU INTERESSE E CONSERVAÇÃO

M. A. Diniz, E. S. Martins, L. Catarino & A. Gonçalves

Centro de Botânica, Instituto de Investigação Científica Tropical (ICT),
Trav. Conde da Ribeira n° 9, 1300-142 Lisboa

Diniz, M. A., Martins, E. S., Catarino, L. & Gonçalves, A. (1999). Plantas silvestres utilizadas na alimentação humana na Guiné-Bissau, seu interesse e conservação. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 121-128.

São referidas 26 plantas silvestres utilizadas na alimentação humana na Guiné-Bissau, umas fazendo parte da dieta alimentar familiar quotidiana, outras de aprovisionamento ocasional. Para cada uma faz-se menção do nome científico, família botânica a que pertence, nomes vulgares e vernáculos mais usuais e produtos utilizados. Refere-se a necessidade de intensificar a pesquisa dos recursos alimentares e da tomada de medidas de protecção da biodiversidade face à pressão antrópica, nomeadamente sobre *Dissotis grandiflora* (Sm.) Benth.

Palavras chave: etnobotânica; alimentação humana; Guiné-Bissau

Diniz, M. A., Martins, E. S., Catarino, L. & Gonçalves, A. (1999). Wild plants utilized as human food in Guinea-Bissau, their interest and conservation. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 121-128.

26 wild plants utilized as human food in Guinea-Bissau are referred, several ones as constituents of the daily domestic diet, and other ones only occasionally utilized. For every one are referred the scientific name, botanical family, more usual common and native names and employed products. The necessity to increase the food resources search and the actions concerning to the biodiversity protection facing the anthropic pressure namely on *Dissotis grandiflora* (Sm.) Benth. are referred.

Key-words: ethnobotany; human food; Guinea-Bissau

INTRODUÇÃO

As plantas silvestres constituíram desde sempre um recurso natural para os povos essencialmente rurais, particularmente no que respeita ao aprovisionamento alimentar quotidiano e estiveram na origem remota das plantas domesticadas e cultivadas actualmente.

O estudo etnobotânico destes recursos alimentares silvestres, para além do conhecimento dos usos e costumes das populações e das relações com a flora autóctone, reveste-se ainda de um duplo interesse: inventariação de plantas com interesse alimentar e monitorização do uso dos recursos naturais com vista, se necessário, a equacionar uma utilização sustentável e durável destes recursos renováveis.

Os povos da Guiné-Bissau, na sua multiplicidade étnica e linguística, conservaram e transmitiram entre si os conhecimentos ancestrais do modo como melhor aproveitar estes recursos (FRAZÃO-MOREIRA 1995).

Plantas que entram na dieta alimentar familiar quotidiana ou ocasional como constituintes de acompanhamentos e molhos e frutos que constituem grande parte da alimentação oculta de jovens e adultos, raízes produtoras de "açúcar" e seivas também ricas em açúcares e fermentáveis são recolhidos nas florestas, savanas e charcos interiores e consumidos directamente ou vendidos nos mercados rurais e urbanos. Estas são as grandes fontes de vitaminas e sais minerais da maior parte da população cuja dieta básica é constituída por arroz (FRAZÃO-MOREIRA & DINIZ 1996). De entre as numerosas espécies silvestres com interesse alimentar por nós reconhecidas, algumas com idêntica utilização noutros países da África Ocidental (BURKILL 1985, 1994, 1995), seleccionámos 26 que agora apresentamos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os autores têm vindo a desenvolver desde 1989 na Guiné-Bissau, acções de inventariação botânica e florística no âmbito de projectos de cooperação com instituições oficiais guineenses e organizações não governamentais integrando equipas pluridisciplinares.

A recolha de espécimes botânicos tem sido, sempre que possível, acompanhada da recolha de informações sobre as utilidades e nomes vernáculos das plantas. Uma vez colhidos, os espécimes foram herborizados de acordo com os processos usuais de secagem, montagem e etiquetagem e sujeitos a identificação botânica com o auxílio da bibliografia mais adequada, nomeadamente as Floras locais e regionais (KEAY 1954-1958; HEPPER 1963, 1968-1972) e monografias (PERSON et al. 1992; LEEUWENBERG & VAN DILST 1989).

Os materiais encontram-se depositados no Herbário do Centro de Botânica do IICT (LISC).

RESULTADOS

As plantas que se apresentam são de aproveitamento generalizado entre as diversas etnias que habitam o território (Tabela 1). No entanto os produtos recolhidos nem sempre são os mesmos. Se em regra as folhas, raízes e frutos são aproveitados de forma idêntica, o mesmo não acontece por exemplo com a seiva das palmeiras que os povos animistas e cristãos recolhem mas os islamizados geralmente não utilizam, em obediência aos ditames corânicos. *Elaeis guineensis*, a palmeira-denden, cultivada mas também de larga dispersão espontânea na Guiné-Bissau é provavelmente a espécie mais intensivamente aproveitada na alimentação; dos seus frutos (chabéu) se extrai o óleo de palma, o óleo por excelência de toda a África Ocidental; as sementes, ao germinarem desenvolvem o saboroso palmito, produto altamente apreciado na culinária africana; de um corte no pedúnculo das inflorescências jovens, por outro lado, se recolhe a seiva que, consumida em fresco, constitui bebida refrescante e após fermentação é uma bebida de considerável teor alcoólico.

As folhas de *Amaranthus hybridus* subsp. *cruentus*, planta há longos anos introduzida e atualmente naturalizada, são utilizadas como hortaliça. As folhas tenras de *Adansonia digitata*, depois de secas e piladas entram na composição de molhos enquanto a polpa do fruto maduro, de sabor agradável, pode ser chupada ou dissolvida em água constituindo bebida agradável.

Os frutos de *Landolphia* spp. e *Saba senegalensis* têm polpa suculenta e muito saborosa, também aproveitada para o fabrico de sumos. De *Borassus aethiopum*, além da seiva e do palmito, como acontece com *Elaeis guineensis*, aproveita-se o fruto maduro, assando-o e chupando em seguida as fibras do mesocarpo; as sementes imaturas possuem grande quantidade de líquido, também aproveitado, à semelhança do que acontece com os cocos jovens. Os frutos das diversas espécies de *Aframomum*, de *Aphania senegalensis*, de *Strychnos spinosa* e de *Anisophyllea laurina* são avidamente procurados pelo seu excelente sabor. Também as vagens de *Parkia biglobosa*, de polpa altamente nutritiva, são muito apreciadas, assim como a polpa dos frutos de *Dialium guineense*.

De sabor menos requintado mas também consumidos são os frutos de *Annona senegalensis*, *Parinari excelsa* e *Neocarya macrophylla*, os destas últimas espécies quando já sorvados ou as infrutescências de *Sarcocephalus latifolius*, quando a fome é maior.

Por outro lado, quando o arroz escasseia, as sementes de *Digitaria exilis*, de *Nymphaea lotus* e de *Treculia africana* constituem um razoável substituto daquele cereal.

As folhas tenras e cálices frutíferos de *Hibiscus sabdariffa* e os frutos de *Solanum anguivi* entram na composição do "baguitche", acompanhamento frequente do arroz cozido, a comida nacional guineense por excelência.

As sementes de *Cola cordifolia* frequentemente substituem, como estimulante, as de *Cola nitida*, espécie esta cultivada. Nas florestas densas desenvolve-se a

TABELA 1 - Plantas silvestres utilizadas na alimentação, nomes vernáculos e partes utilizadas.

Nome científico	Família	Nome vernáculo e expressão linguística	Parte utilizada
<i>Adansonia digitata</i> L.	Bombacaceae	cabacera; calabacera (Crioulo)	folhas (piladas) fruto seco (a polpa, chupada ou em refresco)
<i>Aframomum</i> spp.	Zingiberaceae	belencufe; belencufa (Crioulo) belencufô (Mandinga) bôbô (Sosso) buomaiabu (Felupe) dadigôgô (Futa-fula) gogô (Fula) mababé (Nalu)	fruto
<i>Amaranthus hybridus</i> subsp. <i>cruentus</i> (L.) Thell.	Amaranthaceae	brêdo-fêmea (Crioulo)	folhas (cozinhas)
<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	bude-iodi (Balanta) bulalanque (Felupe) ulolocô (Felupe) jatata (Banhum) sila (Fula)	fruto
<i>Aphania senegalensis</i> (Juss. ex Poir.) Radlk.	Sapindaceae	buiema (Felupe) cerença (Crioulo)	fruto
<i>Anisophyllea laurina</i> R.Br.	Rhizophoraceae	pau-miséria; pó-miséria (Crioulo)	fruto
<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Palmae	cibe (Crioulo)	fruto (mesocarpo assado) sementes imaturas
<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R. Br.	Sterculiaceae	mandjandja (Crioulo) m'bué (Balanta) utuludjene (Felupe)	fruto
<i>Dialium guineense</i> Willd.	Leguminosae	bufoidiaiabu (Felupe) m'boi (Balanta) uparan (Felupe) veludo (Crioulo)	fruto (polpa)
<i>Digitaria exilis</i> (Kippist) Stapf	Gramineae	fundo (Crioulo)	cariopse

TABELA 1 - (Continuação)

Nome científico	Família	Nome vernáculo e expressão linguística	Parte utilizada
<i>Dioscoreophyllum cumminsii</i> (Stapf) Diels	Menispermaceae	fruto-di-minino (Crioulo)	fruto
<i>Dissotis grandiflora</i> (Sm.) Benth.	Melastomataceae	dinhé (Tanda)	raízes (extração de açúcar)
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Palmae	palmera (Crioulo) tugui (Fula)	fruto óleo de palma palmito seiva fresca ou fermentada (vinho de palma)
<i>Landolphia dulcis</i> (R. Br. ex Sabine) Pichon	Apocynaceae	bunogarabu (Felupe) fole (Crioulo)	fruto (endocarpo, também utilizado em sumos)
<i>Landolphia heudelotii</i> A. DC.	Apocynaceae	bindipe (Felupe) fole (Crioulo) pore (Fula)	fruto (endocarpo, também utilizado em sumos)
<i>Hibiscus sabdariffa</i> L.	Malvaceae	baguitche (Crioulo)	folhas (piladas, constituintes do acompanhamento "baguitche")
<i>Neocarya macrophylla</i> (Sabine) Prance ex Whight	Chrysobalanaceae	bio, canacu (Felupe) naudo (Fula) tambacumba (Crioulo) urodo (Bijagó)	fruto (mesocarpo sorvado)
<i>Nymphaea lotus</i> L.	Nymphaeaceae	bara-gurudge (Fula)	sementes
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	butuntabu (Felupe) cura (Fula) guilé, quilé (Balanta) mampatasse, mampataz (Crioulo)	fruto (mesocarpo sorvado)
<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex G. Don	Leguminosae	farôba, farrôba (Crioulo) melhanté (Balanta) neré (Fula)	fruto (polpa)

TABELA 1 - (Conclusão)

Nome científico	Família	Nome vernáculo e expressão linguística	Parte utilizada
<i>Saba senegalensis</i> (A. DC.) Pichon	Apocynaceae	fole-de-elefante (Crioulo)	fruto (endocarpo, também utilizado em sumos)
<i>Sarcocephalus</i> <i>latifolius</i> (Sm.) Bruce	Rubiaceae	bati-fôrô (Mandinga) binaal-ukon (Mancanha) bufundumbabu (Felupe) decumé, naudo-putcho (Fula) madronho (Crioulo)	infrutescência
<i>Solanum anguivi</i> Lam.	Solanaceae	djagatô, djagatu (Crioulo)	fruto (confeção do acompanhamento "baguitche")
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Strychnaceae	faracolejê (Fula) faracolei (Crioulo) metônha (Balanta) n'congom (Nalu) querá (Sosso)	fruto (endocarpo)
<i>Treculia africana</i> Decne. subsp. <i>africana</i>	Moraceae	guilinte (Fula) mantchambe (Crioulo) massempé (nalu) p'sé (balanta)	sementes (substituem o arroz)
<i>Xylopia aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	guilé-balei (Fula) malagueta-di-mato, malagueta-preto (Crioulo) psimetê, sentê (Balanta)	fruto (condimento)

Xylopia aethiopica cujos frutos, de carpelos separados figurando dedos, constituem um bom condimento sendo por vezes exportados para outras regiões e também utilizados como sucedâneo de café.

Numerosos pequenos frutos, aparentemente desprezados pelos adultos são porém consumidos pelas crianças e recebem o nome genérico de "fruto-diminino". Entre estes encontram-se os de *Dioscoreophyllum cumminsii*, de sabor dulcíssimo.

Uma planta não consumida directamente mas muito procurada, pelo menos em algumas regiões, é *Dissotis grandiflora* de cujas raízes se faz a extracção artesanal de "açúcar" e também por vezes aproveitadas para a produção de uma bebida alcoólica. Esta actividade parece ter levado já a grande rarefacção ou mesmo desaparecimento da espécie em algumas regiões da Guiné-Bissau.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As plantas cultivadas de que actualmente dependemos para a alimentação global resumem-se a cerca de duas centenas de espécies ou variedades. Na sua maioria são de origem americana, europeia ou asiática e muito poucas as de origem africana (FERRÃO 1998). É portanto possível que haja ainda no continente africano plantas silvestres com potencial interesse para cultivo, sendo que as plantas silvestres já utilizadas pelas populações autóctones serão, pela informação acerca delas acumulada, as de interesse mais imediato.

Na Guiné-Bissau, como em outros países africanos, as plantas silvestres utilizadas na alimentação constituem, para as populações de fracos recursos económicos, simultaneamente um suplemento alimentar utilizado ao longo do ano (a dieta oculta) e uma alternativa nos meses difíceis entre o fim das reservas de arroz do ano e a colheita do ano seguinte.

Nas últimas dezenas de anos tem-se verificado forte aumento da pressão antrópica sobre os recursos naturais nomeadamente devido ao crescimento da população, com incremento da colheita destas plantas e dos terrenos de floresta arroteados para agricultura. Em alguns ecossistemas onde as plantas silvestres com interesse alimentar se desenvolvem estas pressões podem alterar o seu equilíbrio. O abate de essências florestais, a agricultura itinerante com a prática de queimadas e a exploração intensiva põem em perigo a abundância ou a continuidade das espécies e levam à diminuição da diversidade vegetal (MARTINS 1994). Julga-se assim pertinente que seja feito um estudo mais aprofundado destas plantas, tanto numa perspectiva do seu interesse imediato para as populações como numa perspectiva de inventariação, conservação e monitorização do estado dos recursos fitogenéticos.

Para a preservação da biodiversidade e a manutenção destes recursos alimentares naturais são também necessárias medidas de protecção, conservação e valorização dos ecossistemas existentes. A recente criação de áreas protegidas no território virá certamente contribuir para este fim.

BIBLIOGRAFIA

- BURKILL, H.M. (1985) - *The Useful Plants of West Tropical Africa*, ed. 2. Kew, Royal Botanic Gardens, 1, pp. 960.
- BURKILL, H.M. (1994) - *The Useful Plants of West Tropical Africa*, ed. 2. Kew, Royal Botanic Gardens, 2, pp. 639.
- BURKILL, H.M. (1995) - *The Useful Plants of West Tropical Africa*, ed. 2. Kew, Royal Botanic Gardens, 3, pp. 857.
- FERRÃO, J. MENDES (1998) - *Plantas Introduzidas e Recursos Genéticos na África Tropical*. Comunicação às 5^{as} Jornadas de Engenharia, 3-7 de Novembro de 1998, Lisboa.
- FRAZÃO-MOREIRA, A. (1995) - *Usos e Concepções das Plantas no "Mato de Cantanhez"*. Bissau, Iniciativa de Cantanhez / Acção para o Desenvolvimento, pp. 106.

- FRAZÃO-MOREIRA, A. & DINIZ, M.A. (1996) - *Plantas usadas na alimentação entre os Nalu da Guiné-Bissau*. Simpósio sobre a Agricultura e Agro-Indústria Tropicais. Lisboa, 19 a 21 de Junho de 1996, Lisboa, APORJEL, pp. 9
- HEPPER, F.N. (ed.) (1963) - *Flora of West Tropical Africa*, ed. 2. London, Crown Agents, 2, pp. 544.
- HEPPER, F.N. (ed.) (1968-1972) - *Flora of West Tropical Africa*, ed. 2. London, Crown Agents, 2, pp. 574.
- KEAY, R.W.J. (1954-1958) - *Flora of West Tropical Africa*, ed. 2. London, Crown Agents, 1, pp. 828.
- LEEUEWENBERG, A.J.M. & VAN DILST, F.J.H. (1989) - *Saba* (Pichon) Pichon. Series of revisions of *Apocynaceae* XXVII. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.*, Bruxelles, 59: 189-206.
- MARTINS, M.A.G.D. (1994) - *Flora e Vegetação da Guiné-Bissau*. Programa de Investigação. Lisboa, pp. 111.
- PERSOON, J.G.M., VAN DILST, F.J.H., KUIJPERS, R.P., LEEUEWENBERG, A.J.M. & VONK, G.J.A. (1992) - The African species of *Landolphia* P. Beauv. Series of revisions of *Apocynaceae* XXXIV. *Wageningen Agric. Univ. Papers*, Wageningen, 92-2, pp. 232.

**DUAS HEPÁTICAS AMEAÇADAS PRESENTES NO ALGARVE:
RIELLA NOTARISII (MONT.) MONT. E *PETALOPHYLLUM
RALFSII* (WILS.) NEES & GOTT.**

Manuela Sim-Sim,* Maurice P. Jones & Cecília Sérgio *****

Departamento de Biologia Vegetal/Centro de Biologia Ambiental. Faculdade de
Ciências de Lisboa. 1700 Lisboa.

** Vale de Boa Hora, Parragil, 8100 Loulé, Portugal.

*** Museu, Laboratório e Jardim Botânico/Centro de Biologia Ambiental.
1294 Lisboa Codex, Portugal.

Sim-Sim, M., Jones, M. P. & Sérgio, C. (1999). Duas hepáticas ameaçadas presentes no Algarve: *Riella notarisii* (Mont.) Mont. e *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees & Gott. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 129-136.

Riella notarisii (Mont.) Mont. e *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees & Gott. são duas espécies de hepáticas ameaçadas na Europa e incluídas no Apêndice I da Convenção de Berna e no Anexo II da Directiva Habitats, recentemente colhidas no Algarve. *Riella notarisii* é uma espécie de tendências mediterrâneas, presente no sul da Europa e no Norte de África. Em Portugal foi colhida apenas numa localidade do Algarve (Rocha da Pena) em habitats salobros. Para cada taxon, são apresentados alguns dados acerca da morfologia, ecologia e corologia. Sugerem-se ainda algumas medidas de conservação, em particular dos habitats em que as espécies foram encontradas no Algarve.

Palavras chave: Hepáticas, ameaçadas, Algarve, directiva-habitats.

Sim-Sim, M., Jones, M. P. & Sérgio, C. (1999). Two threatened hepatics present in the Algarve: *Riella notarisii* (Mont.) Mont. and *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees & Gott. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 129-136.

Riella notarisii (Mont.) Mont. and *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees & Gott. are two threatened (vulnerable) liverwort species in Europe included in the Appendix I of the Bern Convention and in the Annex 2 of the EC Habitats and Species Directive, recently found in the Algarve. *Riella notarisii* has mediterranean tendencies and is referred for south Europe, and north Africa. In Portugal it was recorded in

only one locality of the Algarve (Rocha da Pena) in salty habitats. For each taxon, some information about their morphology, ecology and chorology is given. Conservation measures are suggested, for the normal habitats of the two species in the Algarve.

Key words: Hepatics, threatened, Algarve, habitats-directive.

INTRODUÇÃO

São poucas as espécies de briófitos referidas no Apêndice I da Convenção de Berna e no Anexo II da Directiva Habitats, no entanto, salientam-se para Portugal e, em especial, para o Algarve a presença de duas hepáticas: *Riella notarissii* (Mont.) Mont. e *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees & Gott. ameaçadas na Europa (HODGETTS, 1995, SCHUMACKER *et al.*, 1995). É provável que estes dois taxa tivessem apresentado uma distribuição mais ampla na Europa, ocupando nichos ecológicos semelhantes aos da actualidade. No entanto, o progressivo deterioramento de tais nichos e a sua ocorrência cada vez mais rara, justificam este pequeno trabalho.

Em Portugal existem poucas referências a estes dois taxa, possivelmente por falta de estudos nas áreas potenciais para o aparecimento destes briófitos. Assim neste trabalho, apresentam-se novos dados acerca dos géneros *Petalophyllum* e *Riella*, numa perspectiva corológica, taxonómica e ecológica para a Península Ibérica, sugerindo-se algumas medidas de conservação.

RIELLA NOTARISII (MONT.) MONT.

Morfologia e corologia

Riella notarissii é uma hepática monóica de talo ramificado e habito variável, podendo crescer erecta ou prostrada e cujos esporos atingem 70 µm de diâmetro. Os esporos são heteropolares de contorno equatorial subtriangular. A face proximal apresenta pequenos espinhos de extremidade romba com cerca de 3 µm de comprimento, cujas bases se unem formando um retículo irregular. A face distal possui espinhos longos e finos de ápice truncado com cerca de 6 µm dispersos sobre uma base escabrosa (Fig. 1A). A outra espécie de *Riella* presente no Algarve é *R. helicophylla*, uma hepática dióica de talo ondulado cujos esporos atingem cerca de 75-90 µm de diâmetro podendo distinguir-se facilmente dos da espécie anterior por apresentarem superfícies com grandes espinhos de 7-9 µm de comprimento e cujo ápice é truncado (Fig. 1B).



Fig. 1. Distribuição na Península Ibérica (UTM 50 x 50 Km) de A- *Riella notarisii* ★ e *R. helicophylla* ★, B- *Petalophyllum ralfsii* ★.

Descrita a partir de material precedente da Sardenha, *Riella notarisii* (Mont.) Mont. foi colhida pela primeira vez em 1852 por Montagne. Actualmente está referida para algumas localidades de Espanha (Ihas Baleares e Saragoça-Monegros). Está igualmente indicada para o sul de França, Suíça e Norte de África (Marrocos, Tunísia e Argélia) (CIRUJANO *et al.*, 1988, GÓMEZ i ARBONA *et al.*, 1983). As duas espécies de *Riella* estão referidas apenas numa localidade do Algarve (Ria Formosa-Castro Marim e Rocha da Pena) em habitats salobros. No entanto, *R. helicophylla* não voltou a ser encontrada nem na mesma localidade, nem na mesma área onde foi colhida pela primeira vez em 1951, embora seja uma espécie relativamente frequente na Europa, África e Ásia Central, presente em diversas localidades de Espanha (GUERRA *et al.*, 1986, TAVARES *et al.*, 1953) (Fig. 2).

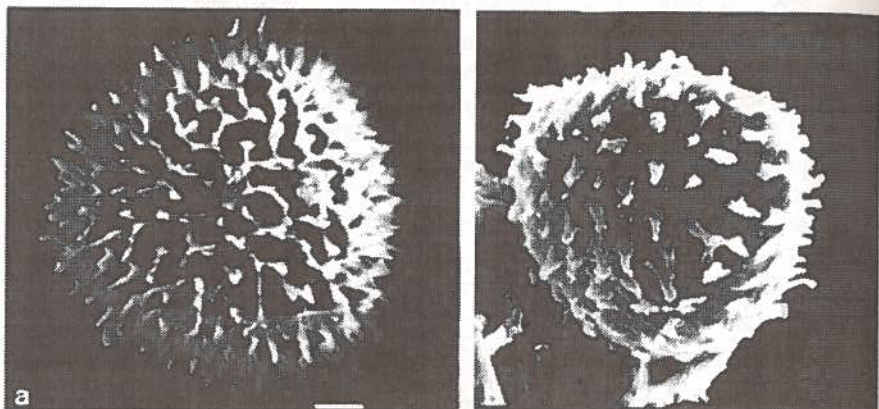


Fig. 2. Fotografias em microscopia electrónica de varrimento de: A - *Riella notarisii*-Exina da face distal com espinhos longos e finos de ápice truncado com cerca de 6 μm dispersos sobre uma base escabrosa. B - *Riella helicophylla*- Exina com grandes espinhos de 7-9 μm de comprimento com ápice truncado. Escala: 1,5 cm=10 μm .

Estratégia de vida e ecologia

Riella notarisii pertence a um género de hepáticas, cujas espécies possuem notável interesse ecológico pela sua especialização, ao desenvolverem-se em águas mais ou menos mineralizadas de regiões áridas e semi-áridas da Terra. A maior parte das espécies estão adaptadas a viver em ambientes pouco estáveis, com um período de secura mais ou menos longo e em águas pouco profundas. Assim, podem ser encontradas em nas águas salobras de lagoas costeiras, sapais e estuários. O seu centro de dispersão parece situar-se em África, atingindo maior distribuição no Norte de África e no Mediterrâneo.

Na Península Ibérica, *R. notarisii* e *R. helicophylla* desenvolvem-se em meios aquáticos continentais temporários de algumas grandes depressões do Terciário

ou nas margens de pequenos estuários e sapais (CIRUJANO *et al.*, 1988). Para estes autores, *R. notarisii* pode considerar-se uma espécie bastante plástica sob o ponto de vista ecológico, podendo desenvolver-se sob concentrações variáveis de salinidade, enquanto que *R. helicophylla* apresenta um desenvolvimento mais rápido em concentrações mais elevadas.

Estas duas hepáticas apresentam uma estratégia de vida que lhes permite completar o ciclo de vida em menos de quatro meses, adaptando-se assim às variações de salinidade sazonais dos ambientes em que vivem. Tal adaptação está associada aos mecanismos de dispersão de esporos com morfologia particular, que estão possivelmente relacionados com os percursos de voo das aves aquáticas, contribuindo para que estas duas espécies sejam elementos de comunidades de macrófitos aquáticos com distribuição descontínua.

Principais ameaças e medidas de conservação sugeridas

As espécies de *Riella* dependem bastante de condições estáveis do meio aquático salobro. Assim, tal como se verificou em Espanha (CASAS *et al.*, 1992), o aumento da agricultura mecanizada e dos sistemas de irrigação durante os últimos anos, contribuíram para que o solo de algumas lagoas fosse alterado impedindo o desenvolvimento destas hepáticas. No entanto, como *R. notarisii* pode ser considerada uma espécie bastante plástica sob o ponto de vista ecológico, desenvolvendo-se sob concentrações variáveis de salinidade, é provável a existência de outras colónias na área da Rocha da Pena. *R. helicophylla* poderá ter desaparecido da zona onde foi inicialmente colhida, provavelmente devido à forte intervenção humana a que tem sido sujeita, envolvendo alterações na qualidade do meio aquático, dado que apresenta um desenvolvimento mais condicionado pelas variações de salinidade. Desta forma a manutenção de um nível equilibrado da toalha freática bem como do teor iónica da água são factores essenciais para o bom desenvolvimento destas duas espécies de hepáticas.

Espécimes estudados

R. notarisii-Algarve, Loulé, Quinta do Freixo, pr. da Rocha da Pena, 350 m, 29SNB82, 1988, Jones (LISU153623); *R. helicophylla*-Algarve, próximo de Vila Real de Santo António, à beira da estrada para Castro Marim, 40m, 29SPB31, 1951, Tavares & Mendes (LISU148090).

PETALOPHYLLUM RALFSII (WILS.) NEES & GOTT.

Morfologia e corologia

Espécie de hepática dióica de talo com uma porção rizomatosa e uma parte aérea revestida por lamelas mais ou menos radialmente dispostas inicialmente e depois em duas séries (Fig. 3A). Os esporos são esféricos atingindo 35-50 µm de diâmetro, possuem um retículo característico com 4-5 alvéolos hexagonais de 10-14 µm, limitados por uma pequena auréola de 5-6 µm (Fig. 3B).

Petalophyllum ralfsii (Wils.) Nees & Gott. é a única espécie do género presente na Europa, apresentando tendências Oceano-Mediterrâneas. Embora esteja referida para alguns países da Europa, muitas colheitas são antigas e as mais recentes referem-se principalmente ao litoral das Ilhas Britânicas. Na Península Ibérica é conhecida apenas em duas localidades do Algarve (Loulé e Alte) e nas Ilhas Baleares. Embora referida para os Açores (Faial) por SÉRGIO em 1994, o espécime corresponde a uma forma pouco comum de *Fossombronia angulosa* (Dicks.) Raddi e não a *P. ralfsii*. O estudo de exemplares da Extremadura Espanhola (OLIVA, 1987), permitiu verificar que estes correspondem na sua maioria a amostras estéreis de *Fossombronia* spp. (Fig. 1B).

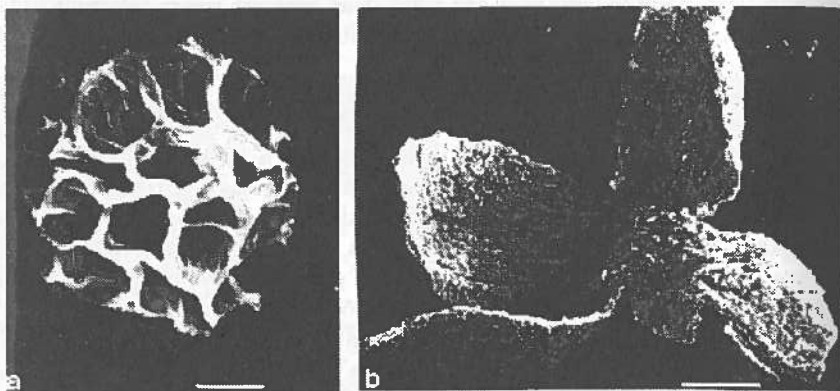


Fig. 3. Fotografias em microscopia electrónica de varrimento de *Petalophyllum ralfsii*. A - Esporo com 5 auréolas hexagonais ao longo do diâmetro e margem crenulada. Escala: 2,3 cm=10 μ m. B - Parede interna da cápsula madura e aberta por 4 fendas. Escala: 2,6 cm=500 μ m

Estratégia de vida e ecologia

Petalophyllum ralfsii é uma hepática que foi considerada por SCHUSTER (1992) como uma planta perene. No Algarve desenvolve-se sobre solo esquelético da zona sombria da berma de caminhos, que rodeiam campos semi-cultivados na região do Barrocal Algarvio. O ciclo de vida desta espécie está condicionado pelas flutuações sazonais de encharcamento, sendo o período de stress ultrapassado sob a forma de esporos ou bolbilhos subterrâneos. Nas populações de Portugal, verificou-se que as plantas jovens aparecem rapidamente em Outubro a partir geralmente dos bolbilhos, diferenciando-se primeiro os gametófitos masculinos e cerca de um mês depois os femininos. O rápido desenvolvimento dos esporófitos no início da Primavera está relacionado com um curto período de fertilização, originando seguidamente esporófitos maduros em Março. Nesta época apenas permanecem as plantas que estão protegidas pela

sombra de pequenos blocos de calcário. No final de Abril de 1998, toda a parte aérea dos gametófitos tinha desaparecido.

Principais ameaças e medidas de conservação sugeridas

Petalophyllum ralfsii é uma hepática terrestre que requer condições específicas de habitat. Em Portugal está associada a substratos calcários que aparentemente se mantêm estáveis durante vários anos, favorecendo o seu crescimento lento e a propagação vegetativa. *P. ralfsii* poderá beneficiar com alguma intervenção humana relacionada com o pastoreio e a agricultura tradicional. Para a manutenção das colónias desta hepática é necessária a existência de espaços abertos assim como para todas as outras espécies que lhe estão associadas, tais como *Fossombronina* spp., *Riccia* spp. e diversas Pottiaceae efémeras. Assim, o pastoreio poderá ser benéfico na medida em que controla a competição da vegetação, deixando áreas livres para o desenvolvimento de *P. ralfsii*. Por outro lado, a gestão tradicional das áreas do Barrocal Algarvio poderão ser um factor importante para o control do crescimento da vegetação arbustiva, contribuindo assim para a protecção desta espécie pioneira na região mediterrânea. Como o ciclo de vida desta hepática talosa está estreitamente relacionado com um período de encharcamento durante o Inverno, admite-se que o uso de pesticidas na agricultura poderá afectar o desenvolvimento das populações de *P. ralfsii*.

Espécimes estudados:

Algarve, próximo de Alte, Fonte Grande, 250 m, 29SNB72, 1989, Jones (LISU153601); ibidem, 1991, Jones (LISU155588); ibidem, 1992, Jones (LISU155617); ibidem, Jones (LISU161484); Algarve, Loulé, Vale da Boa Hora, Parragil, 200 m, 29SNB81, 1998, Jones (LISU171089).

BIBLIOGRAFIA

- CASAS, C., CROS, R. M. & BRUGUÉS, M. 1992. Endangered bryophytes of the Iberian Peninsula: Los Monegros. *Biological Conservation*, 59:221-222.
- CIRUJANO S., MONTES C., MARTINO P., ENRÍQUEZ, S. & GÁRCIA MURILLO, P. 1988. - Contribución al estudio del género *Riella* Mont. (*Sphaerocarpaceae*, *Riellaceae*) en España. *Limnética*, 4: 41-50.
- GÓMEZ i ARBONA J., BELMONTE i SOLE, J. & CASAS i SICART, C. 1983. - *Riella notarisii* (Mont.) Mont. a Menorca. *Lazaroa*, 5: 297-300.
- GUERRA J., RUIZ DE CLAVIJO, E. & SÉRGIO, C. 198. - Sobre la distribución de *Riella helicophylla* (Bory et Mont.) en la Península Iberica. *Acta Botanica Malacitana*, 11: 75-76.
- HODGETTS, N. G. 1995. - Red Data Book of European bryophytes. Part 3: Bryophyte Site Register for Europe including Macaronesia - European Committee Conservation of Bryophytes, Trondheim.
- OLIVA, R. O. 1987. Catalogo de Hepaticas de Andalucía Occidental. I. Córdoba. Act. VI. Simp. Nac. Bot. Cript.: 567-574.
- SCHUMACKER, R. & MARTINY, P. 1995. - Red Data Book of European bryophytes. Part 2: Threatened mosses and liverworts in Europe including Macaronesia. ECCB. - European Committee Conservation of Bryophytes, Trondheim.

- SCHUSTER, R. M. 1992. - *The Hepaticae and Anthocerotae of North America East of the hundredth Meridian*. vol. 5:1-854. Field Museum of Natural History. Chicago.
- SÉRGIO, C. 1994 - *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees et Gott. ex Lehm. espécie nova para os Açores e Macaronésia. In SÉRGIO C. Notulae Bryoflorae Macaronesicae III. 6. Rev Biol. (Lisboa) 15: 184.
- TAVARES, C. N. & TAVARES, I. M. 1953. - Sobre a ocorrência de duas espécies de hepáticas em Portugal. *Revista de Ciências de Madrid*, 18, 2: 433-436.

SÍTIO DE MONFURADO - SERRA DA NOGUEIRINHA

Edite Sousa(1), Rui Sequeira(2), Ilídio Moreira(1), Ana Monteiro, Teresa Vasconcelos(1) & Joana Venade(2)

(1) Departamento de Protecção das Plantas e Fitoecologia, Instituto Superior de Agronomia, 1399 Lisboa Codex

(2) Direcção Regional do Ambiente - Alentejo, R. do Eborim, 18 - 4º, 7000 Évora

Sousa, E., Sequeira, R., Moreira, I., Monteiro, A., Vasconcelos, T. & Venade, J. (1999). Monfurado Site - Mountain of Nogueirinha. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 137-146.

The habitats of the natural vegetation of the Mountain of Nogueirinha, part the site of Monfurado, one of the areas proposed to include on the national list of sites of the Rede Natura 2000, cited on Directive 92/43/CEE, are presented.

Besides the landscape, floristic and faunistic values, the value of the site is enhanced by the old iron-mines where important Chiropters such as: *Rhinolophus euryale*, *Rhinolophus ferrumequinum*, *Rhinolophus hipposideros*, *Rhinolophus mehelyi*, *Miniopterus schreibersi* e *Myotis myotis* take refuge.

At the surrounding zone of the mines grows a chasmophytic vegetation formed by several rare ferns as *Anogramma leptophylla*, characteristics of the association *Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae* R. Molinier 1937 (Habitat 8220). The phytosociological associations and their syntaxonomie are presented, as well as the habitats.

Keywords: Mountain of Nogueirinha, Vegetation, Chiropters, Habitats

Sousa, E., Sequeira, R., Moreira, I., Monteiro, A., Vasconcelos, T. & Venade, J. (1999). Sítio de Monfurado - Serra da Nogueirinha. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 137-146.

Apresentam-se os habitats de vegetação natural da Serra da Nogueirinha inserida no "Sítio de Monfurado", um dos locais propostos para inclusão na lista nacional de sítios da Rede Natura 2000, ao abrigo da Directiva 92/43/CEE. Além dos valores paisagísticos, florísticos e faunísticos é de assinalar as antigas minas de ferro onde se refugiam

Quirópteros importantes como: *Rhinolophus euryale*, *Rhinolophus ferrumequinum*, *Rhinolophus hipposideros*, *Rhinolophus mehelyi*, *Miniopterus schreibersi* e *Myotis myotis*. Na zona circunvizinha das minas observa-se uma vegetação casmofítica formada por diversos fetos actualmente raros como a *Anogramma leptophylla*, característicos da associação *Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae* R. Molinier 1937 (Habitat 8220). As associações fitossociológicas e a sua sintaxonomia são apresentadas, referindo-se os habitats encontrados.

Palavras chave: Serra da Nogueirinha, Vegetação, Quirópteros, Habitats

INTRODUÇÃO

A Serra da Nogueirinha, situada no Alentejo Central, insere-se no Sítio Serra de Monfurado, proposto pela UE/ISA/DRRA com o nº 77 (ICN, 1996). Nesta serra encontram-se as antigas "Minas de Ferro de Montemor-o-Novo", que se distribuem numa faixa de 12 Km, desde a Herdade da Nogueirinha (Sudeste) até à Herdade da Gamela (Noroeste).

Apesar de não existir nesta área nenhum *taxon* de vegetação do Anexo II e IV da Directiva Habitats (92/43/CEE; Decreto-Lei 226/97), salienta-se a importância de espinhais de *Callicotome villosa* (Poiret) Link na base da serra e de vegetação casmofítica formada por diversos fetos raros. Nas minas hibernam reproduzem-se Quirópteros. Encontram-se ainda na zona algumas espécies de ratos, tais como *Apodemus sylvaticus*, e *Eliomus quercinus*, e aves de entre as quais se destacam *Hieraaetus pennatus*, *Hieraaetus fasciatus* e *Bubo bubo*, estas constantes na Directiva 79/409/CEE do Conselho, de 6 de Março de 1991, relativa à conservação de aves selvagens.

Os solos, bastante diversificados, são geralmente delgados e por vezes pedregosos, associados a afloramentos rochosos que influenciam a riqueza florística observada. Na carta do SROA (Cardoso, 1965; Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário, 1969) observam-se as seguintes unidades pedológicas para a zona: solos mediterrânicos pardos de gneisses ou rochas afins e de rochas cristalofílicas; solos mediterrânicos vermelhos ou amarelos quer de rochas cristalofílicas básicas quer de calcários cristalinos associados a outras rochas cristalofílicas básicas, solos de calcários cristalinos ou mármore ou rochas cristalofílicas cálcio-silicícolas ou ainda de gneisses ou rochas afins; solos litólicos não húmicos de rochas microfílicas claras e de gneisses ou rochas afins e de rochas ferruginosas e ainda solos de baixa de textura ligeira. Os solos mediterrânicos possuem textura ligeira a mediana, o teor orgânico é elevado nos terrenos incultos, e a permeabilidade é lenta ou moderada, como consequência o grau de saturação é elevado ou muito elevado.

Os solos litólicos são solos pouco evoluídos em que o horizonte A não é húmico e apresentam baixos teores em matéria orgânica. Os solos de baixas, de textura ligeira, ocorrem em zonas de vale e que, sob o ponto de vista qualitativo, são solos relativamente férteis (Fig. 1).

No aspecto climático, na Serra da Nogueirinha ocorre um microclima, registando-se valores de precipitação anual, da ordem dos 900 mm assim como elevada humidade relativa do ar nas encostas expostas a Norte. As encostas expostas a Sul são bastante mais quentes e menos húmidas. Esta serra situa-se em zona de transição entre os termotipos termomediterrâneos na parte mais elevada e mesomediterrâneos na parte mais baixa (Rivas-Martínez *et al.*, 1990), que influencia a composição da flora.

Neste trabalho apresentam-se as espécies vegetais de maior importância para a conservação, a delimitação da área e referem-se os *habitats* identificados, a sua localização, as associações fitossociológicas e alguns aspectos a considerar na conservação e recuperação das zonas mais degradadas. Anotam-se, ainda, as espécies animais mais relevantes.

MATERIAL E MÉTODOS

Durante os anos de 1995, 1996 e 1997 realizaram-se inventários florísticos baseados no método fitossociológico de Braun-Blanquet (1965) e actualizado por Géhu & Rivas-Martínez (1981)

Os tipos de solos foram obtidos a partir das cartas de solo de 1:50000 do SROA.

Para a cartografia, as manchas de vegetação, previamente reconhecidas e delimitadas sobre fotografia aérea, foram digitalizadas.

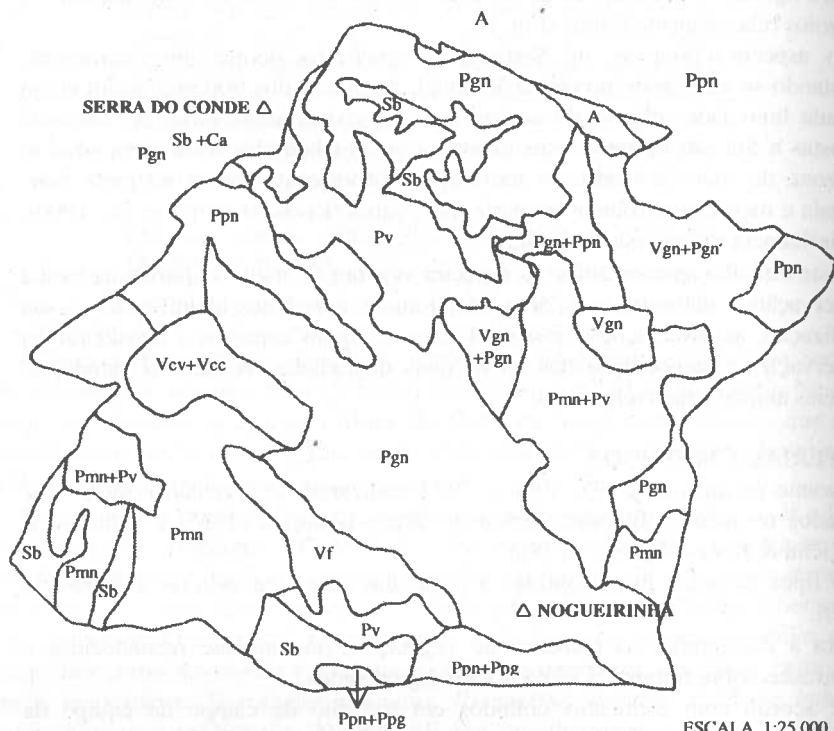
De acordo com elementos colhidos em trabalho de campo de equipe da Direcção Regional do Ambiente do Alentejo e facultados pela Universidade de Évora e Instituto de Conservação da Natureza, também compilados em Venade (1998), referem-se espécies da fauna considerados relevantes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na área estudada (cerca de 328 ha), observa-se uma riqueza florística e faunística apreciável.

Nas zonas mais elevadas da serra existem ainda bem conservados montados predominantemente de sobre (*Quercus suber L.*) e pequenas manchas de azinho (*Quercus rotundifolia Lam*) ou mistos. As encostas são povoadas por olivais já há muito abandonados e montados de sobre, raramente de azinho pastoreados por bovinos e ovinos, observando-se a associação *Trifolio-subterranei-Poetum bulbosae* Rivas Goday 1964 (Habitat 6220). Na base das encostas abundam matos, únicos no país, de *Calicotome villosa*, uma espécie característica da associação *Asparago aphylli-Calicotometum villosae* Rivas-Martínez 1975

(Habitat 5330). Aparecem também os matos da associação *Halimio ocymoides-Ericetum umlclatum* Rivas Goday 1964 (Habitat 4030).



LEGENDA

- A – Aluviossolos modernos de textura mediana
- Sb – Solos de baixas (coluviossolos) de textura mediana
- Ppn – Solos litólicos não húmicos de rochas microfflicas claras
- Vf – Solos litólicos não húmicos de rochas ferruginosas
- Pgn – Solos mediterrâneos pardos de gneisses ou rochas afins
- Pmn – Solos mediterrâneos pardos de rochas cristaloflicas
- Pv – Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de rochas cristaloflicas básicas
- Vcc – Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de calcários cristalinos ou mármore ou rochas cristaloflicas cálcio-siliciosas
- Vcv – Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de calcários cristalinos associados a outras rochas cristaloflicas básicas

Fig. 1. Mapa de solos da zona da Serra da Nogueirinha. Coordenadas Militares (HAYFORD – GAUSS; DATUM MILITAR): NOGUEIRINHA (201483.89; 42636817); SERRA DO CONDE (200151.89; 176524.36)

Em zonas mais restritas aparecem sobreirais e montados, há algum tempo abandonados e com pastagens sob coberto, que começam a apresentar características de sobreirais de diferentes portes, por vezes em substituição de olivais há muito abandonados..

Na parte Sul existem algumas linhas de água com gâlerias de amieais da *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae* Br.-Bl., P. Silva & Rozeira (Habitat 91EO), freixiais de *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae* Rivas-Martínez & Costa *et al.*, 1980 (Habitat 91BO) e alguma vegetação hidrofítica de *Ranunculetum baulotii* Br.-Bl. (Habitat 3260).

Nas minas encontra-se uma vegetação casmofítica formada por diversos fetos presentemente raros como *Anogramma leptophylla*, *Asplenium billotii* F.W.Schultz, *A. onopteris* L., *A. trichomanes* L., *Ceterach officinarum* DC. E *Polypodium australe* Fée, característicos da associação *Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae* R. Molinier 1937 (Habitat 8220).

Nas imediações da entrada das minas aparecem algumas Orquidáceas, nomeadamente *Epipactis helleborine* (L.) Cranz, *Ophrys tenthredinifera* Willd. ssp. *tenthredinifera*, *O. vermixia* Brot., *Orchis mascula* (L.) L. e *Serapias parviflora* Parl.

A par da diversidade florística existe uma não menos importante variedade faunística, quer de vertebrados, quer de invertebrados e um grande número de aves selvagens constantes na Directiva da Comissão Europeia (79/409/CEE), compilados em Venade (1998). Dos vertebrados salientam-se *Rhinolophus euryale* (morcego-de-ferradura-mediterrânico), *R. ferrumequinum* (morcego-de-ferradura-grande), *R. hiposideros* (morcego-de-ferradura-pequeno), *R. mehelyi* (morcego-de-ferradura-mourisco), *Miniopterus schreibersi* (morcego-de-peluche), *Myotis myotis* (morcego-rato-grande) e ainda o *Microtus cabreræ* (rato-de-cabrera), *Emys orbicularis* (cágado-de-carapaça-estriada), *Mauremys spp.* (cágado), e em cursos de água com gâlerias muito bem conservadas a *Lutra lutra* (lontra) e o *Chondrostoma lusitanicum* (pardelha/boga). Também ocorrem na área os invertebrados *Cerambyx cerdo*, *Lucanus cervus* e *Euphydryas aurinia*.

A avifauna é vasta, rica e diversa em consequência da existência de importantes comunidades vegetais que possibilitam associações de comunidades de aves nidificantes ou invernantes, entre as quais: *Ciconia ciconia* (cegonha-branca), *H. pennatus* (águia-calçada), *Circaetus gallicus* (águia-cobreira), *Milvus milvus* (milhafre), *M. migrans* (milhafre-preto), *Pernis apivorus* (falcão-abelheiro), *Caprimulgus europaeus* (noitibó-da-Europa), *Alcedo atthis* (guarda-rios-comum), *Galerida theklae* (cotovia-pequena), *Lullula arborea* (cotovia-pequena), *Anthus campestris* (petinha-dos-campos), *Sylvia undata* (felosa-domato), *Bubo bubo* (bufo-real), *Coracias garrulus* (rolieiro), *Aquila chrysaetos* (águia-real, que aparece esporadicamente), *Falco columbarius* (esmerilhão-

comum), *Bubo bubo* (bufo-real), *Coracias garrulus* (rolieiro) e *Melanocorypha calandria* (Calhandra-comum).

Quanto à conservação da zona sugerem-se algumas medidas, julgadas mais pertinentes:

1 - As zonas para sobreiral deviam ser bem delimitadas, bem como a recuperação de montados com zona de limpeza de sobreiros e plantação em áreas actualmente com baixa densidade ou em locais em que ainda existem olivais abandonados.

2 - No futuro deveria evitar-se a plantação de eucaliptos que já começa a observar-se na serra e constitui uma séria ameaça à conservação da vegetação espontânea.

3 - As galerias ribeirinhas contínuas deviam ser protegidas, tanto as árvores como arbustos, assim como a vegetação herbácea tipicamente hidrofítica ou hidrofílica. Deveriam efectuar-se repovoamentos das zonas com vegetação arbórea destruída ou degradada assim como, sensibilizar os agricultores para a instalação de bandas ripícolas.

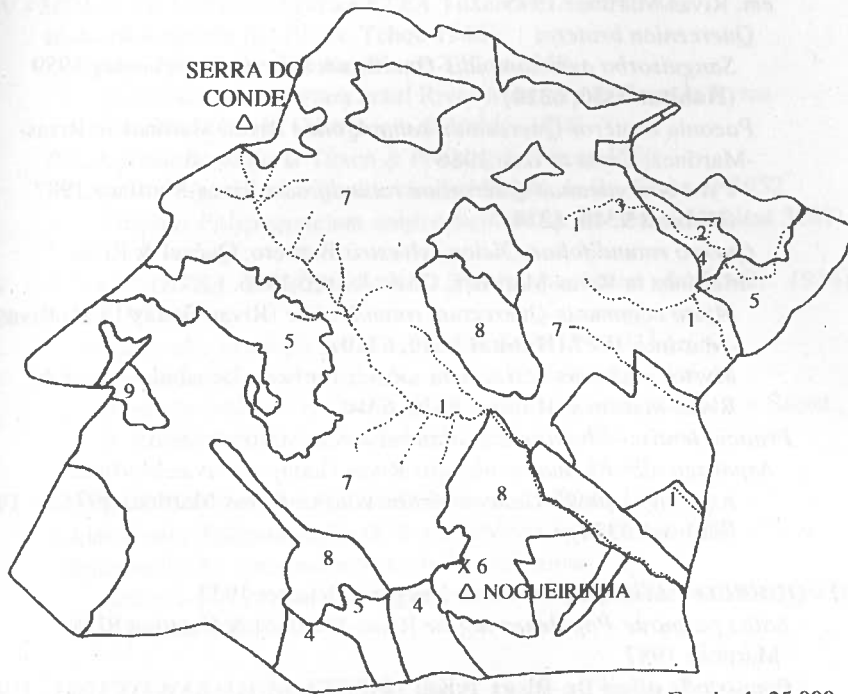
4 - A zona das minas de ferro merecia, mesmo pelo perigo que apresenta, para os passeantes, uma cuidada delimitação, sinalização e interdição de acesso do público em geral, assim como uma protecção devida da vegetação envolvente.

Finalmente, convém realçar o interesse da conservação da vegetação nesta zona devido à raridade dos fetos mencionados e pela representatividade da espécie *Calicotome villosa* na zona mencionada.

De salientar ainda que a boa conservação da vegetação existente é indispensável para a presença da variada fauna aí encontrada, assim como definir objectivos estratégicos. Desde já propõe-se para a gestão da Serra da Nogueirinha:

- definir medidas, com diferentes graus de protecção aos habitats e à fauna e flora selvagens, através da interdição da captura e da perturbação de espécies da flora e fauna selvagens, com estatuto populacional regional ameaçado;
- afectar toda a área ao Regime Cinegético Especial;
- supervisionar a área da Serra por Guardas da Natureza;
- potenciar a diversificação faunística e florística dos habitats;
- regular as mobilizações do solo harmonizando os objectivos da produção com os de conservação do solo e da água;
- elaborar o traçado de caminhos pedestres;
- reutilizar e reciclar, tanto quanto possível, os produtos derivados da exploração dos montados;
- promover o lazer nestes espaços criando uma rede de paisagens únicas, maciços e árvores classificadas, protegendo todos os valores patrimoniais;
- criar espaços alternativos aos que sofrem pressão excessiva;
- assegurar a perenidade das populações cinegéticas;

- expandir espécies com elevado valor cinegético sempre que tal não provoque alterações na cadeia trófica;
- adoptar medidas de prevenção e combate contra o furtivismo na caça através de fiscalização eficaz;
- incentivar acções de poda e desbaste (selecção positiva) e limpezas de arvoredo (sobreiros/azinheiras);
- interditar a destruição das galerias ribeirinhas pelo uso da terra ou por corte de vegetação.



LEGENDA

HABITATS: 1 - 91BO; 2 - 91EO; 3 - 3260; 4 - 5330; 5 - 6310; 6 - 8220; 7 - 6310 + ; 330; 8 - 9330 + 5330; 9 - 9330; ... galeria ripícola

Fig. 2. Mapa dos habitats da zona da Serra da Nogueirinha. Coordenadas Militares (HAYFORD - GAUSS; DATUM MILITAR): NOGUEIRINHA (201483.89; 42636817); SERRA DO CONDE (200151.89; 176524.36)

Apresenta-se seguidamente a sintaxonomia das comunidades identificadas, assinalando-se os *habitats* incluídos na Directiva 92/43/CEE.

Assinala-se ainda a localização dos habitats na fig. 2.

Justifica-se pois, pela diversidade da flora e fauna, que esta zona mereceria a atribuição de estatuto especial de conservação.

SINTAXONOMIA

I - *QUERCETEA ILICIS* Br.-Bl. 1947

Quercetalia ilicis Br.-Bl. ex Molinier 1934 em. Rivas-Martínez 1975

Quercion broteroi Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 corr. Ladero 1974 em. Rivas-Martínez 1975

Quercenion broteroi

Sanguisorbo agrimonioidis-Quercetum suberis Rivas Goday 1959
(Habitat 9330, 6310)

Paeonio broteroi-Quercenion rotundifoliae Rivaz-Martínez in Rivas-Martínez, Costa & Izco 1986

Pyro bourgaeanae-Quercetum rotundifoliae Rivas-Martínez 1987
(Habitat 9340, 6310)

Quercu rotundifoliae-Oleion sylvestris Barbero, Quézel & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, Costa & Izco 1986.

Myrto communis-Quercetum rotundifoliae (Rivas Goday 1959) Rivas-Martínez 1987 (Habitat 9340, 6310)

Myrto communis-Quercetum suberis Barbero, Benabid, Quézel & Rivas-Martínez (Habitat 9330, 6310)

Pistacio lentisci-Rhamnalia alaterni Rivas-Martínez 1975

Asparago albi-Rhamnion oleoidis Rivas Goday ex Rivas-Martínez

Asparago aphylli-Calicotometum villosae Rivas-Martínez 1975
(Habitat 5330)

II - *QUERCO-FAGETEA* Br.-Bl. & Vlieger in Vlieger 1937

Salici purpurae-Populenea nigrae Rivas-Martínez & Cantó in Rivas-Martínez 1987

Populetales albae Br.-Bl. ex Tchou 1948

Populion albae Br.-Bl. ex Tchou 1948

Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris Rivas-Martínez 1975

Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & Valdés-Bermejo 1980
(Habitat 91B0)

Osmundo-Alnion (Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956) Dierschke & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975

Osmundo-Alnenion

Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 (Habitat 91E0)

III - **POETEA BULBOSAE** Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1978

Poetalia bulbosae Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas Goday & Ladero 1970

Trifolio subterranei-Periballion Rivas Goday 1964

Trifolio subterranei-Poetum bulbosae Rivas Goday 1964 (**Habitat 6220**)

IV - **MOLINIO-ARRHENATHERETEA** Tüxen 1937 em. 1970

Holoschoenetalia Br.-Bl. ex. Tchou 1948

Molinio-Holoschoenion Br.-Bl. ex. Tchou 1948

Holoschoeno-Juncetum acuti Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & Valdés 1980

Plantaginetalia majoris Tüxen & Preising in Tüxen 1950

Paspalo-Polypogonion semiverticillati Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1952

Paspalo-Polypogonetum semiverticillati Br.-Bl. 1936 (**Habitat 3280**)

V - **ASPLENIETEA TRICHOMANIS** (Br.-Bl. in Meier & Br.-Bl. 1934) Oberdorfer 1977

Androsacetalia vandellii Br.-Bl. in Meier & Br.-Bl. 1934

Cheilanthon hispanicae Rivas Goday in Rivas Goday 1956

Asplenio billotii-Cheilanthes hispanicae Rivas-Martínez in Sáenz & Rivas-Martínez 1979 (**Habitat 8220**)

VI - **ANOMODONTO-POLYPODIETEA** Rivas-Martínez 1975

Anomodonto-Polypodietalia O. Bolòs & Vives in O. Bolòs 1957

Selaginello-Anogrammion leptophyllae all. nova

Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae Molinier 1937 (**Habitat 8220**)

VII - **ISOETO-NANOJUNCETEA** Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff et al. 1946

Isoetetalia Br.-Bl. 1936 em. Rivas Goday 1970

Agrostidion salmanticae Rivas Goday 1958

Pulicario uliginosae-Agrostietum salmanticae Rivas Goday 1956 (**Habitat 3170**)

Cicendion (Rivas Goday in Rivas Goday & Borja 1961) Br.-Bl. 1967

Loto subbiflora-Chaetopogonetum fasciculati Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & Valdés-Bermejo 1980 (**Habitat 3170**)

VIII - POTAMETEA Tüxen & Preising 1942*Potametalia* W. Koch 1926*Potamion* W. Koch 1926*Potametum pectinati* Cartensen 1955 (**Habitat 3150**)*Ranunculion fluitantis* Neuhäusl*Ranunculetum baudotii* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1952 (**Habitat 3260**)**BIBLIOGRAFIA**

- BRAUN-BLANQUET, J. (1965). *Plant sociology: the study of plant communities*. Hafner.
- CARDOSO, J. C. (1965). *Os solos de Portugal. Sua classificação, caracterização e génese. 1. Azul do Rio Tejo*. D.G.S.A. Lisboa.
- GÉHU, J. M. & RIVAS MARTÍNEZ, S. (1981). Notions fondamentales de phytosociologie. In. *Syntaxonomie*: 6-33. Vaduz.
- ICN (1996). *Lista Nacional de Sítios. Continente. Directiva Habitats (92/43/CEE). Proposta Preliminar*. Instituto da Conservação da Natureza. Direcção de Serviços de Conservação da Natureza. 223 pp.
- RIVAS MARTÍNEZ, S., LOUSÁ, M., DIÁZ, M., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, E., & COSTA, J., C., Vegetación del sur de Portugal (Sado, Alentejo y Algarve). *Itenera Geobot.* 3:5.126.
- SERVIÇO DE RECONHECIMENTO E ORDENAMENTO AGRÁRIO (1959 e 1961). *Carta dos solos de Portugal*. Cartas 39B e 40A. Esc. 1:50 000 Secretaria de Estado da Agricultura. Ministério da Agricultura.
- VENADE, J., (1998). Contributo para a gestão ambiental da Serra de Monfurado. *Trabalho final da licenciatura de Engenharia Biofísica*. Universidade de Évora.
- CEE (1994). Rede Natura 2 000. Directiva do Conselho 92/43/CEE relativa à conservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens. Comissão Europeia Direcção - Geral XXI. Ambiente, segurança nuclear e Protecção Civil. Habitats 94/4.
- CEE (1994). Manual Técnico de interpretação dos tipos de habitats prioritários do Anexo I da Directiva 92/43/CEE. Comissão Europeia Direcção - Geral XXI. Ambiente, segurança nuclear e Protecção Civil. Habitats. 94/3. Final.

DEHESAS Y MONTADOS. BASES ECOLÓGICAS PARA SU GESTIÓN

Rocío Fernández Alés

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla. Apdo. 1095.
41080, Sevilla. España. Tel: 34 95 4557062. Fax: 34 95 4626308. E-mail: rocio@cica.es

Fernández Alés, R. (1999). Dehesas y montados. Bases ecológicas para su gestión. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 147-157.

Se ha elaborado un modelo de estados y transiciones para estudiar la dinámica de la vegetación en dehesas y montados y su relación con el manejo (perturbaciones). El modelo ha permitido exponer de forma sistematizada lo que se sabe y lo que se ignora acerca de los factores que hacen cambiar la vegetación y establecer hipótesis acerca de las posibles causas. El investigar los aspectos más desconocidos del modelo es necesario para establecer las formas óptimas de gestión de estos ecosistemas.

Palabras clave: Mediterráneo, modelo vegetación, sucesión, perturbación, manejo.

Fernández Alés, R. (1999). Dehesas and montados. Ecological basis for their management. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 147-157.

An state and transition model has been made in order to investigate the role of management in vegetation dynamics of dehesas and montados. The model show what is and what is not known about factors responsible of vegetation changes and establish hypothesis about causes of change. It is necessary to investigate the ignored aspects of vegetation dynamics in order to establish the best management techniques for these ecosystems.

Keywords: Mediterranean, vegetation model, succession, disturbance, management.

INTRODUCCIÓN

Dehesas y montados son ecosistemas mediterráneos donde la vegetación está formada por un arbolado disperso y un sotobosque herbáceo. Son ecosistemas

creados por el hombre por aclarado del bosque mediterráneo y se mantienen por pastoreo de ganado doméstico y por trabajo humano (poda, desbroce, siembra). La finalidad de esta transformación es permitir el pastoreo de ganados varios, pero principalmente de cerdos, que se alimentan de las bellotas de los árboles y que son en gran parte responsables del mantenimiento del dosel arbóreo.

Dehesa y montado no significan lo mismo exactamente. Montado se define como "terreno generalmente povoado de sobreiros y alzinheiros onde pastam porcos", mientras que dehesa, *devesa* en portugués, se define como "terreno cercado y por lo común dedicado a pastos". Montado define el paisaje que nos ocupa mejor que dehesa, por lo que llamaré montado a la formación sabanoide y dehesa al mosaico de bosques, matorrales, montados, pastos y cultivos que se explotan conjuntamente por un solo propietario. La dehesa pues comprende diferentes unidades de vegetación que guardan una relación dinámica, al ser etapas de una misma sucesión y por tanto interconvertibles dependiendo de la intensidad de las perturbaciones.

Los montados son muy característicos de la Península Ibérica, donde ocupan alrededor de 2.500.000 ha (BLANCO et al., 1997). Mantienen una elevada diversidad de organismos, por lo que se consideran un modelo de desarrollo sostenible en el que la explotación no esta reñida con la conservación. Por ello existe un gran interés en saber como funcionan desde un punto de vista ecológico.

La capacidad de los ecosistemas de soportar una explotación continuada se relaciona con su capacidad de resistir perturbaciones. El estudio de la respuesta de los ecosistemas a la perturbación se encuadra dentro de la teoría de la sucesión, que establece las regularidades que ocurren cuando un ecosistema es perturbado y las secuencias de recuperación que se suceden posteriormente. El modelo de sucesión establecido para la vegetación mediterránea (RIVAS & RIVAS, 1963, TOMASELLI, 1981), considera cuatro etapas sucesionales, bosque o monte alto, monte bajo o maquí, jaral o tomillar y pastizal, la etapa pionera. Las perturbaciones humanas como tala, fuego, roturación o pastoreo son las causantes de la regresión y el abandono da lugar a una sucesión que llevaría de nuevo al bosque. Este modelo resulta insuficiente para explicar estados de la vegetación como los montados, en los que se combinan especies de etapas pioneras y climácicas, y tampoco tienen en cuenta que diferentes tipos de perturbación pueden causar distintos efectos en la vegetación.

Los modelos de estados y transiciones se han desarrollado para evitar las deficiencias de los modelos clásicos de sucesión (WESTOBY et al., 1989). Consideran estados discretos y transiciones entre estados, que no tienen porqué ser graduales o reversibles y que pueden estar causadas o controladas por distintos eventos. Incorporan las ideas básicas desarrolladas en la sucesión, pero también tienen en cuenta que otros factores, como la historia o el ambiente pueden determinar hacia donde van los cambios y a la velocidad que se

producen. También permiten formalizar de forma precisa los factores que pueden dar lugar a cambios y establecer hipótesis que pueden ser testadas de forma experimental.

El objetivo de este estudio es hacer un modelo de estados y transiciones que permita discutir que fuerzas mantienen a los montados en su estado actual y cuales les hacen cambiar hacia otros estados. En el modelo se considera a los montados como un estado que puede pasar a otros estados como monte, matorral o pasto. La elaboración de este modelo permitirá conocer de forma precisa que se sabe de estos procesos y que lagunas quedan aún por investigar.

MODELO

ESTADOS: Se consideran cuatro estados (Figura 1): monte, montado, matorral y pasto. Cada estado viene determinado por el predominio de especies con diferentes características morfofuncionales, lo que le confiere al sistema distintas propiedades como producción, biomasa, tasa de renovación, resistencia a las adversidades y a las perturbaciones naturales y humanas.

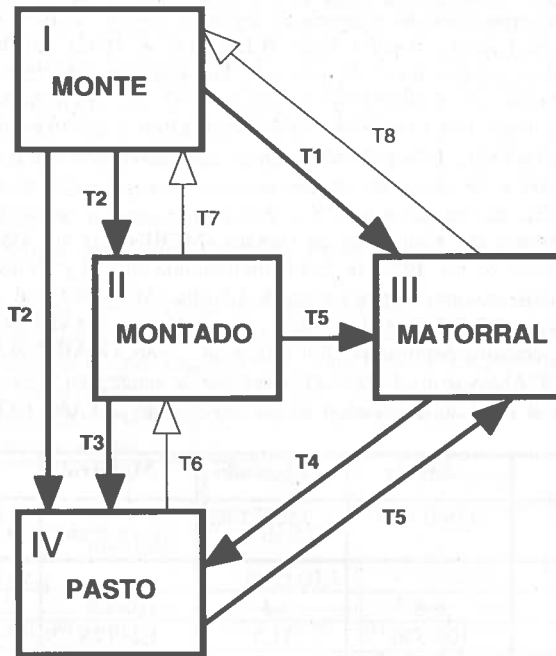


Figura 1. Estados y transiciones en la vegetación mediterránea del SW de España. El eje vertical los ordena según un eje sucesional: abajo etapas pioneras y arriba etapas maduras. Las flechas gruesas indican que existen evidencias acerca de los factores que dan lugar a la transición. Las flechas finas indican que se desconocen las causas de las transiciones.

I. MONTE. Agrupa dos estados del modelo clásico de sucesión, el bosque o monte alto y el maquí o monte bajo. Se han unificado porque en ambos dominan especies con las mismas características morfofuncionales: árboles perennifolios y esclerófilos (*Quercus*, *Olea*, *Arbutus*, *Phillyrea*...) de crecimiento lento, con sistemas radicales profundos y gran capacidad de regulación estomática que les permite mantener la actividad durante el verano (TERRADAS, 1991). Son capaces de rebrotar de órganos subterráneos (cepas) tras una perturbación y tienen dispersión zoocora.

La riqueza de especies puede ser bastante notable (Tabla 1), pero la diversidad específica suele ser baja debido a la fuerte dominancia de una sola especie, normalmente del género *Quercus* (*Q. ilex*, *Q. suber*), y la diversidad funcional también debido a la fuerte dominancia de árboles esclerófilos y la baja frecuencia de otras formas de vida, como árboles caducifolios, matorral y pasto.

Tabla 1. Riqueza de especies, biomasa y producción de los distintos estados. (1) Bosques de *Quercus suber* y *Q. canariensis* del S de España. (MARAÑÓN, 1997) (2) Montados de Sierra Morena. (MARAÑÓN, 1985). (3) Matorrales del S de España. (OJEDA et al., 1995). La riqueza de especies se ha estimado en líneas de 100 m. (4) Bosques de *Q. ilex* de distintas edades en España, Francia e Italia. (LLEDÓ et al. 1992). (5) Bosques de *Q. ilex* en Caraluña abandonados hace 50 años con biomasa aérea de 160 y 112 t/ha. respectivamente. (TERRADAS, 1996). (6) Bosques de *Q. ilex* (LOISSANT & RAPP, 1971; VERDÚ et al., 1980; BELLOT et al., 1992; LEONARDI et al., 1992), *Q. suber* y *Q. canariensis* (MARTÍN et al., 1996) (7) Montado en Salamanca con una densidad de 40 árboles/ha. La biomasa de hojas de encina es de 1-t/ha y la del pasto 2,3 t/ha. (ESCUADERO, 1992). (8) Montados en el S de España con pasto o matorral de 3-5 años. (MARTÍN et al., 1996). (9) Matorrales de Doñana (MERINO et al., 1990a) y Sierra Morena (FERNÁNDEZ ALÉS, 1994) de edad comprendida entre 3 y 80 años. (10) Jaral de Doñana de 80 años, con una biomasa aérea de 4,9 t/ha. (MERINO et al., 1990b). (11) Matorrales de Doñana (MERINO et al., 1990a) y Sierra Morena (MARTÍN et al., 1996). (12) Pastizales del Occidente peninsular. (JOFFRE et al., 1986; GOMEZ & CALABUIG, 1992; FERNÁNDEZ ALÉS et al., 1997a). (13) Pastizal de anuales en Sierra Morena. con una biomasa aérea al final de la estación de crecimiento de .2,1 t/ha (JOFFRE et al., 1987).

	Monte	Montado	Matorral	Pasto
Riqueza de Especies	119/0,1 ha ⁽¹⁾	135/0,1 ha ⁽²⁾	10-25/100m ⁽³⁾	135/0,1 ha ⁽⁴⁾
Biomasa (t/ha)				
Hojas	6-8 ⁽⁴⁾	3,3 ⁽⁷⁾	0,6-9,9 ⁽⁹⁾	1-12 ⁽¹²⁾
Madera	100-330 ⁽⁴⁾	21,5 ⁽⁷⁾	1,2-125 ⁽⁹⁾	--
Raíces	67-127 ⁽⁵⁾	?	13,3 ⁽¹⁰⁾	3-4 ⁽¹³⁾
Producción (t/ha/año)				
Hojas, flores, frutos	2,0-7,0 ⁽⁶⁾	3,4-5,8 ⁽⁸⁾	1,6-3,8 ⁽¹¹⁾	1-12 ⁽¹²⁾
Madera	3,4-6,4 ⁽⁴⁾	?	0,3-2 ⁽⁹⁾	--

Es el estado con mas biomasa (Tabla 1), oscilando entre 100 y 350 t/ha dependiendo de la mayor o menor acumulaci3n de madera. Tambi3n es el que tiene el suelo mas rico en materia org3nica y con mas nutrientes (N y P, Tabla 2). La producci3n oscila alrededor de las 5-10 t/ha/año, madera en su mayor parte.

II. MONTADO. Formado por un estrato arb3rico y un sotobosque herb3ceo que puede tener matorrales dispersos. Se conservan 3rboles capaces de producir forraje para el ganado, bien como frutos (*Quercus* spp.) o como ram3n (*Quercus*, *Fraxinus*, *Olea*). La arboleda muestra una densidad baja (20-90 3rboles/ha), y una cobertura tambi3n reducida (5-20%) (JOFFRE et al, 1986).

Coexisten especies con estrategias adaptativas muy distintas. Los 3rboles (*Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Quercus suber*, *Olea europaea*) son perennifolios escler3filos y el pasto son herb3ceas anuales que viven solo durante la estaci3n de lluvias, pasando a la estaci3n seca como semillas en el suelo. A pesar de ser anuales no pueden considerarse como ruderales, pues carecen de bancos permanentes de semillas, producen pocas semillas por individuo y tienen una tasa de supervivencia prerreproductiva muy alta (FERNÁNDEZ ALES et al, 1991).

La riqueza de especies (Tabla 1) es muy alta debido a la enorme riqueza florística del componente herb3ceo (135 spp/0,1 ha, 20-40 spp/m², MARAÑÓN, 1985), ya que el arbolado suele ser monoespecífico. La diversidad en t3rminos de biomasa es baja pues los 3rboles tienen mucha mas biomasa que el sotobosque (22,5 t/ha frente a 2-3 t/ha. ESCUDERO, 1992).

La biomasa es notablemente inferior a la del monte (Tabla 1), debido a la baja densidad de 3rboles, pero la producci3n no es muy diferente si no tenemos en cuenta la madera, que desconocemos. El suelo tiene un contenido en materia org3nica y N total menor que el monte, y el de Ca mas elevado (Tabla 2).

Tabla 2. Contenido medio en materia org3nica y nutrientes en los 20 primeros cm del perfil en dos parcelas de bosque (*Quercus canariensis* y *Q. suber*. Sierra de C3diz), cuatro parcelas de matorral (*Cistus ladanifer* y *Erica arborea*, Sierra Morena y Sierra de C3diz), y cinco parcelas de montado con pasto (Sierra Morena y Sierra de C3diz) situadas en el Sur de España.(FERNÁNDEZ ALÉS, 1994). En los montados las muestras se tomaron en los claros entre los 3rboles.

	Monte	Matorral	Montado
Materia Org3nica (%)	10,3±3	9,1±4,3	3,7±1,5
N total (%)	0,45±0,1	0,42±0,1	0,3±0,1
P disponible (ppm)	11,0±0	5,9±1,4	9,1±0,6
K disponible (ppm)	274,0±11	232,5±37,6	199,2±153,7
Ca disponible (ppm)	3015±374	2125±702	4292±1591

Los árboles aislados introducen una fuerte heterogeneidad en el montado. Cambian el microclima (MONTROYA, 1982) y el suelo, que bajo cubierta es parecido al del bosque, pues tiene mas materia orgánica y nutrientes que en los claros entre árboles y retiene mas agua (JOFFRE & RAMBAL, 1993). Bajo las copas de las encinas la composición florística, diversidad y producción primaria del pasto es distinta que en los claros entre árboles (MARAÑÓN, 1986; JOFFRE et al., 1986).

III. MATORRAL. Se caracteriza por la dominancia de especies leñosas (*Cistus*, *Erica*, *Rosmarinus*, *Lavandula* etc.) de características morfofuncionales muy diferentes a los árboles esclerófilos. Son de vida mas corta (30-60 años) y no están diseñadas para alcanzar porte arbóreo. Son perennifolias, con una diversidad foliar muy alta (afilas, aciculares, planifolias etc.), raíces mas superficiales y mayor variación funcional con las estaciones (potencial hídrico, fotosíntesis, transpiración. Ante una perturbación o bien rebrotan (*Erica* spp.) o germinan a partir del banco (*Cistus* spp) o ambas cosas (OJEDA et al., 1996). O no se dispersan o las dispersan de forma involuntaria los ramoneadores (MALO & SUAREZ, 1996).

La riqueza de especies es inferior a la del montado (Tabla 1), debido a la ausencia de herbáceas, y la diversidad suele ser baja debido a una fuerte dominancia de pocas especies, normalmente *Cistus ladanifer* o especies del genero *Erica* (FERNÁNDEZ ALÉS et al., 1984). La diversidad funcional suele ser mas alta que la del monte y semejante a la de la montado, pues coexisten dos tipos funcionales de especies, matorral y árboles, generalmente con porte de matorral.

La biomasa aérea es muy variable (Tabla 1) con la mayor parte de los valores entre 20 y 50 t/ha, parecidos a los del montado. La biomasa subterránea es muy inferior a la del monte (Tabla 1). El suelo del matorral tiene contenido en materia orgánica y N (Tabla 2) semejante al monte, pero es mas pobre en bases y sobre en P. La producción aérea total (1-5,8 t/ha) es menor que en el monte (Tabla 1), y la de material rápidamente renovable (0,6-3,8 t/ha) inferior a la del monte y montado y parecida a la del pasto.

IV. PASTO. Se caracteriza por la ausencia de arbolado y la dominancia de herbáceas anuales. Su composición florística, riqueza de especies y diversidad es semejante a la del sotobosque herbáceo de los montados (Tabla 1).

Es el estado con menos biomasa (1-12 t/ha, Tabla 1), ya que no acumula madera. La biomasa subterránea, mayor que la aérea (Tabla 1) es muy inferior a la de los otros dos estados. El suelo (Tabla 2) es mucho mas pobre en materia orgánica y N total que montes y matorrales, pero mas rico que el de los matorrales en P y Ca, con niveles semejantes a los del monte. La producción varía fuertemente en función de la fertilidad del suelo, pero con la mayor parte de los valores comprendidos entre 2 y 6 t/ha/año (JOFFRE et al., 1986; GÓMEZ & CALABUIG, 1992; FERNÁNDEZ ALÉS et al., 1997a), semejantes a los del matorral (Tabla 1).

MANTENIMIENTO DE LOS ESTADOS.

MONTE. Se mantiene sin perturbaciones o con perturbaciones poco frecuentes que destruyen solamente la parte aérea (tala, fuego), pues las especies rebrotan de órganos subterráneos. Soporta el pastoreo moderado, pero el intenso puede limitar fuertemente la regeneración, al ser frutos y plántulas muy apetecidas por los herbívoros (HERRERA, 1995).

MONTADO. Se mantiene con pastoreo, desbroce o roturaciones periódicas que impidan que el sotobosque se invada de leñosas. Parece dudoso que en estas condiciones se pueda mantener a largo plazo, pues estas intervenciones limitan la regeneración de la arboleda. La siembra de nuevos árboles podría ser la única manera de garantizar su persistencia.

MATORRAL. Se mantiene con fuego, desbroce y roturación. Tras una perturbación la vegetación se regenera a partir de un banco de semillas permanente que se activa con el calor (TERRADAS, 1996).

PASTO. Se mantiene por pastoreo.

TRANSICIONES

T1. DE MONTE A MATORRAL. Requiere una perturbación frecuente o muy drástica que destruya los órganos subterráneos de las esclerófilas (fuego intenso, roturación, carboneo de cepas). Una perturbación prolongada en el tiempo (siglos) puede dar lugar también a este cambio (GRANADOS et al., 1988).

T2. DE MONTE A MONTADO Y DE MONTE A PASTO. Se ha conseguido experimentalmente talando y descepando la arboleda, seguido de abonado y fuerte carga ganadera (CASANOVA et al., 1982). La transición a montado o a pasto depende de si se elimina la totalidad o solo una parte de la arboleda.

T3. DE MONTADO A PASTO. Se produce por tala de las encinas. El uso de la dehesa debe llevar a largo plazo a esta transición, ya que en condiciones de pastoreo intenso la arboleda no puede regenerarse.

T4. DE MATORRAL A PASTO. No hay muchas evidencias acerca de como se produce, pero las pocas existentes parecen apuntar a que ocurre tras desbroce si éste está seguido de abonado o pastoreo, sin eliminar el pasto preexistente (MONTROYA & MONTERO, 1977, FERNÁNDEZ ALÉS et al., 1997b). Es necesario el abonado, bien con fertilizantes o con pastoreo para que las anuales se vean favorecidas y la transición se produzca (OGERAU- POISSONET & THIAULT, 1985).

T5. DE PASTO O MONTADO A MATORRAL. Se ha detectado en Sierra Morena comparando fotos aéreas de dos fechas (1956 y 1977) y se ha asociado al abandono de uso a partir de los años 60 (FERNÁNDEZ ALÉS et al., 1992). Pero también hemos detectado que en parcelas cercadas al ganado durante mas de 20 años esta transición no se ha producido. Factores como la presencia de semillas de matorral o la competencia entre pasto y matorral pueden condicionar esta transición.

T6. DE PASTO A MONTADO. Se ha producido en muchas zonas por siembra de árboles, pero no se ha observado que ocurra sin sembrar, debido quizá a que el proceso es muy lento. Pero también es posible que esta transición no exista. Si las semillas del matorral son mas invasoras que la arboleda, tras el abandono el pasto pasará a matorral y no a montado. Igual ocurrirá si los árboles se implantan mejor en el matorral que en el pasto.

T7. DE MONTADO A MONTE. Por rebrote de las encinas tras el abandono del pastoreo. Es un proceso lento pues requiere además del rebrote de los árboles de la invasión y establecimiento de especies características del monte que no están presentes en el montado. Si las semillas del matorral son mas invasoras que las de los árboles ocurrirá igual que en la transición anterior (T6), pasando el montado a matorral con árboles dispersos y no a monte. No se ha evaluado el papel que pueda jugar el fuego en esta transición. Si el acumulo de biomasa que se produce tras el abandono favorece el fuego, puede ocurrir que o bien éste impida el avance hacia monte o bien favorezca una transición a matorral.

T8. DE MATORRAL A MONTE. Por invasión de especies arbóreas siempre que no haya herbívoros que impidan el establecimiento de las nuevas plántulas. El fuego puede impedir la transición o dilatarla en el tiempo. El acumulo de matorral favorece el fuego, que puede afectar muy negativamente a las especies arbóreas, directamente si las plantas son jóvenes (TERRADAS, 1996) o indirectamente al hacerlas mas accesibles a los herbívoros.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El modelo de estados y transiciones han permitido establecer con mayor precisión que el modelo clásico de sucesión que fuerzas mantienen la vegetación en su estado actual y cuales pueden hacerla cambiar. Quizá lo mas importante es que han permitido mostrar con claridad que aspectos se ignoran y establecer hipótesis de trabajo precisas para abordar su estudio.

Las perturbaciones o su ausencia son las principales causas de cambio, como ya señalaba el modelo clásico de sucesión, pero el modelo muestra que el medio físico puede jugar un papel mas importante de lo que se ha considerado hasta el momento. Hay evidencias que apuntan a que la fertilidad del suelo pudiera condicionar que el que tras una perturbación intensa el monte se convierta en matorral o en pasto. La precipitación podría controlar la velocidad a la que matorrales y árboles invaden los pastos, montados y matorrales, pues se ha detectado que en California la implantación de árboles y matorrales es mayor en años lluviosos que en años secos (ZEDLER, 1981).

El modelo muestra también que las perturbaciones juegan un papel en la dinámica de la vegetación mucho mas complejo de lo que se ha descrito hasta ahora. Las perturbaciones causan cambios, pero también mantienen estados, como pasa con el matorral y el fuego, o el pasto y el pastoreo. Perturbaciones de diferente naturaleza causan transiciones distintas, como ocurre con el fuego y el

arado, que favorecen y mantienen al matorral, mientras que el pastoreo favorece al pasto. También ocurre que algunos agentes considerados tradicionalmente como perturbadores pueden actuar como lo contrario, al favorecer transiciones hacia etapas más maduras. Es el caso de los herbívoros, que suelen causar cambios regresivos en las dehesas (T1, T2, T3, T4) al destruir la vegetación leñosa, pero que también pueden facilitar transiciones progresivas (T5, T7) al actuar como dispersores de leñosas (MALO & SUAREZ, 1996).

El conocimiento que se tiene en la actualidad acerca de los efectos de diferentes perturbaciones es limitado. Las principales lagunas se centran en transiciones en las que está implicada la regeneración de árboles (T6, T7, T8) y de matorral (T5, T6, T7). Dado que las perturbaciones juegan un papel fundamental en la dinámica de dehesas y montados, sería necesario su estudio para saber cuáles son las técnicas más adecuadas para el manejo de estos ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA

- BELLOT, J.; SANCHEZ, J.R.; LLEDÓ, M.J.; MARTINEZ, P. Y ESCARRÉ, A. (1992). Litterfall as a measure of primary production in Mediterranean holm-oak forest. *Vegetatio* 99-100: 69-88.
- BLANCO, E.; CASADO, M.A.; COSTA, M.; ESCRIBANO, R.; GARCÍA ANTÓN, M.; GÉNOVA, M.; GÓMEZ MANZANEQUE, F.; MORENO, C.; MORLA, C.; REGATO, P. Y PAJARES, H. (1997). *Los bosques ibéricos*. Planeta. Madrid.
- CASANOVA, J.B.; JANIN, E.; JOFFRE, R. Y LEENHARDT, (1982). *Améliorations pastorales et prevention des incendies*. Action educative du Parc Naturel Regional de la Corse. Ajaccio.
- ESCUADERO, A. (1992). Intervención del arbolado en los ciclos de nutrientes. En Gómez Gutiérrez (ed.). *El libro de las dehesas salmantinas*. pp 241-257.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R. (1994). Estudio de los recursos disponibles para la alimentación de herbívoros de caza mayor en terrenos forestales de Andalucía Occidental y la optimización de su manejo. *Informe para la Consejería de Agricultura*. Junta de Andalucía.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R. MARAÑÓN, T. FIGUEROA, M.E. Y GARCÍA NOVO, F. (1984). Interacciones entre geomorfología e intervención humana sobre la composición del matorral en la cuenca del río Guadalupejo (Extremadura). *Studia Oecologica* V: 35-53.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R.; LAFFARGA, J.; LEIVA, M.J. Y ROLDÁN, I. (1991). Mediterranean grassland annuals: a design to cope with a predictable, unfavourable season under heavy grazing pressure. *Plant animal interactions in Mediterranean Ecosystems. Proceedings of the VI international conference on Mediterranean climate ecosystems*. Universidad de Atenas. pp 39-46.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R.; MARTÍN, A.; ORTEGA, F. Y ALÉS, E.E. (1992). Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1956-1984). *Landscape Ecology* 7: 3-18.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R.; LEIVA, M.J. Y GARCÍA GORDO, J. (1997a). Producción y consumo de pastos en las dehesas de Andalucía Occidental. *Actas de la XXXVII*

- reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos*. Junta de Andalucía. Sevilla. pp 215-222.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R.; LEIVA, M.J. Y GARCÍA GORDO, J. (1997b). Regeneración del matorral y producción del pasto tras el desbroce con grada y con cadena en una dehesa de Sierra Morena. *Actas de la XXXVII reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos*. Junta de Andalucía. Sevilla. pp 295-300
- GÓMEZ, J.M. Y CALABUIG, E.L. (1992). Producción de praderas y pastizales. en Gómez (Edit.) *El libro de las dehesas salmantinas*. Junta de Castilla y León. Salamanca. pp: 489-511.
- GRANADOS, M.; MARTÍN, A. Y GARCÍA NOVO, F (1988). Long term vegetation changes on the stabilized dunes of the Doñana National Park. *Vegetatio* 75: 73-80.
- HERRERA, J. (1995). Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *Forest Ecology and Management* 76: 197-201.
- JOFFRE, R.; VACHER, J. Y FERNÁNDEZ ALÉS, R. (1986). La dehesa, un sistema ecológico complejo. ¿con porvenir productivo?. *Supervivencia de la Sierra Norte de Sevilla*. MAPA, Junta de Andalucía y Casa de Velázquez. Madrid. pp 237-265.
- JOFFRE, R.; LEIVA, M.J.; RAMBAL, S. Y FERNÁNDEZ ALÉS, R. (1987) Dinamisme racinaire et extraction de l'eau du sol par des graminées perennes et annuelles méditerranéennes. *Acta Oecologica. Oecol. Plant.* 8: 181-194.
- JOFFRE, R. Y RAMBAL, S. (1993). How tree cover influences the water balance of mediterranean rangelands. *Ecology* 74: 570-582.
- LEONARDI, S.; RAPP, M. Y DENES, A. (1992). Organic matter distribution and fluxes within a holm-oak (*Quercus ilex* L.) stand in the Etna Volcano. *Vegetatio* 99-100: 219-224.
- LLEDÓ, M.J.; SANCHEZ, J.R.; BELLOT, J.; BORONAT, J. IBANES, J.J. Y ESCARRÉ, A. (1992). Structure, biomass and production of resprouted holm oak (*Quercus ilex*) forest in Spain. *Vegetatio* 99-100: 51-59.
- LOSSAINT, P Y RAPP, M. (1971). Répartition de la matière organique, productivité et cycles des éléments minéraux dans des écosystèmes de climat méditerranéen. *Productivité des écosystèmes forestiers*. Unesco. Paris. pp 597-617.
- MALO, J. Y SUAREZ, F. (1996). *Cistus ladanifer* recruitment-not only fire, but also deer. *Acta Oecologica* 17: 55-60.
- MARAÑÓN, T. (1985). Diversidad florística y heterogeneidad ambiental en una dehesa de Sierra Morena. *Anales de Edafología y Agrobiología XLIV*: 1183-1197.
- MARAÑÓN, T. (1986). Plant species richness and canopy effect in the savanna-like "dehesa" of SW Spain. *Ecol. Medit.* 12: 131-141.
- MARAÑÓN, T. (1997). Biodiversidad de las comunidades vegetales: escalas y componentes. *Actas de la XXXVII Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos*. Junta de Andalucía. Sevilla. pp 15-24.
- MARTÍN, A.; GARCÍA GORDO, J.; MUÑOZ, F.; LEIVA, M.J. MERINO, J. Y FERNÁNDEZ ALÉS, R. (1996). Producción de material rápidamente renovable en ecosistemas del SO de España. *Actas de la XII Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural*: 400-402.
- MERINO, O. MARTÍN, P. MARTÍN, A. Y MERINO, J. (1990a). sucesional and temporal changes in primary productivity in two mediterranean scrub ecosystems. *Acta Oecologica* 11: 103-112.

- MERINO, J.; MARTÍN, A. GRANADOS, M. Y MERINO, O. (1990 b) Desertification of coastal sands of South-West Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 33: 171-180.
- MONTOYA, J.M. (1982). Efecto del arbolado de las dehesas sobre los factores ecológicos que actúan a nivel de sotobosque. *Anales del INIA. Serie Forestal* 5: 61-86.
- MONTOYA, J.M. Y MONTERO, G. (1977). Notas sobre el comportamiento de *Cistus salvifolius* tras desbroces, laboreos, fertilización y aplicación de fitocidas. *Pastos* 7: 239-246.
- OGEREAU-POISSONET, P. Y THIAULT, M. (1985). Reversing succession: from abandoned shrubland to grassland after scrub-clearing in Southern France. En Schreiber, K. (ed) *Sukzession auf Grünlandbrachen*. pp: 187-198. Münsterche Geographische Arbeiten.
- OJEDA, F.; ARROYO, J. Y MARAÑÓN, T. (1995). Biodiversity components and conservation of mediterranean heathlands in Southern Spain. *Biological Conservation* 72: 61-72.
- OJEDA, F.; MARAÑÓN, T. Y ARROYO, J. (1996). Postfire regeneration of a mediterranean heathland in Southern Spain. *Int. J. Wildland Fire* 6: 191-198.
- RIVAS, S. Y RIVAS, S. (1963). *Estudio y clasificación de los pastizales españoles*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- TERRADAS, J. (1991). Mediterranean woody plant growth forms, biomass and production in the eastern part of the Iberian Peninsula. *Oecologia Aquatica* 10: 337-349.
- TERRADAS, J. (1996). *Ecología del foc*. Proa. Barcelona.
- TOMASELLI, R. (1981). Relationships with other ecosystems: temperate evergreen forests, Mediterranean coniferous forests, savannahs, steppes and desert shrublands En Di Castri, F.; Goodall, D.W. y Spetch, R.L. (Eds.). *Mediterranean type shrublands*. Elsevier. Amsterdam. pp 123-130.
- VERDÚ, A.M.C.; FERRERES, LL.; RODÁ, F. Y TERRADAS, J. (1980). Estructura y funcionalismo de un encinar montano en el Montseny. *Mediterranea* 4: 51-68.
- WESTOBY, M.; WALKER, B. Y NOY-MEIR, I. (1989). Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *J. Range Manag.* 42:266-274.
- ZEDLER, P.H. (1981) Vegetation change in chaparral and desert communities in San Diego County, California. En West, D.C., Shuggart, H.H. y Botkin, D.B. (Eds.) *Forest succession: concepts and application*. pp 406-430. Springer Verlag. Nueva York.

RITMOS DE FLORAÇÃO E FRUTIFICAÇÃO DO SOBREIRO EM MONTE MORAIS, TRÁS-OS-MONTES

Ana Carvalho, Cristina Machado, Margarida Ramos & Jorge Pires
Escola Superior Agrária de Bragança, Campus de Sta Apolónia, 5300 Bragança

Carvalho, A., Machado, C., Ramos, M. & Pires, J. (1999). Ritmos de floração e frutificação do sobreiro em Monte Morais, Trás-os-Montes. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 159-168. O sobreiro (*Quercus suber*) é uma quercínea de folha persistente muito polimorfa e que apresenta grandes irregularidades produtivas em termos de flores e frutos. Observações da morfologia floral e do ciclo reprodutivo, levadas a cabo ao longo de quatro anos, em sobreiros seleccionados numa parcela permanente em Macedo de Cavaleiros, Trás-os-Montes, confirmam as flutuações descritas na bibliografia e permitem identificar alguns aspectos particulares da fenologia da floração e do comportamento reprodutivo, bem como estabelecer datas prováveis de ocorrência de algumas fases de desenvolvimento de flores e frutos, nesta região.

Palavras-chave: *Quercus suber*, sobreiro, floração, fenologia.

Carvalho, A., Machado, C., Ramos, M. & Pires, J. (1999). Flowering and fruiting patterns of cork-oak, in Monte Morais, Trás-os-Montes (Portugal). *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 159-168.

The reproductive biology of cork-oak trees (*Quercus suber*), concerning flowering and seed production, shows a great variability among individuals and years. Morphology of flowers and fruits has been described, since 1995, on selected trees from a permanent plot located in Macedo de Cavaleiros, Trás-os-Montes. The observations carried out confirm the irregularity of the reproductive cycle, and demonstrate the existence of specific features considering the phenological phases. Time scales for the most important phases of the reproductive cycle are discussed for Trás-os-Montes.

Keywords: *Quercus suber*, cork-oak, flowering patterns, phenology.

INTRODUÇÃO

O comportamento reprodutivo das espécies do género *Quercus*, em particular do sobreiro (*Quercus suber* L.), apresenta uma evidente flutuação quer ao longo do tempo, quer ao nível dos indivíduos, que se reflecte na produção de fruto. De acordo com diversos autores (NATIVIDADE, 1950; CORTI 1955; FRANVAL, 1991) estas oscilações produtivas estão directamente relacionadas com a floração, polinização, êxito da fecundação e com a susceptibilidade a diversas condições ambientais, nomeadamente de ordem climática.

O sobreiro é uma espécie muito polimorfa, sujeita a hibridações, o que implica amplas variações individuais sem valor sistemático. A sua floração e capacidade reprodutiva são muito irregulares, sendo possível num período de dez anos, encontrar apenas dois a três anos de boa produção de glandes (NATIVIDADE, 1950).

Por outro lado, a fenologia da floração e a frutificação do sobreiro têm sido pouco estudadas permanecendo muitas questões sem resposta, como por exemplo, a capacidade de produção de flores e frutos ao longo de vários meses no ano (floração sub-contínua) e o comportamento reprodutivo anual ou bianual (MACHADO, 1938; NATIVIDADE, 1950; CORTI, 1955; FRANVAL, 1991; ELENA-ROSSELLO *et al*, 1992).

O conhecimento da fenologia, bem como dos ritmos de floração e frutificação, é fundamental na medida em que proporciona informação sobre a variabilidade da espécie, facilitando acções no âmbito da conservação dos recursos genéticos. Permite, ainda, uma melhor definição de estratégias de florestação, considerando a capacidade de regeneração natural, a gestão de viveiros e de técnicas de propagação, em geral, e o uso múltiplo dos povoamentos - cortiça, madeira, pastoreio, produção de fruto, apicultura, vida selvagem e produção de cogumelos.

A morfologia floral e o ciclo reprodutivo (tempo requerido para a maturação da semente) do sobreiro têm vindo a ser estudadas desde há quatro anos numa parcela permanente de sobreiros, incluída num povoamento da Estação Florestal Nacional, em Monte Morais, Macedo de Cavaleiros (lat 41° 31' N, long 6° 48' W, alt. 710 m).

Com este trabalho, pretende-se, fundamentalmente, conhecer os ritmos de floração e frutificação do sobreiro e as causas prováveis da flutuação anual da produção de flores e frutos.

BREVE DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

O sobreiro é uma espécie monóica (flores estaminadas e pistiladas surgem em inflorescências distintas) apresentando, normalmente, flores masculinas organizadas em longos amentilhos delgados e pendentes na axila das folhas, provindo de gomos na extremidade do lançamento do ano anterior ou, mais raramente, de gomos situados na base dos raminhos do ano. As flores femininas dispõem-se em curtas espigas de 2 a 5 flores (raramente mais), situadas na axila

das folhas da parte média ou da extremidade do lançamento anual (NATIVIDADE, 1950).

As flores estaminadas têm perianto de 4 a 6 tépalas, envolvendo de 4 a 12 anteras pubescentes. Cada flor feminina é protegida por uma cúpula escamosa, desprovida de perianto e o gineceu de 2 a 3, raramente 6, carpelos unidos, apresenta ovário trilobulado, com dois óvulos em cada lóculo, que após a fecundação se torna unilocular e uniovulado, pelo que o fruto é, na maioria das vezes, monospermico (PEREIRA COUTINHO, 1939; NATIVIDADE, 1950; VASCONCELLOS, 1969; FRANCO, 1971).

NATIVIDADE (1950) refere a possibilidade de existirem flores masculinas estéreis, apesar dos amentilhos terem o aspecto habitual. O mesmo autor e MACHADO (1938) observaram em florações estivais a presença de flores hermafroditas, femininas e masculinas no mesmo eixo floral. Neste caso as flores femininas situam-se no terço basilar, as flores hermafroditas no terço médio e as masculinas no terço superior.

No que se refere ao fruto, trata-se de um fruto seco indeiscente denominado glande, cuja semente contém em regra dois cotilédones e um só embrião. Vários autores (PEREIRA COUTINHO, 1939; MACHADO, 1938; NATIVIDADE 1950; CORTI, 1955) observaram três camadas de fruto a lande o bastão e o landisco.

A primeira camada de frutos, o bastão, pode ocorrer em Setembro/Outubro provindo de flores outonais do ciclo vegetativo anterior. Requer cerca de um ano para amadurecer porque o seu crescimento se interrompe durante o inverno. A lande corresponde aos frutos provenientes da floração primaveril que após 6 a 7 meses de desenvolvimento amadurecem em Novembro/Dezembro. O landisco é uma camada de frutos miúdos que muitas vezes não chega à maturação. Têm origem na fecundação tardia de flores, Julho e Agosto, e a sua evolução é afectada pelo frio, pelo que se mantêm nos ramos em Janeiro, não atingindo a dimensão habitual e a maturação.

METODOLOGIA

No povoamento de sobreiros de Monte Morais foi escolhida aleatoriamente uma parcela, na qual se marcaram, em 1994/95, vinte árvores e em 1996 mais dez. A partir de uma árvore seleccionada ao acaso e designada por árvore nº 1, foram marcadas as restantes, representadas segundo um critério ascendente, de acordo com um sistema de coordenadas definido pela distância à árvore nº 1 e pelo ângulo azimutal. As observações incidiram no primeiro ano sobre as vinte árvores, e nos anos seguintes sobre trinta árvores.

Durante os quatro anos de estudo e em todas as árvores marcadas realizaram-se regularmente as seguintes observações: avaliação qualitativa da floração e frutificação, descrição morfológica (macroscópica e microscópica) das flores femininas e masculinas, acompanhamento semanal da evolução da floração e da frutificação, calendarização das principais ocorrências. O período principal de

acompanhamento vai desde o início de Abril até final de Dezembro, que coincide com a possibilidade de ocorrência de floração. Os dados referentes à floração feminina e frutificação do ano de 1998 ainda não se encontram tratados.

Todas as árvores marcadas foram classificadas em relação à abundância de flores masculinas e à abundância de frutos, mediante a aplicação de uma escala numérica que varia de 1 a 3. Grau 1 corresponde a ausência ou escassez e grau 3 a abundância. Trata-se de uma avaliação qualitativa resultante da observação das copas ao nível do solo (SÁ, 1995).

Para a floração feminina foram marcados ramos do ano, em todas as árvores que exibiram floração feminina, à medida que se conseguia identificar os gomos florais. Realizaram-se contagens do número de espigas por ramo e do número de flores por espiga, em todos os ramos seleccionados. Procedeu-se ao acompanhamento de cada flor desde a sua identificação até à queda do respectivo fruto. Esta tarefa foi realizada ao nível da copa, em todos os ramos marcados.

A caracterização das diferentes fases de desenvolvimento de flores e frutos baseou-se numa escala proposta pela Estação Florestal Nacional, que utiliza padrões idênticos aos usados pela Estação Nacional de Fruticultura Vieira Natividade para a noqueira e castanheiro. No que se refere à floração define-se uma sequência de estádios designados por letras maiúsculas de A a H, a que se acrescenta o índice f ou m para flores femininas ou masculinas, respectivamente.

Para as glândes consideram-se seis etapas de desenvolvimento relacionadas com a dimensão da cúpula/glande e identificadas pela letra F seguida de índice de 0 a 5. No que se refere ao fruto, a descrição das fases tem apenas em conta o aspecto da morfologia externa da glande, não se tendo em atenção a evolução do embrião (VARELA e VALDIVIESSO, 1996).

De forma a facilitar a descrição morfológica fizeram-se, sempre que possível, colheitas de material que foi posteriormente classificado e observado no Laboratório de Biologia e Botânica da ESA de Bragança. Os aspectos mais interessantes foram registados à lupa binocular Nikon com equipamento fotográfico Microflex HFX DX.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tendo em conta os critérios para a descrição da floração masculina e feminina (VARELA e VALDIVIESSO, 1996) e considerando, apenas, as fases de desenvolvimento mais interessantes (Estampas I e II), como sejam o gomo floral, a individualização e abertura das anteras e a receptividade dos estigmas é possível definir as seguintes fases fenológicas:

• Floração masculina

Am - Gomo redondo e acastanhado, completamente envolvido por escamas protectoras. **Cm** - Emergência do amentilho com uma forma arredondada devido ao modo apertado como as flores se dispõem em grupo. **Dm** - Alongamento do amentilho. **D2m** - Cerca de metade das flores encontram-se individualizadas e o amentilho torna-se pendente. O processo de individualização das flores prossegue da

base para o topo. **Em** - As anteras encontram-se individualizadas umas das outras, adquirindo uma cor amarela esverdeada. **Fm** - O processo de libertação do pólen inicia-se em menos de metade das flores do amentilho. **Gm** - Ocorre um processo de secagem que faz com que a maioria das anteras se tornem castanhas, em resultado da libertação de todo o pólen que continham.

• **Floração feminina**

Df - Aparecimento dos gomos reprodutivos na axila das novas folhas, envolvidos por escamas verdes. **Ef** - Alongamento do eixo da espiga e emergência do primeiro par de flores. O desenvolvimento dos estigmas pode ocorrer neste estágio precoce. **F2f** - Plena receptividade. Mais de 50% das flores que constituem a espiga apresentam estigmas com uma elevada superfície e numa nítida posição divergente, com uma coloração amarela brilhante e um aspecto viscoso. **Gf** - Alguns estigmas já perderam a receptividade, tornando-se baços e amarelo-acastanhados. **Hf** - Todos os estigmas já perderam a receptividade, exibindo agora uma cor castanha escura. **F0** - Pode considerar-se a fase inicial do fruto, que corresponde ao entumescimento do ovário e cúpula e aos estigmas soldados.

Considerando o acompanhamento realizado de 1994 a 1998, a observação da Figura 1 permite estimar que, em média, apenas 40% das árvores participam no processo reprodutivo. Com efeito, as árvores que produzem amentilhos de modo notável ao longo dos anos representam uma pequena parte (14%) das árvores da parcela. Podemos inferir que o processo será dominado por um número reduzido de indivíduos que, analisando ao nível das árvores, corresponde de ano para ano às mesmas árvores (nove das trinta árvores marcadas).

As primeiras flores masculinas surgem durante o mês de Maio e é normal encontrar-se amentilhos até finais de Junho. A maioria das árvores apresenta, simultaneamente, flores em fases fenológicas semelhantes. Contudo é sempre possível identificar alguns amentilhos com flores em estádios mais atrasados ou avançados, do que a maioria.

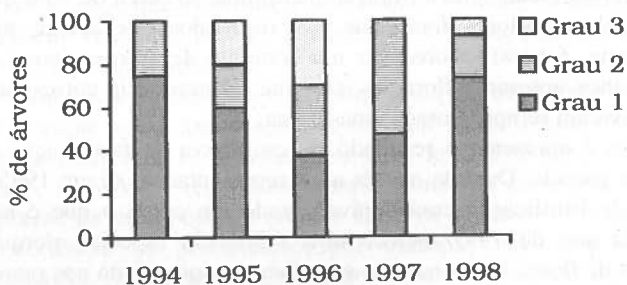


Figura 1 - Graus de floração masculina de sobreiro na parcela de Morais, Trás-os-Montes, nos anos de 1994 a 1998. Grau 1 - Floração nula ou escassa; Grau 2 - Floração média; Grau 3 - Floração abundante. Dados de 1994 cedidos pela Eng. Carolina Varela, Estação Florestal Nacional.

Na Tabela 1 encontram-se compilados os resultados obtidos em relação à floração feminina e à frutificação.

Tabela 1 - Resumo das observações da floração feminina e da frutificação, na parcela de Morais.

	% arv. floridas	Ramos fl.fm.	Nº espigas	Total fl F2f	T fl Hf	Fl/ramo	Fr verdes (F1)	F.mad. (F5)
1995	40	67	129	427	402	6,4	387	215
1996	40	110	140	260	209	2,4	121	21
1997	37	62	88	273	205	4,4	30	0

Nota: % árv. floridas - percentagem de árvores da parcela que exibiram flores femininas. Ramos fl.fm - Ramos do ano com flores femininas marcados. T fl F2f - Total de flores na fase F2f (máxima receptividade). T fl Hf - Total de flores na fase Hf (estigmas secos e escuros). Fl/ramo - Média de flores F2f por ramo. Fr verdes (F1) - Frutos na fase F1, que corresponde à glande completamente coberta pela cúpula e estigmas soldados. Fr. mad. (F5) - Fruto com a dimensão máxima, tendo atingido a maturação.

Na Tabela 1 é visível uma grande flutuação na produção de flores femininas quer ao nível dos indivíduos quer ao nível dos anos. O número de flores por ramo do ano marcado variou de 2,4 para 6,4 durante o período de observação. A maior disparidade surgiu entre o número de flores que atingiu a fase Hf e o número de glandes obtidas em cada ano. Também o número de espigas, bem como o número de flores por espiga, variou bastante. A média de flores por espiga oscilou entre 3,3 em 1995 e 1,9 em 1996.

A marcação de ramos do ano com gomos florais femininos constitui uma tarefa difícil. Por um lado, porque a morfologia externa dos gomos florais femininos não é claramente distinta dos gomos foliares. Por outro, o número de ramos do ano com flores femininas é relativamente baixo, ocorrendo principalmente nas zonas da copa mais expostas, com mau acesso.

Tal como acontecia com a floração masculina, só cerca de 40% das árvores da parcela exibiram flores femininas. Os resultados por árvore mostram que, também aqui, é possível observar um conjunto de árvores (nove árvores) que todos os anos apresenta floração feminina. Dessas, seis correspondem às que também tiveram sempre floração masculina.

A Figura 2 apresenta o resultado da estimativa da frutificação em todas as árvores da parcela. Durante os três anos representados, só em 1995 se alcançou um grau de frutificação considerável, tendo em conta o que é habitual nesta espécie. O ano de 1997 merece uma referência especial, porque apesar da ocorrência de flores femininas não se colheu qualquer fruto nos ramos marcados, devido, principalmente, à queda acentuada de flores no início do Verão e à presença de frutos que não atingiram o pleno desenvolvimento ou que eram imaturos.

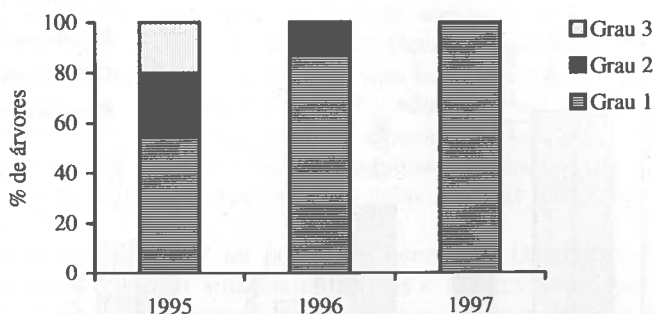


Figura 2 - Graus de frutificação de sobreiro na parcela de Morais, Trás-os-Montes, nos anos de 1995 a 1997. Grau 1 - frutificação nula ou escassa; Grau 2 - frutificação média; Grau 3 - frutificação abundante.

Analisando os resultados obtidos pode referir-se que a floração feminina não parece fornecer uma boa estimativa do número de frutos que alcançam a maturação, uma vez que não há correspondência entre a contagem do número de flores por espiga e o número de frutos que cada espiga dá origem. De facto, é frequente a ocorrência de queda de flores na fase Gf (estigmas não receptivos, baços), a paragem do desenvolvimento nas fases F2f (plena receptividade) e Hf (estigmas quase soldados de cor escura), a queda de frutos imaturos e ainda a interrupção do crescimento dos frutos, que permanecem nos ramos sem completarem o seu desenvolvimento.

Segundo SÁ (1995), em anos de reduzida produção de fruto existe um determinado número de factores, de ordem climática, genética e fisiológica, que impedem certas árvores, que exibiram uma floração mediana, de completarem o processo de desenvolvimento da flor e a maturação do fruto, contribuindo para o fenómeno de safra e contra safra.

Parece provável que a temperatura e a precipitação, em momentos precisos da evolução da floração e da frutificação, sejam dos factores que mais podem contribuir para as diferenças verificadas no número de flores e frutos. Durante os anos de estudo, os valores registados desses elementos climáticos permitem admitir a hipótese de uma possível relação entre os processos biológicos e as épocas de ocorrência da precipitação, por exemplo. As variações destes elementos climáticos podem ser determinantes durante a fase de libertação do pólen, no vingamento das flores femininas e podem afectar a formação, o desenvolvimento e a maturação das glandes.

Na Figura 3 pretende-se comparar as datas de ocorrência de flores e frutos ao longo dos anos de estudo. Como se pode observar, existem diferenças de cerca de um mês no aparecimento de fases semelhantes, sobretudo no que se refere à plena receptividade.

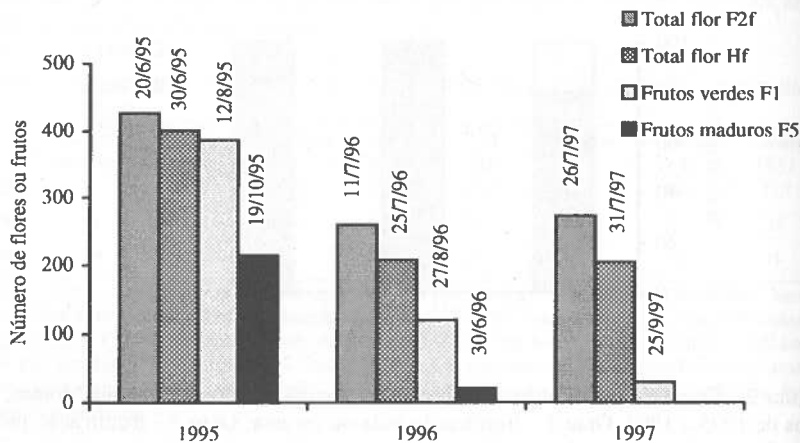


Figura 3 - Número de flores e frutos e principais datas de ocorrência ao longo do período de estudo.

O atraso registado no aparecimento da fase fenológica F2f, no ano de 1996, está relacionado com o aparecimento mais tardio dos crescimentos anuais nesse ano. Com efeito, em 1995 a floração feminina (F2f) foi visível a partir de meados de Junho, provavelmente, devido à ocorrência de temperaturas amenas. No ano de 1996 e de certa forma em 1997, esta floração foi retardada, tendo surgido só em meados de Julho, o que pode ser associado a intensas chuvas e a temperaturas com valores mais baixos do que o habitual, nos meses de Maio e Junho. A evolução da floração feminina, medida pelo tempo de passagem de uma fase à seguinte, pode ser bastante irregular, mas em média essa mudança leva cerca de quinze dias. Apesar de ocorrerem atrasos na floração de um ano para o outro, por vezes verifica-se uma certa recuperação no desenvolvimento das flores, de tal forma que os frutos surgem mais ou menos nas mesmas datas.

Na parcela de Monte Morais os meses onde ocorre floração principal vão de Maio a Julho. O período de formação do fruto ocorre essencialmente em Agosto e Setembro. Acontece um relativo desfasamento temporal entre a máxima libertação do pólen e a plena receptividade dos estigmas, que têm lugar, na maioria das vezes, de 15 de Maio a 15 de Junho e de 15 de Junho a 15 de Julho, respectivamente.

Em 1996 e 1997 há ainda a salientar a presença de florações fora da época principal. No caso de 1996 encontraram-se amentilhos e flores femininas durante o mês de Outubro. As flores masculinas que surgem, habitualmente, em ramos do ano anterior, apareceram no ramo primaveril do ano e eram em menor número, enquanto que a floração feminina, que acontece nos ramos do ano, ocorreu em raminhos resultantes de crescimento tardio.

Pode admitir-se que o surgimento de um novo crescimento vegetativo, acompanhado de uma nova época de floração durante o outono de 1996, esteja directamente ligado ao facto de Setembro e Outubro terem sido meses húmidos. Contudo, os frutos provenientes desta floração feminina, que corresponderiam ao bastão definido por NATIVIDADE (1950), não chegaram a formar-se porque, muito embora as flores tivessem o aspecto habitual, apresentavam um crescimento muito lento. Ao fim de algumas semanas verificou-se que se encontravam atacadas por insectos, tendo todas as flores deste período acabado por secar.

No que se refere a 1997 foi possível observar em Dezembro, espigas com flores nas fases F2f e Gf situadas em ramos e árvores não seleccionadas em Junho. Também se encontraram frutos imaturos correspondentes às fases F0 (fruto de dimensão reduzida, crescimento inicial das escamas da cúpula, parte basal entumescida e estigmas secos e soldados) e F1 (O crescimento basal do fruto continua e a cúpula ainda envolve toda a estrutura). Até finais de Março de 1998 nenhuma destas estruturas reprodutivas apresentava sinais de evolução, tendo caído em seguida. O momento exacto da ocorrência desta floração feminina não foi possível estabelecer, nem mesmo se lhe antecedeu uma floração masculina. Tem-se como certo que em 11 de Novembro ainda não eram visíveis, pelo que a data mais provável estará localizada entre fins de Novembro e fins de Dezembro.

CONCLUSÕES

Em termos de comportamento reprodutivo confirma-se a complexidade e a grande variabilidade do sobreiro ao nível das árvores e também para uma mesma árvore ao nível dos anos.

As observações qualitativas da floração masculina revelam que ao longo do tempo apenas uma pequena parte das árvores contribui para o processo reprodutivo, na medida em que a produção de amentilhos, e portanto de flores masculinas, é relativamente escassa em alguns dos indivíduos, existindo um conjunto de nove indivíduos que exibiram sempre floração masculina durante o período de estudo, muito embora variando o grau de abundância. Esta irregularidade da produção de flores masculinas pode afectar a quantidade de pólen disponível.

No que se refere à floração feminina, também uma baixa percentagem de árvores exhibe sempre floração. As flores femininas organizadas em pequenas espigas, surgem normalmente nos ramos do ano, em número que pode variar em média entre as 6,4 e as 2,4 flores por ramo. Contudo a percentagem de queda de flores pode ser acentuada, principalmente, após a fecundação.

Habitualmente a evolução das flores masculinas de um estágio fenológico para o seguinte ocorre num espaço de sete dias, havendo sempre a possibilidade de encontrar, na mesma árvore e na parcela, flores em diferentes fases de desenvolvimento. Para a floração feminina a passagem de uma a outra fase

fenológica nem sempre é gradual, podendo ocorrer a intervalos regulares de, aproximadamente, quinze dias, necessitar de cerca de três semanas, ou simplesmente parar numa dada fase não se verificando evolução.

Com os condicionantes descritos anteriormente a produção de glande é bastante comprometida, não parecendo estar directamente relacionada com o número de flores femininas. A baixa taxa de vingamento dos frutos, nos três anos referidos, parece estar associada à queda de flores e à acentuada queda de frutos ao logo das diferentes fases de desenvolvimento. Confirma-se a possibilidade de ocorrência de épocas de floração tardias, no entanto nunca se obtiveram glandes resultantes dessas florações.

AGRADECIMENTOS

A concretização deste projecto só é possível graças à preciosa colaboração de várias pessoas, de entre as quais gostaríamos de destacar as seguintes: Eng. Carolina Varela da Estação Florestal Nacional, o Guarda Florestal Pires da Circunscrição Florestal de Macedo de Cavaleiros e os alunos Laura Rodrigues, Carla Borrego, Mariana Fernandes, Mónica Almeida e Richard Batista da ESA Bragança. Anos de 1997 e 1998 financiados pelo Programa PRAXIS XXI.

BIBLIOGRAFIA

- CORTI, ROBERTO (1955). "Ricerca sul ciclo reproduttivo di specie del genere *Quercus* della flora italiana" *Annali Accademia Italiana di Scienze Forestali*. Firenze, Itália.
- ELENA-ROSSELLO, J. A.; RIO, J. M.; VALDECANTOS, J. L. GARCIA; SANTAMARIA I. G. (1992). "Ecological aspects of the floral phenology of the cork-oak (*Q. suber* L.): why do annual and biennial biotypes appear?" *Ann. Sci. For* 50, Suppl 1: 114s-121s.
- FRANCO, J.A.(1971). *Nova Flora de Portugal* (Continente e Açores) - Vol.I, Edição do autor, Lisboa.
- FRANVAL, A.(1991). "Contribution a la Connaissance des Rythmes de Floraison du Chêne-Liège en Foret de la Mamora" *Ann.Rech.For Maroc*. 25: 102-118.
- MACHADO, D. (1938). "Poligamia do sobreiro" in Publicação da Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas. 5 (1): 37-41.
- NATIVIDADE, J. VIEIRA (1950). Subericultura. Ministério da Economia - da Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas. Lisboa.
- PEREIRA COUTINHO, A.X. (1939). *Flora de Portugal* (Plantas vasculares) Disposta em chaves Dicotómicas - 2ª edição Lisboa.
- SÁ, ANA CRISTINA LOPES (1995). *Estudos de floração e de frutificação no sobreiro (Quercus suber L.)*. Relatório de Trabalho de Fim de Curso de Eng. Florestal, ISA, Lisboa.
- VARELA, M. C. & VALDIVIESSO, TERESA (1996). "Phenological phases of *Quercus suber* L. flowering." *Forest Genetics* 3 (2): 93 - 102.
- VASCONCELLOS, J.C. (1969). *Noções Sobre a Morfologia Externa das Plantas Superiores*. Ministério da Economia, Direcção Geral dos Serviços Agrícolas, 3ª edição. Lisboa

DINÂMICA DAS COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICA E ZOOPLANCTÓNICA DA ALBUFEIRA DA BRAVURA

D. Lourenço, A. Marques & M. J. Bebianno

Unidade de Ciências e Tecnologias dos Recursos Aquáticos, Universidade do Algarve,
Campus de Gambelas, 8 000 Faro

Lourenço, D., Marques, A. & Bebianno, M. J. (1999). Dinâmica das Comunidades Fitoplanctónica e Zooplanctónica da Albufeira da Bravura. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 169-177.

O presente trabalho incidiu sobre o estudo das comunidades fitoplanctónica e zooplanctónica da Albufeira da Bravura (situada na região Sul de Portugal). As amostragens foram efectuadas mensalmente, de Janeiro a Dezembro de 1997, no local onde se situa a torre de captação de água para abastecimento público. A albufeira encontra-se em avançado estado trófico, que se traduz em elevadas densidades de fitoplâncton e de zooplâncton, nomeadamente, pela ocorrência de "blooms" (florescências) de cianobactérias, durante o Verão e Outono e pela dominância de rotíferos em determinadas épocas do ano. A proliferação de cianobactérias tem como consequência mais grave a produção de toxinas, fenómeno que ocorre em situações ainda pouco definidas. Deste modo, torna-se necessário o estabelecimento de programas de monitorização destes sistemas, no sentido de minimizar os potenciais perigos para a Saúde Pública e para o ambiente.

Palavras-chave: Fitoplâncton; Zooplâncton; Cianobactérias; Estado Trófico

Lourenço, D., Marques, A. & Bebianno, M. J. - Phytoplankton and Zooplankton Communities Dynamics in Bravura's Reservoir *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 169-177.

This study intended to be an approach to the dynamics of phytoplankton and zooplankton communities of Bravura's reservoir (located in the Southern region of Portugal). Monthly, from January to December 1997, samples were taken for the analysis of phytoplankton and zooplankton. This reservoir is in an advanced trophic state, which is shown by the high densities of phytoplankton and zooplankton recorded. The occurrence of summer blooms of Cyanophyceae and the abundance of rotifers in some periods of the year, are biological indicators of these eutrophic

systems. Since the proliferation of Cyanophyceae can cause serious environment and health problems, it is important and necessary to establish a monitoring program for such systems.

Keywords: Phytoplankton; Zooplankton; Cyanophyceae; Trophic State

INTRODUÇÃO

As comunidades fitoplanctónica e zooplanctónica de cada sistema sofrem alterações constantes, manifestadas por uma periodicidade sazonal, que se traduz pela sucessão dos diferentes grupos ou espécies.

Além de constituírem a base das cadeias alimentares aquáticas, são bons indicadores ambientais, uma vez que reagem rapidamente a diferentes alterações ocorridas no meio, nomeadamente de luz, temperatura, disponibilidade de nutrientes e de alimento e também à introdução de agentes poluentes (MOSS, 1988). Desta forma, certos grupos planctónicos constituem importantes indicadores do estado trófico e da qualidade dos sistemas aquáticos.

A introdução de elevadas quantidades de matéria orgânica ou nutrientes, quer por acção natural, quer por acção do Homem, está na origem do processo de eutroficação. As principais causas da eutroficação antropogénica são as descargas de efluentes domésticos, urbanos ou industriais e a escorrência de fertilizantes de terrenos agrícolas.

O processo de eutroficação conduz ao desenvolvimento de florescências ("blooms") fitoplanctónicas que são lesivas para a qualidade da água, uma vez que provocam mau cheiro, mau gosto, desoxigenação, aumento dos teores de matéria orgânica e eventual produção de toxinas por determinadas espécies de cianobactérias, podendo, inclusivé, afectar a saúde pública (OLIVEIRA & MONTEIRO, 1993; VASCONCELOS, 1990).

Uma vez que o desenvolvimento destas algas tem sérias implicações nos elos superiores da cadeia trófica, afectando directamente o zooplâncton através da produção de toxinas e diminuição das suas taxas de filtração (VASCONCELOS, 1990), torna-se importante conhecer a dinâmica destas comunidades.

Tal como o fitoplâncton, o zooplâncton apresenta grupos que funcionam como indicadores biológicos. Deste modo, o estudo da comunidade zooplanctónica é também fundamental para a caracterização do estado trófico do sistema.

O presente trabalho visou, fundamentalmente, o estudo da composição, densidade e dinâmica sazonal das comunidades fitoplanctónica e zooplanctónica e procurou avaliar o estado trófico da Albufeira da Bravura.

CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE AMOSTRAGEM

A Albufeira da Bravura, situada no Concelho de Lagos (Barlavento Algarvio), apresenta uma bacia hidrográfica com 87 Km², onde as Ribeiras de Odeáxere, Corsino e Vagarosa constituem os principais afluentes (Fig. 1) (INAG, 1995).

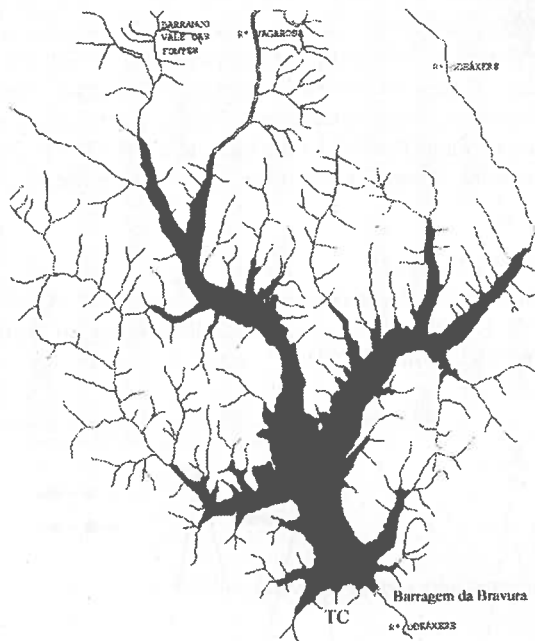


Figura 1 – Aspecto geral da Albufeira da Bravura, com as suas ribeiras afluentes e localização da estação de amostragem - Torre de Captação (TC).

Na sua bacia drenante localizam-se várias suiniculturas responsáveis pela descarga de grandes quantidades de matéria orgânica para o interior da albufeira.

Este sistema apresenta estratificação vertical, durante o período de Maio a Outubro, altura em que a água é, também, utilizada para abastecimento público do Concelho de Portimão (INAG, 1995).

MATERIAL E MÉTODOS

Durante o ano de 1997, recolheram-se mensalmente amostras de fitoplâncton e de zooplâncton, em frente à torre de captação de água da Albufeira da Bravura.

As amostras foram recolhidas com uma garrafa de van Dorn, a três profundidades: superfície (0,30 m), meio da coluna de água (profundidade total/2) e junto ao fundo (0,5 m acima do sedimento). Ao longo do ano estudado, a profundidade total da albufeira variou entre um mínimo de 15 m em Outubro e um máximo de 18,7 m em Novembro.

As amostras de fitoplâncton foram armazenadas em frascos escuros de vidro e fixados com solução de Lugol. Os fitoplanctontes foram contados e identificados ao microscópio de inversão (IM 35 ZEISS). Utilizou-se o método de contagem

de UTERMÖHL (1958 in WETZEL e LIKENS, 1991) e os cálculos estatísticos de LUND *et al.* (1958) para determinação do número de indivíduos a contar.

As amostras de zooplâncton foram obtidas por meio de filtração de água por um crivo de malha 20 μm , de forma a abranger a fracção mais pequena do zooplâncton. As amostras foram igualmente fixadas com solução de Lugol e os organismos contados e identificados à lupa binocular (M3B WILD).

Os resultados obtidos foram convertidos para valores de densidade e para coluna integrada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A densidade fitoplanctónica máxima foi observada em Agosto, tendo sido registado o valor de 14 178 cél./ml e a densidade mínima foi verificada no mês de Dezembro, com 515 cél./ml (Fig. 2).

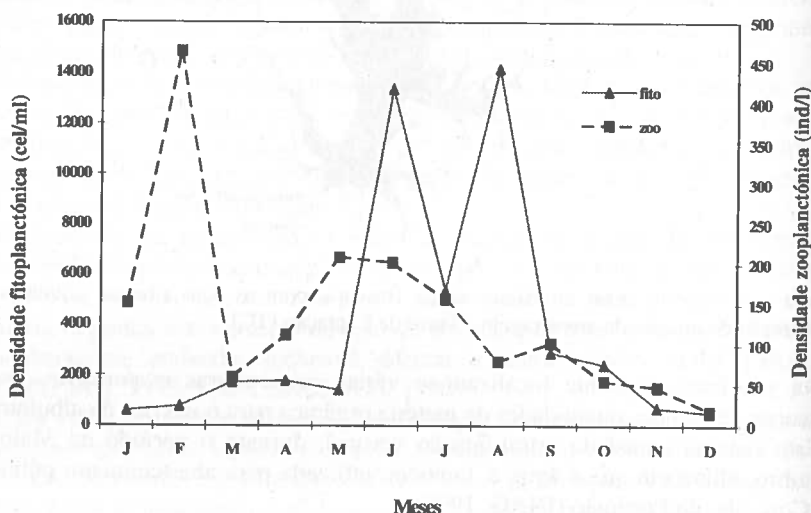


Figura 2 – Densidade total fitoplanctónica (cél./ml) e zooplanctónica (ind./l) estimada na Albufeira da Bravura, durante o ano de 1997.

O fitoplâncton foi dominado pelas diatomáceas, clorofíceas, cianobactérias e criptofíceas, enquanto que os grupos menos abundantes foram os das crisofíceas, dinofíceas, euglenofíceas e outras algas não identificadas (Fig. 3).

A distribuição fitoplanctónica foi relativamente homogénea e baixa nos meses de Inverno, tendo-se verificado na Primavera (Março) uma densidade mais elevada (1 729 cél./ml) (Fig. 2), com predominância das diatomáceas, que constituíram 67 % do total fitoplanctónico (Fig. 3).

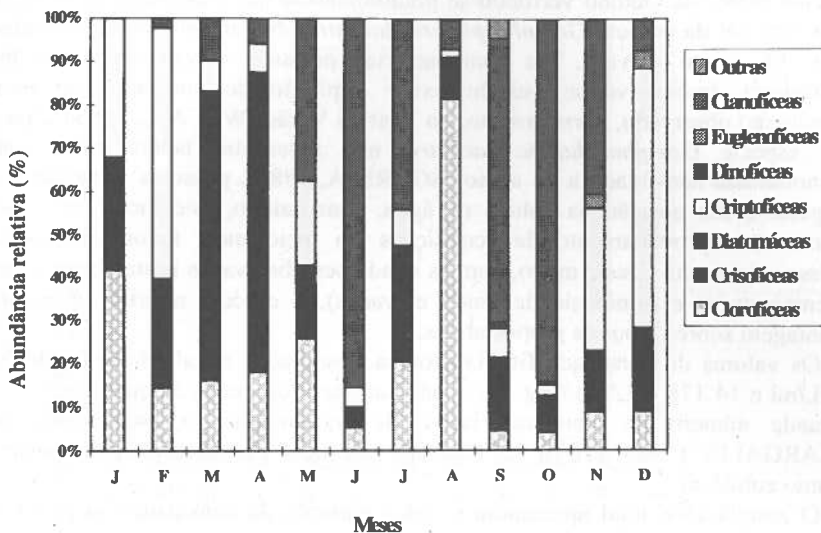


Figura 3 – Abundância relativa (%) dos diferentes grupos fitoplanctônicos, durante o ano de 1997, na Albufeira da Bravura.

Neste estudo, observou-se a proliferação algal característica do início do Verão (Figs. 2 e 3). A ocorrência de “blooms” verifica-se especialmente no Verão, período em que as condições atmosféricas são relativamente estáveis e a temperatura da água é elevada (VASCONCELOS, 1990).

Nos meses de Verão observaram-se dois picos de fitoplâncton. As densidades mais altas verificaram-se em Junho (13 369 cél./ml) e em Agosto (14 178 cél./ml) e as espécies responsáveis foram *Microcystis flos-aquae* (cianobactéria) e *Sphaerocystis schroeteri* (clorofíceas), respectivamente (Figs. 2 e 3).

O “bloom” de cianobactérias, que contribuíram com 86% para o total da população, verificado em Junho (Fig. 3), ter-se-á devido à temperatura e luminosidade elevadas, características desta época do ano, aliadas à disponibilidade de nutrientes no meio, uma vez que o seu desenvolvimento é fortemente influenciado por estes factores (VARIS, 1991).

No mês de Agosto, o “bloom” de clorofíceas poderá ter ficado a dever-se às condições atmosféricas observadas, com ventos fortes e muita pluviosidade. Deste modo, terá ocorrido uma nova entrada de nutrientes para o sistema, resultante principalmente das ribeiras afluentes à albufeira e da lixiviação dos solos da bacia de drenagem, que favoreceu o desenvolvimento deste grupo fitoplanctónico, relativamente aos restantes.

Nos meses de Outono verificou-se predominância das cianobactérias (Fig. 3), em especial da espécie *Gomphosphaeria lacustris*. No entanto, a sua densidade não foi muito elevada. As cianobactérias possuem mecanismos que lhes permitem desenvolver-se quando existe depleção de nutrientes no meio, fenómeno observado, normalmente, no final do Verão (WETZEL, 1993). Apesar da espécie *Gomphosphaeria lacustris* não apresentar heterocistos, sendo denominada não-fixadora de azoto (SOURNIA, 1986), possui a capacidade de regular a sua posição na coluna de água, constituindo, este mecanismo, uma forma de aproveitamento das condições do meio mais favoráveis ao seu desenvolvimento. Deste modo, com as condições observadas nesta altura do ano (temperaturas e luminosidade ainda elevadas), a espécie referida apresentou vantagem sobre os outros grupos algais.

Os valores de densidade fitoplanctónica observados na albufeira (entre 515 cél./ml e 14 178 cél./ml) (Fig. 2), aliados ao facto de existir frequentemente um grande número de cianobactérias e de acordo com o estabelecido por MARGALEF (1983) (10^2 a 10^4 cél./ml), permitem classificar este ecossistema como eutrófico.

O zooplâncton total apresentou o valor máximo de densidade em Fevereiro (464 ind./l), tendo decrescido bastante em Março, para voltar a aumentar até a densidade de fitoplâncton começar também a crescer (Fig. 2). A partir da altura em que se registaram os máximos de fitoplâncton, o zooplâncton total diminuiu, até se registar o mínimo no mês de Dezembro, com 18 ind./l (Fig. 2).

Nas amostras de zooplâncton os principais grupos observados foram os rotíferos, os cladóceros e os copépodes (Fig. 4), tendo-se registado uma dominância frequente dos rotíferos.

Os rotíferos são organismos indicadores do estado trófico da água, uma vez que estão directamente dependentes dos factores ecológicos do meio. Alguns géneros de rotíferos, como sejam, *Keratella*, *Brachionus* e *Trichocerca*, são característicos de sistemas eutróficos (GUIMARÃES e OLIVA TELES, 1993; RODRIGUES *et al.*, 1993). Algumas espécies pertencentes aos géneros acima mencionados foram frequentes na Albufeira da Bravura, ao longo do ano estudado, o que aponta para um avançado estado trófico do sistema.

Em Março, os cladóceros representaram cerca de 35 % do total da população de zooplâncton (Fig. 4), altura em que as cianobactérias apresentavam baixa densidade. Este facto terá permitido que os cladóceros se tivessem desenvolvido com recurso à abundância de algas com bom valor alimentar – as diatomáceas (OLIVEIRA & MONTEIRO, 1992).

A comunidade zooplanctónica, em Abril, foi dominada por tintínídeos (inseridos no grupo “outros”). Os tintínídeos são organismos detritívoros e o facto de terem apresentado o seu máximo neste mês, poderá estar relacionado com o facto de ter ocorrido pluviosidade na mesma altura, o que terá trazido detritos e matéria em suspensão para o interior da albufeira.

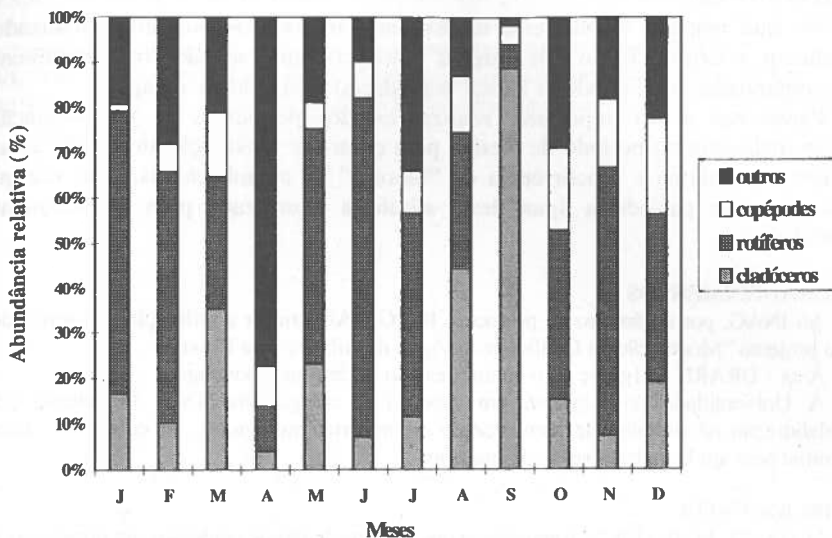


Figura 4 – Abundância relativa (%) dos diferentes grupos zooplantônicos, durante o ano de 1997, na Albufeira da Bravura.

Nos meses de Agosto e Setembro assistiu-se ao domínio dos cladóceros em relação aos outros grupos de zooplantontes. Tal como o registado em Março, este crescimento dos cladóceros coincidiu com uma fase de menor abundância de cianobactérias, embora este grupo de algas fosse o dominante em Setembro. A partir do aumento das cianobactérias, a densidade dos cladóceros diminuiu progressivamente, visto serem altamente sensíveis aos efeitos nocivos destas algas.

De uma forma geral, os copépodes foram o grupo de zooplantontes menos abundante. Os copépodes, nomeadamente os calanoida, são organismos com uma capacidade filtradora pouco selectiva, necessitando de recursos alimentares (fitoplâncton) de elevada qualidade e normalmente são eliminados dos sistemas eutróficos devido à sua grande sensibilidade às cianobactérias (OLIVEIRA & MONTEIRO, 1992; VASCONCELOS, 1990).

A densidade da comunidade zooplantónica da Albufeira da Bravura permite classificá-la como um sistema eutrófico, tendo em conta as concentrações de rotíferos (frequentemente superior a 250 ind./l) e de microcrustáceos (superiores a 25 ind./l) (GALHANO, 1987).

CONCLUSÕES

No que respeita à Albufeira da Bravura, os estudos biológicos realizados indicam a existência de um sistema eutrófico, que, se não for devidamente acompanhado, pode conduzir à total degradação da qualidade da água.

Parece-nos assim importante realizar estudos periódicos de monitorização, principalmente no período de Verão, para controlar a evolução do estado actual deste ecossistema e a ocorrência de "blooms" de cianobactérias, uma vez que durante esse período a água desta albufeira é utilizada para abastecimento público.

AGRADECIMENTOS

Ao INAG, por no âmbito do protocolo INAG-UAI permitir a utilização dos resultados do projecto "Modelação da Qualidade da Água da Albufeira da Bravura.

À ex - DRARN / Algarve pelo apoio prestado durante as amostragens.

À Universidade do Algarve, em especial à colega Dra. Dora Figuciredo pela colaboração no trabalho de identificação do material biológico e ao colega Dr. Jaime Anibal pela ajuda no tratamento de imagem.

BIBLIOGRAFIA

- GALHANO, M. H. (1987). Importância dos estudos de índole ecológica em programas de gestão da água. *Dossier Ambiente Gestão da Água*. pp. 53-55.
- GUIMARÃES, M. C. & OLIVA TELES, L. (1993). Os rotíferos de albufeiras do Norte de Portugal – sua relação com o estado trófico da água. *Bol. UCA.*, Universidade do Algarve, UCTRA, vol. 1: 114-125.
- INAG. (1995). *Modelação da Qualidade da Água da Albufeira da Bravura: Documento I – Plano de Estudos*. Dir. Serv. Rec. Hídricos. Lisboa. 41 p.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C. & LE CREN, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiol.* XI (2):143-170.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnologia*. Ed. Omega. Barcelona. 1010 p.
- MOSS, B. (1988). *Ecology of Fresh Waters – Man and Medium*. 2nd edition. Blackwell Scientific Publications. Great Britain. 417 p.
- OLIVEIRA, M. R. L. & MONTEIRO, M. T. (1992). "Blooms" de Cyanophyceae na Albufeira da Aguieira – Efeitos na qualidade da água e no zooplâncton. *Relat. Téc. Cient. INIP.* (61). Lisboa. 57 p.
- OLIVEIRA, M. R. L. & MONTEIRO, M. T. (1993). Caracterização biológica do sistema de abastecimento de água a Évora. *Relat. Téc. Cient. INIP.* (68). Lisboa. 43 p.
- RODRIGUES, A.; BARROS, P.; REIS, M.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. & SOARES, A. M. V. M. (1993). Comparação da variação temporal das comunidades zooplancónicas nas lagoas das Braças, Vela e Mira (Região Centro-Litoral). Resultados preliminares. *Bol. UCA.* Universidade do Algarve. UCTRA. Vol. 1: 164-172.
- SOURNIA, A. (1986). *Atlas du Phytoplancton Marin, volume 1: Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées*. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris, 219 p.
- VARIS, O. (1991). Associations between lake phytoplankton community and growth factors – a canonical correlation analysis. *Hydrobiologia* 210: 209-216.

- VASCONCELOS, V. M. O. (1990). *Ecotoxicologia de cianobactérias: impacte dos seus blooms nas comunidades animais e sua aplicação na gestão da qualidade da água*. Trabalho de síntese de P. A. P. C. C. Universidade do Porto. Porto. 82+52 p.
- WETZEL, R. G. (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 919 p.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. (1991). *Limnological Analyses*. 2nd edition. Springer-Verlag. New York. 357 p.

PLÂNCTON DO ESTUÁRIO DO GUADIANA: SAZONALIDADE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS AMBIENTAIS – RESULTADOS PRELIMINARES

I. Gouveia, C. Miguel, M. A. Chícharo, M. H. Marques & L. M. Chícharo
Unidade de Ciências e Tecnologias dos Recursos Aquáticos, Universidade do Algarve,
Campus de Gambelas, 8000 Faro

Gouveia, I., Miguel, C., Chícharo, M. A., Marques, M. H. & Chícharo, L. M. (1999). Plâncton do Estuário do Guadiana: sazonalidade e relação com parâmetros ambientais – resultados preliminares. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 179-192.

O objectivo deste trabalho foi analisar a distribuição espacio-temporal da comunidade planctónica (fito e mesozooplâncton) do estuário do Rio Guadiana e relacioná-la com os factores ambientais estudados. Para tal, entre Março de 1997 e Março de 1998 com uma periodicidade variável, recolheram-se amostras em cinco estações (desde a foz até cerca de 40 km para montante) e em situação de maré enchente. Mediram-se os seguintes parâmetros ambientais: temperatura, salinidade, profundidade de disco de Secchi. O mesozooplâncton foi recolhido por arrasto sub-superficial com uma rede de malhagem de 500 µm, durante dez minutos.

O fitoplâncton apresentou valores mais elevados, no início da Primavera e no início do Verão. Cada um destes períodos foi seguido por valores mais elevados de densidade mesozooplânctónica, nomeadamente no fim da Primavera e início do Outono.

Espacialmente, as densidades mais elevadas de fitoplâncton ocorreram geralmente no alto estuário, sendo dominantes as clorofíceas (nomeadamente *Ankistrodesmus spirilliformis* e *Pediastrum simplex*). No médio estuário predominam os pico-nanoflagelados e as criptofíceas e no baixo estuário as diatomáceas (*Leptocylindrus danicus*) e os piconanoflagelados.

A abundância de mesozooplâncton foi mais elevada no baixo estuário. Os crustáceos foram os zooplanctontes dominantes nas recolhas, apesar de alterações na sua composição específica ao longo do estuário. Assim, no baixo estuário dominaram os cladóceros (*Podon*, *Evadne* e *Penilia*) e as larvas de decápodes, enquanto que no alto estuário os copépodes e cladóceros (*Bosmina*, *Diaphanosoma* e *Ceriodaphnia*) foram os mais abundantes.

Ao nível abiótico os parâmetros ambientais relacionados com as flutuações das densidades planctónicas foram a temperatura e a salinidade tal como os nutrientes. A nível biótico a clorofila parece ser indicadora da disponibilidade alimentar para o mesozooplâncton herbívoro.

Palavras-chave: fitoplâncton, mesozooplâncton, estuário do Guadiana, parâmetros ambientais.

Gouveia, I., Miguel, C.; Chfcharo, M.A., Marques, M. H. & Chfcharo, L.M. (1999). Plankton of Guadiana Estuary: seasonal distribution and relation with environmental parameters - preliminary results. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 179-192.

The aim of this study was to investigate the spatial and temporal distribution of plankton communities from the Guadiana Estuary and related environmental parameters. Between March 1997 and March 1998, with a variable periodicity, sampling was done along five sampling stations (from the mouth of the river to 40 km upstream) during flood tide. Temperature, salinity, turbidity (with a Secchi disc) and chlorophyll *a* were measured. Mesozooplankton was sampled by sub-superficial tows, of ten-minute duration, using a 500 μ m net. The plankton taxonomic composition and density were determined.

Phytoplankton and zooplankton abundance was higher in the beginning and in the end of spring and summer, respectively than in the other months. High densities of phytoplankton occurred generally in higher estuary, were the Chlorophyceae dominated (namely *Ankistrodesmus spirilliformis* and *Pediastrum simplex*). In the middle estuary the small flagellates and the Cryptophyceae were the predominant, and in the lower estuary were the Baccillariophyceae (*Leptocylindrus danicus*) and the small flagellates. The zooplankton abundance was higher in the lower estuary. Crustacea dominated in the obtained samples, in spite of changes in its specific composition along the estuary. So, in the lower estuary the Cladóceros (*Podon*, *Evadne* e *Penilia*) and Decapoda larvae were the dominant, while in the upper estuary the Copépodes and Cladóceros (*Bosmina*, *Diaphanosoma* and *Ceriodaphnia*) were the most abundant. The environmental parameters significantly related with the planktonic densities were the temperature and salinity, as well as, in an indirect way, the nutrients chlorophyll *a* seems to act as an indicator of food availability, for the herbivore mesozooplankton.

Keywords: phytoplankton, mesozooplankton, Guadiana Estuary, environmental parameters.

INTRODUÇÃO

O rio Guadiana nasce em Espanha e desagua no Oceano Atlântico, em Vila Real de Santo António. A sua largura varia entre 550 m, perto da foz, e diminui para montante onde atinge valores de 30 m. As profundidades são sempre superiores a 5 m, e em média variam entre 7 e 10 metros (COSTA, 1980). Este estuário caracteriza-se por um regime de caudais de carácter sazonal

O meio estuarino é conhecido como sendo bastante particular pelas suas variações químicas e físicas. Traduzindo-se numa mistura dinâmica e complexa, em contínua deslocação (MCLUSKY, 1989).

A temperatura e a salinidade representam os factores ecológicos dominantes no ambiente estuarino, podendo actuar em conjunto ou em separado, de modo a modificar as propriedades fisiológicas e ecológicas das espécies estuarinas (MCKERMEY, Jr., 1987).

A turbidez associada a estes locais, e distinta das zonas adjacentes, facilita a retenção de nutrientes conduzindo a um aumento na produção primária, com conseqüências ao nível de toda a cadeia trófica estuarina. Esta elevada produtividade é passível de ser utilizada por variadas espécies, algumas das quais com elevado valor económico, que utilizam estes locais como zonas de reprodução e desenvolvimento (KNOX, 1986).

O stress fisiológico a que os organismos se encontram sujeitos, devido às rápidas e importantes variações ambientais reflecte-se no ciclo biológico das espécies provocando flutuações populacionais consideráveis (GONÇALVES, 1991).

As peculiaridades deste meio tão característico implicam deste modo uma estrutura faunística bastante particular, adaptada às condições especiais e traduzida por uma baixa diversidade e por uma elevado número de efectivos (GONÇALVES, 1991).

O presente trabalho teve como objectivo investigar a distribuição espaciotemporal e a composição taxonómica do fito e mesozoplâncton do estuário do rio Guadiana, tal como a sua relação com alguns parâmetros ambientais.

MATERIAL & MÉTODOS

As amostragens realizaram-se entre Março de 1997 e Março de 1998, em cinco estações no estuário do rio Guadiana (desde a foz até cerca de 40 km para montante) e em situação de maré enchente.

Para tratamento dos dados o estuário foi dividido em três zonas de acordo com a salinidade: alto estuário (estações 4 e 5-água doce), médio estuário (estação 3-água salobra) e baixo estuário (estações 1 e 2-água salgada) (Fig. 1).

Mediram-se *in situ*, com um CTD (conductivity, temperature and depth), os parâmetros ambientais, temperatura e salinidade (à profundidade de 1 m). A profundidade do disco de Secchi foi também determinada. Recolheram-se amostras, com uma garrafa Van Dorn, para a determinação de clorofila *a* e abundância e composição específica fitoplanctónica.

As amostras de fitoplâncton foram conservadas com uma solução de Lugol. Posteriormente foram sedimentadas em câmaras Utermöhl de 5 ou 10 ml. As identificações e contagens foram efectuadas utilizando um microscópio de inversão.

Os teores em Chl *a* foram determinados por fluorometria, após extracção com etanol (PARSONS *et al.*, 1984).

Para a amostragem de mesozooplâncton efectuaram-se arrastos horizontais sub-superficiais (≈ 1 m profundidade), com duração de dez minutos, utilizando uma rede de 500 μm , com um fluxómetro digital Hydrobios acoplado. O mesozooplâncton foi preservado numa solução de formaldeído a 4% tamponizado, para posterior identificação e quantificação.

O volume de água filtrada foi calculado pela fórmula: volume filtrado (m^3) = rotações do fluxómetro x factor de calibração do fluxómetro x πR^2 (área da boca da rede).

RESULTADOS

Parâmetros ambientais

A temperatura apresentou sempre uma tendência para aumentar no sentido de montante, variando entre os 12 °C, na foz, (Dezembro) e 26 °C no médio estuário (Setembro). A salinidade apresentou uma tendência inversa, variando entre 0,003 ‰, no alto estuário (Março 97) e 35,7 ‰ na foz (Setembro).

Os valores de profundidade do disco de Secchi apresentaram, de uma forma geral, valores mínimos no Outono-Inverno e máximos na Primavera-Verão. (Fig. 2).

Comunidade Fitoplanctónica

Foram identificadas 62 espécies de fitoplâncton, sendo o grupo das clorófitas o que apresentou maior diversidade (31 espécies), seguido do das diatomáceas (15 espécies) e das cianófitas (9 espécies). A densidade total da comunidade fitoplanctónica sofreu variações ao longo do ano, observando-se dois máximos, que ocorreram na Primavera e no Verão.

Na Primavera, a comunidade foi dominada, no baixo estuário por diatomáceas (*Chaetoceros* spp., *Leptocylindrus danicus*, *Skeletonema costatum* e *Nitzschia longissima*) e pequenos flagelados não identificados. No médio estuário, os gru-

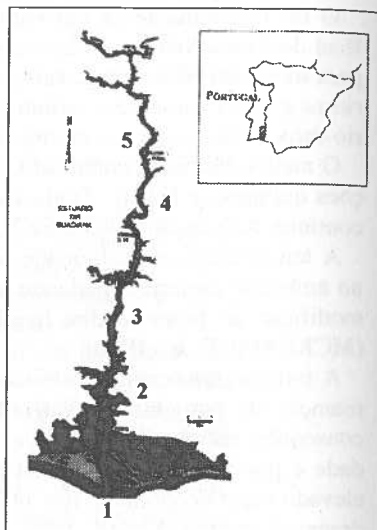


Figura 1 – Mapa com localização das estações de amostragem.

pos dominantes foram as clorofíceas (*Ankistrodesmus spirilliformis*) e as criptofíceas, e no alto estuário voltaram a dominar as clorofíceas (*Ankistrodesmus spirilliformis*) juntamente com as diatomáceas (*Melosira granulata*).

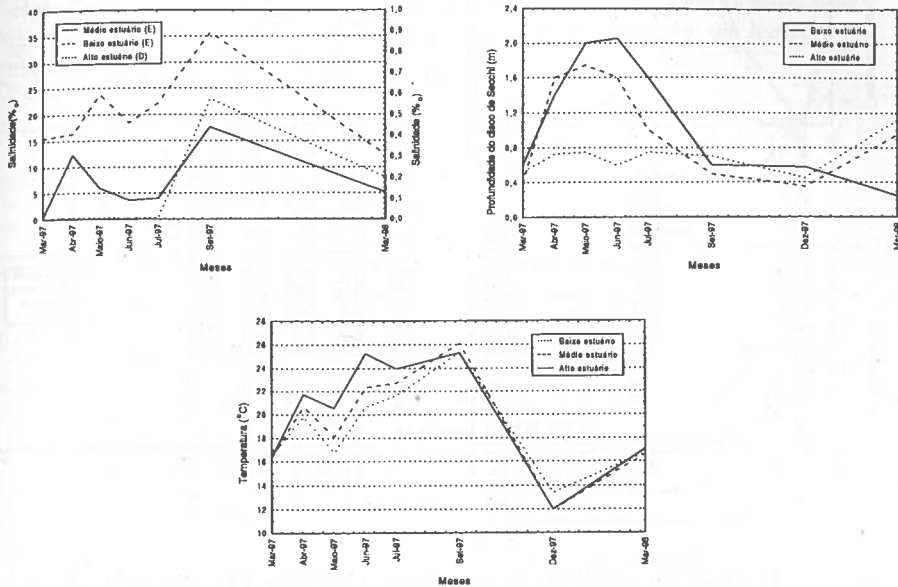


Figura 2 - Variação dos parâmetros ambientais ao longo do período estudado.

No Verão, no baixo Guadiana observou-se uma abundância elevada de dinoflagelados dominada por *Gymnodinium* sp., que também se reflectiu no médio estuário. No alto estuário, nos meses de Junho e Julho, registou-se uma grande diversidade fitoplânctónica, dominada por clorofíceas e diatomáceas. As espécies mais relevantes foram *Pediastrum simplex*, *Pediastrum duplex*, *Ankistrodesmus spirilliformis* e *Melosira granulata*. Foi também neste período que o desenvolvimento das cianofíceas foi mais pronunciado, principalmente no alto estuário (Fig. 3), atingindo 12.8 % da densidade total no mês de Julho (Fig. 4). As principais espécies observadas foram *Oscillatoria* sp., *Oscillatoria limnetica* e *Chroococcus* spp.

As clorofíceas apresentaram o seu maior desenvolvimento na Primavera e Verão (Fig. 3), principalmente no alto estuário. No entanto, a sua presença foi sempre relevante, com densidades relativas entre 15.1 % (Abril 97) e 35.0% (Março 98) (Fig. 4).

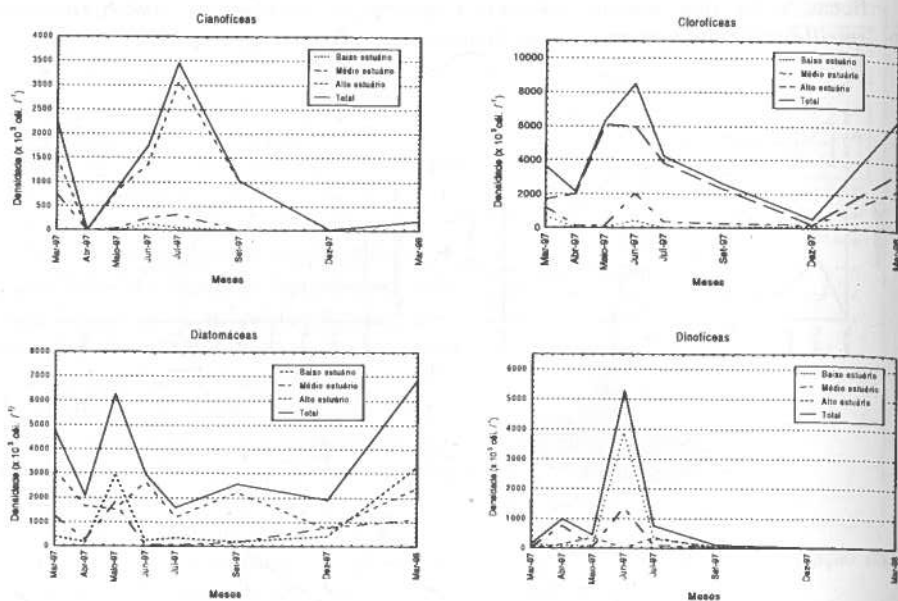


Figura 3 – Evolução das densidades de Cianófitas, Dinófitas, Clorófitas e Diatomáceas, ao longo do ano.

No Verão, no baixo Guadiana observou-se uma abundância elevada de dinoflagelados dominada por *Gymnodinium* sp., que também se reflectiu no médio estuário. No alto estuário, nos meses de Junho e Julho, registou-se uma grande diversidade fitoplancónica, dominada por clorófitas e diatomáceas. As espécies mais relevantes foram *Pediastrum simplex*, *Pediastrum duplex*, *Ankistrodesmus spirilliformis* e *Melosira granulata*. Foi também neste período que o desenvolvimento das cianófitas foi mais pronunciado, principalmente no alto estuário (Fig. 3), atingindo 12.8 % da densidade total no mês de Julho (Fig. 4). As principais espécies observadas foram *Oscillatoria* sp., *Oscillatoria limnetica* e *Chroococcus* spp.

As clorófitas apresentaram o seu maior desenvolvimento na Primavera e Verão (Fig. 3), principalmente no alto estuário. No entanto, a sua presença foi sempre relevante, com densidades relativas entre 15.1 % (Abril 97) e 35.0% (Março 98) (Fig. 4).

As diatomáceas apresentaram valores máximos de densidade em Maio de 97 e Março de 98 (Fig. 3), que foram determinados pelas densidades no médio e baixo estuário, e mínimos em Julho e Dezembro. No entanto, foi em Dezembro

que estas dominaram, atingindo 60,4 % de densidade total. Os dinoflagelados foram um grupo pouco representativo ao longo do ano, excepto em Junho de 97, onde atingiram densidades na ordem dos 20 %.

Em todo o período estudado, verificou-se a presença não menos relevante de euglenofíceas e criptofíceas e de pequenos flagelados não identificados (pico-nanoflagelados) que não demonstraram qualquer preferência de localização, encontrando-se ao longo de todo o estuário.

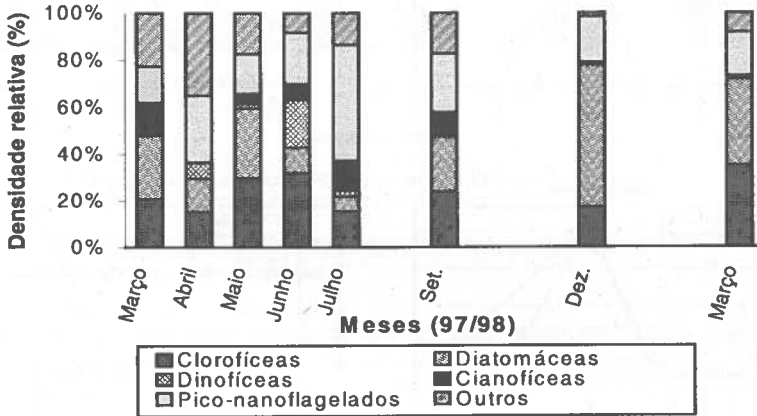


Figura 4 - Variação da densidade relativa dos diferentes grupos fitoplantónicos no estuário do Guadiana, ao longo do ano.

Os pico-nanoflagelados apresentaram uma abundância relativa nunca inferior a 15,5 %, chegando a atingir em Julho, 49,3% da abundância total.

As cianofíceas aparecem associadas às clorofíceas ($r=0,59$, $p=0,004$) e ambos os grupos estão inversamente correlacionados com a salinidade ($r=-0,52$, $p=0,014$ e $r=-0,65$, $p=0,001$, respectivamente).

Os teores de clorofila *a* apresentaram oscilações ao longo do ano, sendo detectados os valores mais elevados em Março (35,4 $\mu\text{g Chl } a/l$) e os menores em Maio (0,6 $\mu\text{g Chl } a/l$). Estas oscilações temporais estão correlacionadas com a abundância de diatomáceas ($r=0,53$, $p=0,011$) e cianofíceas ($r=0,45$, $p=0,036$).

Comunidade Zooplantónica

No decorrer deste estudo foram identificados no total 24 *taxa*. Ao longo das três zonas de estuário os crustáceos foram os mais abundantes, variando entre os 99,25 % no alto, 85 % no médio e 79 % no baixo estuário. No entanto a sua composição taxonómica variou consoante a localização; enquanto que no baixo estuário dominaram os cladóceros (géneros *Podon*, *Evdadne* e *Penilia*), seguidos das larvas de decápodes; no médio estuário dominaram os misidáceos (*Mesopodopsis slabberi*, *Leptomysis* sp, *Siriella* sp), seguidos pelos copépodes e final-

mente no alto estuário os copépodes foram o grupo dominante, sendo os cladóceos (géneros *Bosmina*, *Diaphanosoma* e *Ceriodaphnia*) igualmente significativos (Fig. 5).

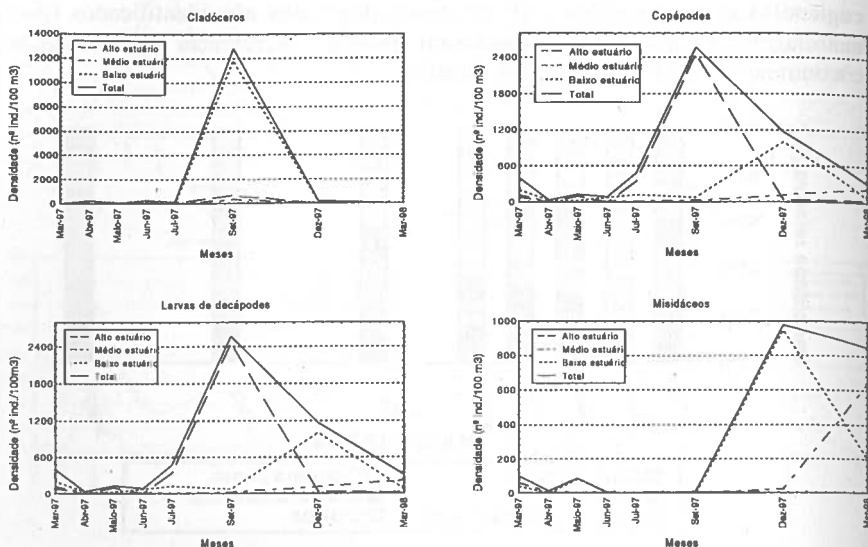


Figura 5 – Evolução das densidades de cladóceos, copépodes, misidáceos e larvas de decápodes ao longo do ano.

Registou-se uma variabilidade considerável nos valores de densidades mesozooplancónicas entre as zonas estudadas. A densidade total mais elevada ocorreu na zona de baixo estuário (22 653,38 ind./100 m³), enquanto que nas outras duas zonas os valores obtidos foram inferiores, sendo que no alto estuário ocorreu uma densidade total de 4 272,79 ind./100 m³ e no médio estuário de 2 093,93 ind./100 m³ (Fig. 6).

As densidades totais de mesozooplancóntes apresentaram flutuações marcadamente sazonais ao longo deste estudo, sendo os picos apresentados posteriores aos picos da densidade total fitoplancónica. A evolução temporal da densidade apresenta dois máximos distintos: um a meio da Primavera (Maio) e outro no início do Outono (Setembro).

Relativamente às percentagens de densidade dos diversos grupos é notória a dominância dos quatro *taxa* já descritos sendo que, apenas no mês de Maio, foram inferiores a 50 % da densidade total de mesozooplancóntes.

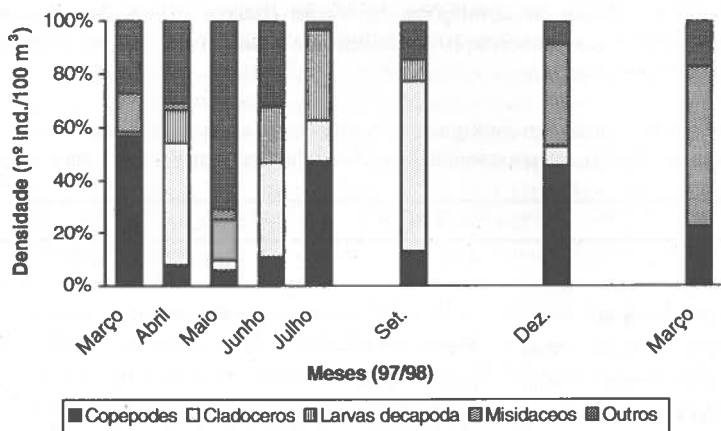


Figura 6 - Variação da densidade relativa dos diferentes grupos mesozooplancctônicos no estuário do Guadiana, ao longo do ano.

A matriz de correlações calculada entre os parâmetros ambientais e as densidades de fito e mesozooplancctontes permitiu verificar a existência de correlações significativas entre cladóceros e a salinidade ($r=0,59$, $p=0,004$); copépodes e a quantidade de clorofila *a* ($r=0,43$, $p=0,02$), misidáceos e a temperatura ($r=-0,54$, $p=0,009$). Verificou-se ainda correlação positiva entre as larvas de decápodes com a salinidade ($r=0,58$, $p=0,004$) e com cladóceros ($r=0,98$, $p=0$) (Tab. I).

DISCUSSÃO

O estuário do Guadiana exibe uma larga gama de valores de temperatura e salinidade que variam ao longo das estações do ano. Como é esperado, os valores máximos de temperatura e salinidade coincidem com o Verão e os mais baixos com o Inverno-Primavera.

Os valores máximos de turbidez verificados no Outono e Inverno devem estar relacionados com o aumento do volume de caudal de água doce, resultado da maior precipitação nestas estações do ano.

A distribuição das espécies de fitoplâncton está correlacionada com a salinidade, demonstrando que existem duas comunidades distintas: uma de água doce dominada por clorofíceas e outra de água salgada dominada por diatomáceas e pico-nanoflagelados. Esta distribuição é semelhante à discutida por alguns autores noutros estuários (BONEY, 1989; WONG & TOWNSEND, 1999).

As diatomáceas apresentam uma elevada abundância na Primavera e no Inverno, o que pode resultar da maior disponibilidade de sílica após o período de maior precipitação (TURNER & RABALAIS, 1994).

No Verão são os pico-nanoflagelados, as clorofíceas e as cianofíceas que dominam, provavelmente porque estes grupos, segundo BONEY (1989), têm maior

capacidade de adaptação às condições de Verão (baixos níveis de nutrientes, elevadas temperaturas, estratificação da coluna de água, entre outros) e de competir com as diatomáceas

Tabela 1 – Matriz de correlações múltiplas entre parâmetros ambientais e abundâncias dos principais grupos de fito e mesozooplâncton (*correlações significativas para $\alpha=0.05$, $N=22$)

Variáveis	T (°C)	Sal.(‰)	Chl a	Copép.	Cladó.	Mys.	Lvdec.	Clor.	Din.	Diat.	Cian.
T (°C)	1,00										
Sal.(‰)	0,10	1,00									
Chl a	-0,04	*-0,49	1,00								
Copép.	0,30	-0,20	*0,43	1,00							
Cladó.	0,35	*0,59	-0,11	0,00	1,00						
Mys.	*-0,54	0,00	-0,10	-0,07	-0,09	1,00					
Lvdec.	0,29	*0,59	-0,06	-0,03	*0,98	-0,06	1,00				
Clor.	0,23	*-0,65	0,30	0,13	-0,19	-0,12	-0,17	1,00			
Din.	0,11	0,18	-0,27	-0,09	-0,07	-0,15	-0,11	-0,14	1,00		
Diat.	-0,26	-0,38	*0,53	0,18	-0,22	-0,06	-0,19	0,39	-0,34	1,00	
Cian.	0,29	*-0,52	*0,45	0,27	-0,12	-0,21	-0,09	*0,59	-0,08	0,29	1,00

T (Temperatura); S (Salinidade); Chl a (Clorofila a); D.Me zoo (Densidade total de mesozooplâncton); Cpd (Copépodes); Clad (Cladóceros); Mys (Misidáceos); D.Fito (Densidade total de fitoplâncton); Cloro (Clorofíceas); Dino (Dinofíceas); Diat (Diatomáceas); Ciano (Cianofíceas); D.Sec (Profundidade do Disco de Secchi).

O aparecimento de espécies de cianofíceas, como *Oscillatoria* spp., capazes de fixar azoto atmosférico (PAERL, 1988) pode resultar do facto do azoto passar a ser o elemento limitante no Verão.

A presença constante de pico-nanoflagelados, em todo o estuário, ao longo do ciclo anual pode indicar um enriquecimento de nutrientes no estuário (OVIATT *et al.*, 1989), talvez devido a fontes antropogénicas. A quantificação destes organismos é importante, pois podem contribuir para cerca de metade da biomassa e da produção primária fitoplanctónica de um ecossistema (DURBIN *et al.*, 1975).

Em termos espaciais, verificou-se a presença de valores mais elevados de clorofila a no alto estuário e mais baixos nas estações para jusante. Esta variação acompanhou o padrão de distribuição da densidade fitoplanctónica indicando que a Clorofila a é um bom indicador da biomassa fitoplanctónica (WONG & TOWNSEND, 1999).

Os valores elevados de densidade mesozooplânctónica presentes no baixo estuário podem ser explicados se atendermos a que estas zonas são um local privilegiado quer de reprodução e desenvolvimento (fases larvares), quer até de habitat permanente de grande número de animais usualmente marinhos. Tal associa-se à existência de salinidades muito próximas às do mar, bem como à maior disponibilidade de alimento do que nas zonas adjacentes. Para além disso

proporcionam também locais de abrigo relativamente aos predadores pelágicos (KINGSFORD & SUTHERS, 1994). A diversidade superior observada junto à foz é explicada por esta entrada de seres marinhos, que pelo menos durante uma parte da sua vida migram para o estuário à procura de condições específicas.

A dominância dos crustáceos ao longo de todo o estuário, verificada neste estudo, é uma situação usual sendo os copépodes normalmente o grupo predominante no zooplâncton estuarino (WILLIAMS & COLLINS, 1986; BAKKER & VAN RIJSWIJK, 1994; LINDLEY, J. A. *et al.*, 1998)

A ocorrência de valores baixos de densidade mesozooplânctónica, no médio estuário, deve-se à existência de poucas espécies capazes de suportar as flutuações de salinidade que ocorrem neste local (PAULA, 1987), deste modo pode-se afirmar que os padrões de distribuição de organismos ao longo do sistema estuarino são determinados primariamente pelo perfil longitudinal de salinidade, estando a penetração de organismos, estuário acima, dependente da sua tolerância a salinidades reduzidas (ATTRILL & THOMAS, 1996).

O desfasamento entre os picos de densidade do fitoplâncton e do mesozooplâncton estará relacionado com o consumo do fitoplâncton por parte dos mesozooplânctontes herbívoros.

Se compararmos a evolução da profundidade do disco de Secchi com os gráficos da densidade dos quatro grupos mesozooplânctónicos mais representativos é possível verificar que o máximo do mesozooplâncton (Setembro) corresponde a uma diminuição da profundidade do disco. Isto sucede pois a ressuspensão de partículas na coluna de água proporciona um maior desenvolvimento dos elementos pertencentes à fracção microzooplânctónica, os quais ficaram então disponíveis para serem predados pelos elementos carnívoros (SIMENSTAD *et al.*, 1994).

Tal como o observado por SILVEIRA *et al.* (1993) os meses que apresentam densidades de misidáceos mais elevadas estão inerentemente associados a períodos de maior disponibilidade alimentar, e como se pode verificar neste estudo por comparação entre a distribuição anual das densidades dos 4 grupos dominantes, o pico de misidáceos ocorre logo após os picos de cladóceros, copépodes e larvas de decápodes, como o verificado num estudo semelhante efectuado por JERLING & WOOLDRIDGE (1994) no estuário de Krom River (África do Sul). Isto ocorre pois os misidáceos são reconhecidos como sendo predadores de zooplâncton sempre que este surge em densidades significativas, alternando o tipo de alimentação e podendo funcionar como filtradores de fitoplâncton, se tal for necessário (JERLING & WOOLDRIDGE, 1994; VITTASALO & RAUTIO, 1998). Os misidáceos apresentam-se como um grupo importante na fauna mesozooplânctónica estuarina constituindo um elo fundamental na cadeia alimentar de muitos animais de importância comercial (LISLE & ROBERTS Jr., 1987).

A correlação positiva densidade de cladóceros *versus* salinidade vem confirmar que a maioria dos indivíduos aqui identificados se distribuem preferencialmente ao longo do baixo estuário.

A correlação positiva encontrada entre a densidade de copépodes e a concentração de clorofila *a* pode estar associada ao facto de a maioria dos copépodes analisados poderem ser herbívoros, sobretudo os presentes no alto estuário. No entanto, os copépodes presentes essencialmente no médio e baixo estuário serão predadores, como se poderá deduzir pela ocorrência de um pico destes posterior a um máximo de cladóceros, em ambos estes locais.

Quanto à densidade de misidáceos *versus* temperatura a correlação obtida foi negativa, sendo de natureza indirecta, estando as maiores densidades destes animais associadas a zonas de menor temperatura. Este grupo apresenta características eurihalinas sendo frequentemente, em geral, muito abundante em sistemas estuarinos, tolerando bem salinidades entre os 7 e os 31,5 ‰ (GREENWOOD *et al.*, 1989; SILVEIRA *et al.*, 1993), típicas do médio e baixo estuário onde as temperaturas são menores.

O facto da densidade das larvas de decápodes se correlacionar positivamente com a salinidade deve-se à sua natureza marinha, sendo portanto encontradas em grande número junto à embocadura do rio, onde a salinidade é também mais elevada. É igualmente devido ao factor salinidade que, de um modo indirecto, estes organismos se encontram correlacionados com os cladóceros.

Comparando os principais grupos taxonómicos encontrados no estuário do Guadiana com os identificados em outros estuários nacionais: estuário do Tejo, Sado, Mondego, Mira e Ria de Aveiro, verifica-se que, embora os grupos que ocorrem sejam aproximadamente os mesmos, não se encontram representados nas mesmas proporções.

No Tejo, Sado, Mondego e na ria de Aveiro os copépodes apresentam-se como dominantes (GONÇALVES, 1991) ao contrário do que sucede no estuário do Guadiana em que a comunidade mesozoplancónica é dominada pelos cladóceros, sendo os copépodes o segundo grupo mais representado. Os cladóceros são, no entanto, referidos como parte integrante do grupo dos mais importantes, em estuários como o do Mondego, Tejo e Mira.

Os misidáceos são em geral pouco referidos com importância ao nível da densidade, no entanto tornam-se importantes quer pela sua biomassa quer pelo seu poder de predação (GONÇALVES, 1991), estando referenciados para o estuário do Mondego.

Relativamente às larvas de decápodes é de salientar que a fracção meroplancónica a que pertencem diminui de importância de Sul para Norte, ao longo da costa Atlântica, o que deve ser condicionada essencialmente pela temperatura das águas (GONÇALVES, 1991).

CONCLUSÕES

As densidades planctónicas apresentaram flutuações marcadamente sazonais.

As densidades de fitoplâncton mais elevadas verificaram-se, geralmente, no alto estuário (condições de água doce), sendo a comunidade dominada por clorofíceas (nomeadamente *Ankistrodesmus spirilliformis* e *Pediastrum simplex*) No

médio estuário (condições de água salobra) predominaram os piconanoflagelados e as criptofíceas. No baixo estuário (condições de água salgada) as diatomáceas (*Nitzschia* spp.) e os pico-nanoflagelados foram os grupos dominantes.

As densidades mesozooplânctônicas mais elevadas registaram-se, geralmente, no baixo estuário. Os crustáceos apresentaram-se, ao longo do ciclo anual como o grupo dominante nas três zonas do rio, registrando apenas alterações na sua composição específica em cada uma destas zonas. No entanto, é de realçar a importância, que os copépodes apresentaram no médio estuário e os misidáceos no alto. No baixo estuário, para além dos grupos referidos, os cladóceros (géneros *Podon*, *Evadne* e *Penilia*) e as larvas de crustáceos decápodes foram também muito importantes, sobretudo na Primavera e Verão, o que estará associado à época de reprodução destes organismos bentónicos e/ou nectónicos, que nas fases mais iniciais do seu desenvolvimento integram o plâncton.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ATTRILL, M. J. THOMAS, R. M. (1996). Long-term distribution patterns of mobile estuarine invertebrates in relation to hydrological parameters. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 143:25-36.
- BAKKER, C. & van RIJSWIJK, P. (1994). Zooplankton biomass in the Oosterschelde (SW Netherlands) before, during and after the construction of a storm surge barrier. *Hydrobiologia*, Vol. 282/283:127-143.
- BARROS, M.C.; MENDO, M.J.; NEGRÃO, F.S.; QUADRADO, F.L. (1994). *Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Guadiana*. Debate Rio Guadiana, Passado, Presente, Futuro. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.
- COSTA, A.B.R. (1980). A Navegabilidade do rio Guadiana. In: *Anais do Clube Militar Naval*. Vol.CX, Jul-Set.661-682.
- GONÇALVES, F. J. M. (1991). *Zooplâncton e ecologia larvar de crustáceos decápodes no estuário do rio Mondego*. Dissertação de Doutoramento em Ecologia Animal. Faculdade de ciências e Tecnologia. Universidade de Coimbra. 330 pp.
- GREENWOOD, J.; GREENWOOD, J. G. & JONES, M. B. (1989). Salinity effects on brood maturation of the mysid crustacean *Mesopodopsis slabberi*. *Journal of Marine Biology Ass.*, Vol. 69:683-694.
- JERLING, H.L. & WOOLDRIDGE, T. H. (1994). *The mesozooplankton of a freshwater-starved estuary* In: Changes in fluxes in estuaries: Implications from science to management. Dyer & Orth (Eds.). Univ. Plymouth. ECSA22/ERF Symposium. pp. 307-312.
- KINGSFORD, M. J. & SUTHERS, I. M. (1994). Dynamic estuarine plumes and fronts: importance to small fish and plankton in coastal waters of NSW, Australia. *Continental Shelf Research*, Vol. 14, pp 655-672.
- KNOX, G.(1986). Estuarine Ecosystems. A Systems approach. *CRC Flude*, Vol I, 289 p.
- LINDLEY, J. A.; GEORGE, C. L.; EVANS, S. V. & DONKIN, P. (1998). Viability of calanoid copepod eggs from intertidal sediments: a comparison of three estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 162:183-190.

- LISLE, P. F. & ROBERTS, M. H. Jr. (1987). Osmoregulation in the estuarine mysid, *Mysidopsis bahia*: comparison with other mysid species. *Comparative Biochemical Physiology*, Vol. 88A, nº2: 369-372.
- MARGALEF, R. (1978). Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, Vol. 1(4):493-509.
- McKENNEY, C. L. Jr. (1987). Optimization of environmental factors during the life cycle of *Mysidopsis bahia*. *Environmental Protection Agency (EPA)*, 1-6.
- MCLUSKY, D. S. (1989). *The estuarine ecosystem*. Chapman & Hall, New York, 2th Edition. 215 pp.
- PARSONS, T. R.; MAITA, Y. & LALLI, C. M. (1984). *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, Oxford.
- PAULA, J. (1987). *Distribuição do Macrozooplâncton num Meio estuarino*. Prova de Aptidão Pedagógica, Departamento de Zoologia da Universidade de Lisboa, 81 p.
- SILVEIRA, S.M.M.; NOGUEIRA, A.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F.; MARQUES, J.C.; SOARES, A.M.V.M. (1993). Crescimento e Reprodução de *Mesopodopsis slaberi* (Crustacea: Misdáceos) no Estuário do rio Mondego. *Boletim UCA*, Universidade do Algarve, UCTRA, Vol. 1 :444-452.
- SIMENSTAD, C. A., MORGAN, C. A.; CORDELL, J. R. & BAROSS, J. A. (1994). *Flux, passive retention, and active residence of zooplankton in Columbia River estuarine turbidity maxima* In: *Changes in fluxes in estuaries: Implications from science to management*. Dyer & Orth (Eds.). Univ. Plymouth. ECSA22/ERF Symposium. pp. 473-482.
- VIITASALO, M. & RAUTIO, M. (1998). Zooplanktivory by *Paranus flexuosus* (Crustacea: Mysidacea): functional responses and prey selection in relation to prey escape responses. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 174: 77-87.
- WILLIAMS, R. & COLLINS, N. R. (1986). Seasonal composition of meroplankton and holoplankton in the Bristol Channel. *Marine Biology*, Vol. 92:93-101.

ASPECTOS DA BIOLOGIA POPULACIONAL DE *SALICORNIA RAMOSISSIMA* DA RIA DE AVEIRO

H. Silva¹, H. Freitas² & G. Caldeira¹

¹ Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

² Departamento de Botânica da Universidade de Coimbra

Silva, H., Freitas, H. & Caldeira, G. (1999). Aspectos da biologia populacional de *Salicornia ramosissima* da Ria de Aveiro. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 193-202.

Com o presente trabalho pretendeu-se avaliar o comportamento de duas populações de *Salicornia ramosissima*, da Ria de Aveiro, sujeitas a diferentes salinidades. Plântulas provenientes de Verdemilho e Torreira foram mantidas em estufa em diferentes concentrações de NaCl. Ao longo de dez semanas efectuou-se o registo semanal de alguns parâmetros relativos ao desenvolvimento das plantas, nomeadamente a sua altura, número de ramos do caule principal, percentagem de mortalidade assim como o peso fresco e peso seco no final do tratamento.

A análise dos dados parece sugerir que *Salicornia ramosissima* não é uma halófito obrigatória, pois apresenta um maior crescimento a salinidades baixas ou moderadas. Por outro lado, os resultados revelam diferenças significativas entre Torreira e Verdemilho quanto ao crescimento das plantas, o mesmo se passando para as diferentes gerações, com certeza condicionado pela informação genética e adaptações fisiológicas das plantas e não pela salinidade a que foram sujeitas em cada tratamento.

Palavras chave: *Salicornia ramosissima*, geração, salinidade, Ria de Aveiro.

Silva, H., Freitas, H. & Caldeira, G. (1999). Aspects of the population biology of *Salicornia ramosissima* from Aveiro Lagoon. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 193-202.

The aim of the present work was to estimate the response of two populations of *Salicornia ramosissima* from Aveiro Lagoon growing at different salinities. Seedlings coming from Verdemilho and Torreira were cultivated in a greenhouse at different concentrations of NaCl. During 10 weeks some aspects related to plant growth were weekly

registered, namely the height of the plants, number of branches of the main stem, percentage of mortality as well as fresh weight and dry weight at the end of the treatment.

Data analysis seems to suggest that *Salicornia ramosissima* is not an obligate halophyte because the major growth was observed at low or moderate salinities. Furthermore, the results show significant growth differences between the sampling sites and generations. This differences are certainly conditioned by genetic information and physiological adaptations of plants and not by the salinity of each treatment.

Keywords: *Salicornia ramosissima*, generation, salinity, Aveiro Lagoon.

INTRODUÇÃO

Salicornia ramosissima é uma halófito anual da família das Chenopodiaceae, amplamente distribuída no sapal da Ria de Aveiro. As duas populações estudadas ocupam preferencialmente pequenas zonas não povoadas por outras halófitas, nomeadamente *Halimione portulacoides* e *Sarcocornia perennis*, também elas Chenopodiaceae.

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), o que permite um estudo mais rigoroso da dinâmica e ecofisiologia das suas populações (BEEFTING, 1985).

De uma 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*, espécie taxonomicamente muito próxima de *S. ramosissima* (MOMONOKI & KAMIMURA, 1994; MOMONOKI *et al.* 1994; 1996). Plantas de *S. europaea* permanecem vivas, em estufa, sujeitas a 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).

Com este estudo pretendeu-se avaliar o comportamento de diferentes populações e respectivas gerações de *Salicornia ramosissima* sujeitas a várias salinidades contribuindo, deste modo, para um melhor conhecimento da biologia populacional da espécie em questão.

MÉTODOS

Durante o mês de Março, procedeu-se à colheita de porções de sedimento com plântulas de *Salicornia ramosissima* no sapal da ria de Aveiro, nas estações de Verdemilho e Torreira (Fig. 1), repetindo-se este procedimento um mês mais

tarde. As plântulas resultantes da colheita de Março foram designadas como 1^a geração e as restantes como 2^a geração.

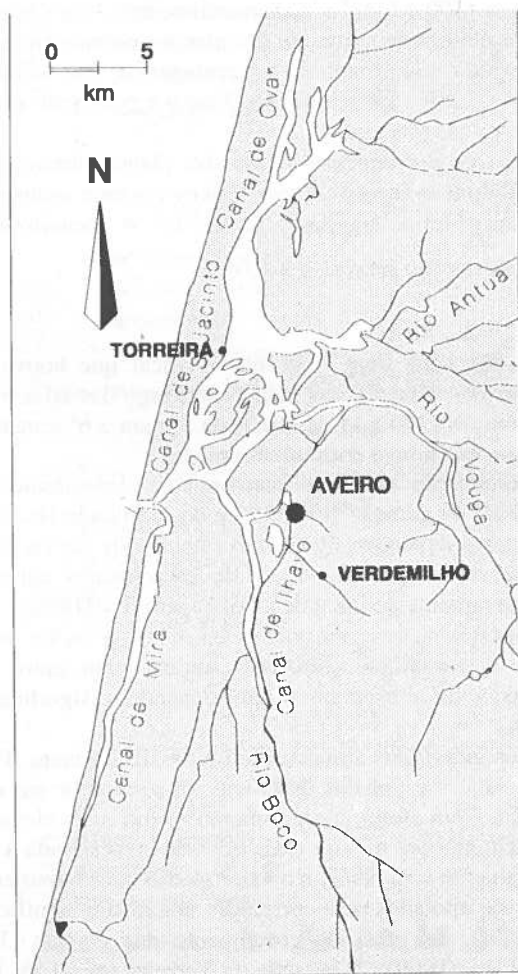


Fig. 1 - Representação esquemática da Ria de Aveiro

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 cultura hidropónica, com substrato de areia previamente lavada e esterilizada. O tratamento controlo consistiu apenas de uma solução nutritiva padrão 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 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Semanalmente, foram registados alguns parâmetros relativos ao desenvolvimento das plantas, nomeadamente a altura das plantas, nº 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.

As taxas semanais de crescimento médio das plantas foram sujeitas a uma ANOVA trifactorial com aplicação do teste Tukey e a uma análise de correlação de Pearson, para um nível de significância de 0,05. A normalização dos dados foi obtida pela transformação $\arcsen(\sqrt{x/10})$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise dos gráficos da Fig. 2 permite verificar que houve um contínuo incremento no crescimento médio das plantas ao longo das 10 semanas, excepto na 2ª geração da Torreira (300 mM de NaCl) da 5ª para a 6ª semana e da 9ª para a 10ª semana, em que não houve crescimento médio.

As taxas de crescimento são significativamente dependentes do local de amostragem ($P=0,024$) da geração ($P<0,001$) e da salinidade ($P<0,001$), além de cada um destes factores depender significativamente dos outros dois ($P=0,005$). Por outro lado, as diferenças nas taxas de crescimento entre as gerações dependem significativamente do local de amostragem ($P=0,045$).

As diferenças nas taxas de crescimento entre as gerações não dependem significativamente da salinidade ($P=0,164$) assim como entre os locais de amostragem as taxas de crescimento não dependem significativamente da salinidade ($P=0,384$).

A altura média dos indivíduos atingida ao fim das 10 semanas (Fig.3), 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 e significativa entre os valores de salinidade e as taxas de crescimento das plantas [1ª geração da Torreira ($r = -0,40$; $P = 0,009$); 2ª geração da Torreira ($r = -0,56$; $P = 0,0001$); 1ª geração de Verdemilho ($r = -0,58$; $P = 0,00006$) e 2ª geração de Verdemilho ($r = -0,46$; $P = 0,009$)], o que revela que o desenvolvimento das plantas é maior nas salinidades mais baixas, no que não está de acordo com o facto de *Salicornia* ser considerada uma halófita obrigatória (UNGAR, 1991; KEIFFER *et al.*, 1994).

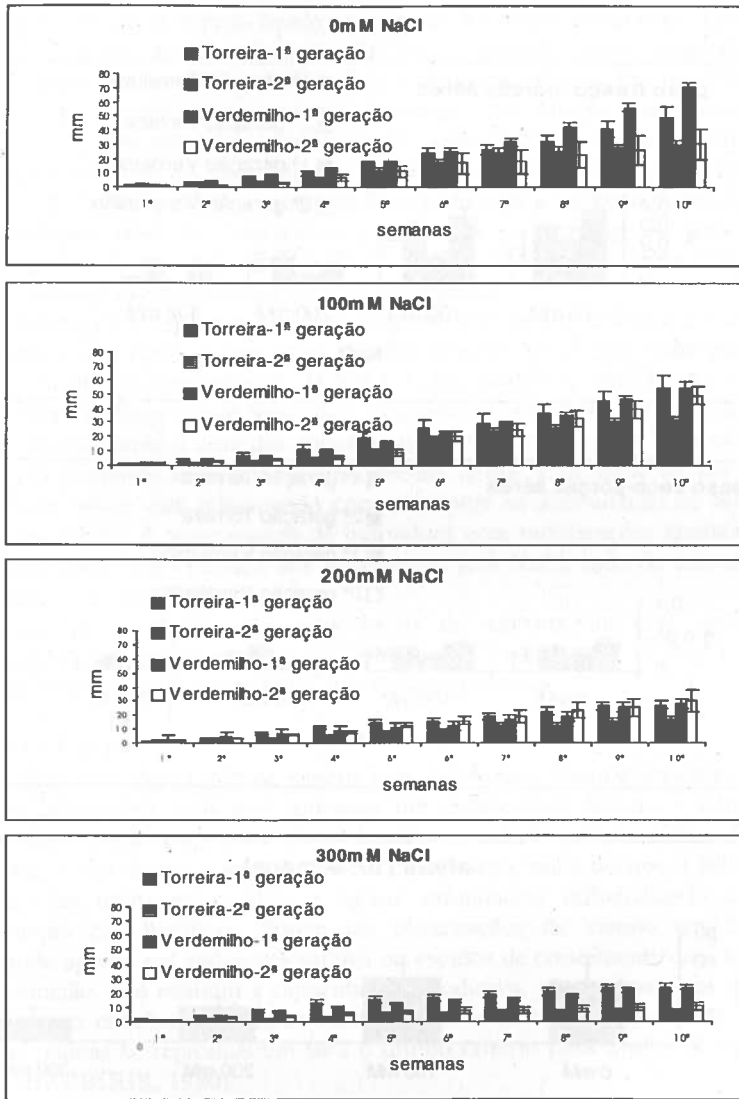


Fig.2- Altura média (\pm erro padrão) das plantas de *Salicornia ramosissima* sujeitas a diferentes salinidades.

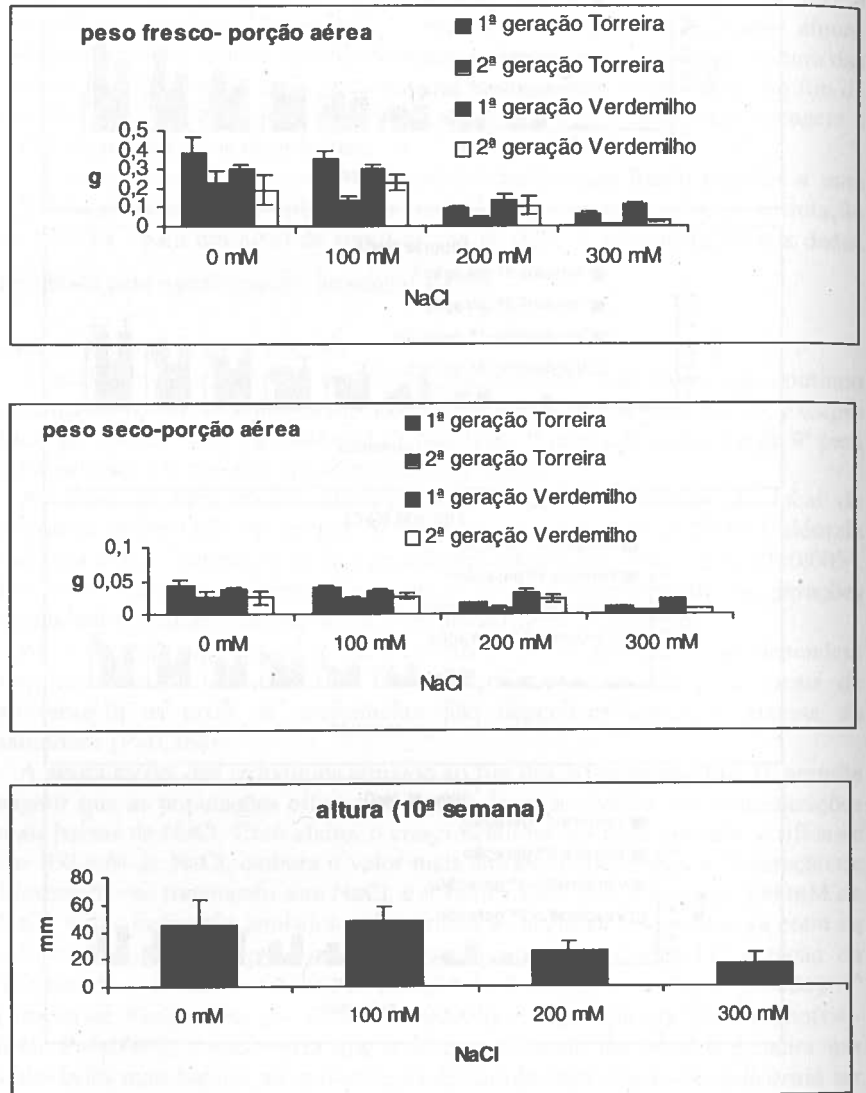


Fig. 3-Peso fresco, peso seco (\pm erro padrão) e altura da porção aérea (\pm desvio padrão) de *Salicornia ramosissima* ao fim de 10 semanas.

De um modo geral, o peso fresco e peso seco da porção aérea (Fig. 3) diminui com o aumento da concentração de NaCl, estando estes resultados em conformidade com os dados obtidos para a altura das plantas. Por outro lado, 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 (Fig. 4). 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.

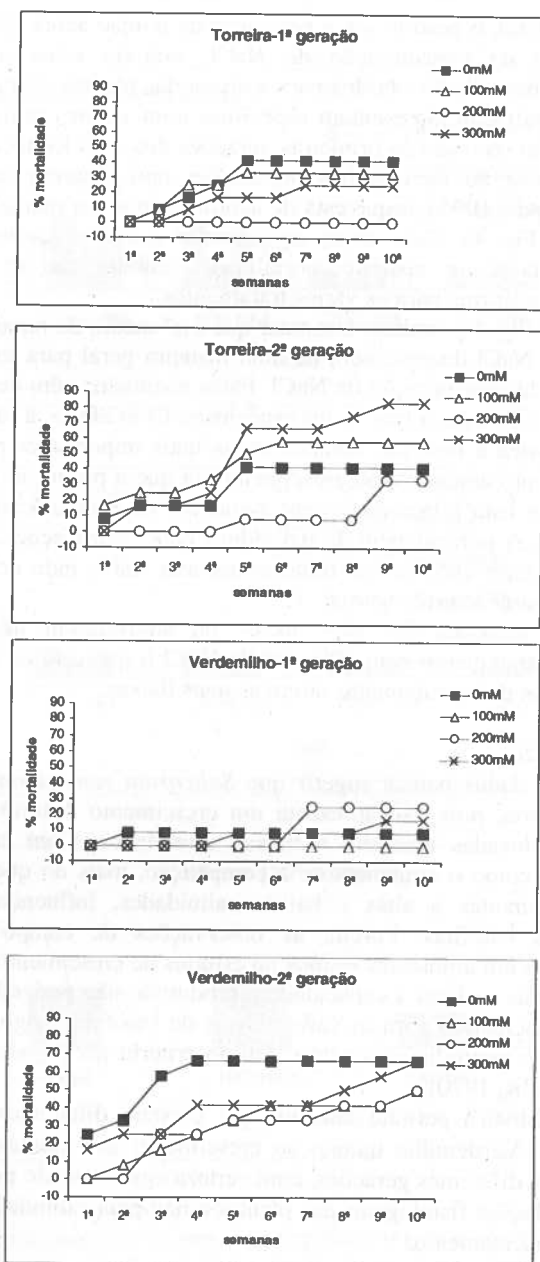
Os gráficos da Fig. 5 permitem constatar que o nº médio de ramos é maior nos tratamentos sem NaCl decrescendo, de uma maneira geral para todas gerações, com o aumento da concentração de NaCl. Estes resultados vêm de encontro aos obtidos para a altura e peso fresco dos espécimes. Com efeito, a ramificação 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 acima.

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.

CONCLUSÕES

A análise dos dados parece sugerir que *Salicornia ramosissima* não é uma halófita obrigatória, pois não apresenta um crescimento óptimo a salinidades moderadas ou elevadas mas sim 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).

A análise estatística permite concluir que existem diferenças significativas entre Torreira e Verdemilho quanto ao crescimento das plantas, o mesmo se passando para as diferentes gerações, com certeza condicionado pela informação genética e adaptações fisiológicas das plantas e não pela salinidade a que foram sujeitas em cada tratamento.

Fig.4- Percentagem de mortalidade em *Salicornia ramosissima*.

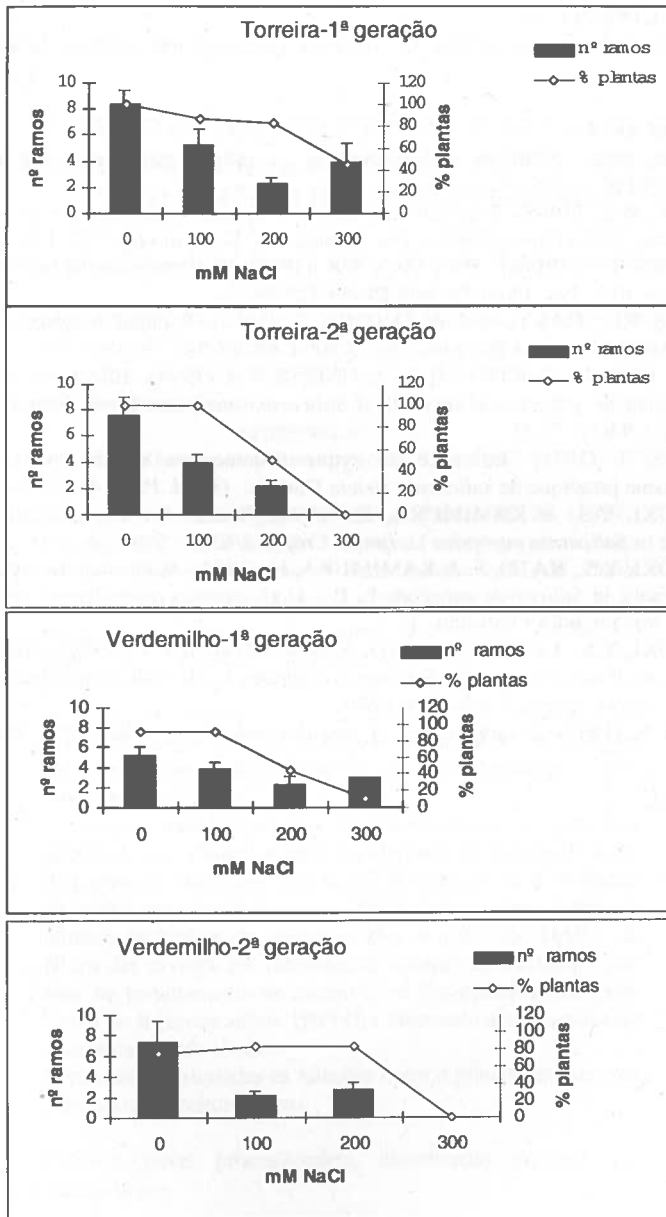


Fig. 5. Número de ramos (\pm erro padrão) e respectiva percentagem de plantas ramificadas em *Salicornia ramosissima*.

AGRADECIMENTOS

O nosso reconhecimento ao Prof. Dr. Henrique Queiroga pela cedência do mapa da Ria de Aveiro.

BIBLIOGRAFIA

- BARBOUR, M.G. (1970)- Is any angiosperm an obligate halophyte? *Am. Midl. Nat.* **84**(1): 105-120.
- BEEFTINK, W.G. (1985)- Population dynamics of annual *Salicornia* species in the tidal salt marshes of the Oosterschelde, The Netherlands. *Vegetatio* **61**: 127-136.
- FLOWERS, T.J., TROKE, P.F., YEO, A.R. (1977)- The mechanism of salt tolerance in halophytes. *Ann. Rev. Plant Physiol.* **28**: 89-121.
- JEFFERIES, RL ; DAVY, A. J. & RUDMIK, T. (1981)- Population biology of the salt marsh annual *Salicornia europaea* agg.. *J. Ecol.* **69**: 17-34.
- 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 J. Sci.* **94**(3): 70-73.
- LANGLOIS, J. (1971)- Influence du rythme d'immersion sur la croissance et le métabolisme protéique de *salicornia stricta* Dumort.. *Oecol. Plant.* **6**: 227-245.
- MOMONOKI, Y.S. & KAMIMURA, H. (1994)- Studies on the mechanism of salt tolerance in *Salicornia europaea* L. *Jpn. J. Crop Sci.* **63**(3): 518-523.
- MOMONOKI, Y.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. *Jpn. J. Crop Sci.* **64**(4): 650-656.
- MOMONOKI, Y.S., OGURI, S., KATO, S. & KAMIMURA, H. (1996)- Studies on the mechanism of salt tolerance in *Salicornia europaea* L. III-Salt accumulation and Ach function. *Jpn. J. Crop Sci.* **65**(4): 693-699.
- UNGAR, I.A. (1991)- *Ecophysiology of vascular halophytes*. CRC Press, Boca Raton, 209 p.

**ESTUDO DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA
PROCESSIONÁRIA (*THAUMETOPOEA PITYOCAMPA*) NUM
POVOAMENTO DE *PINUS PINASTER***

**Evelina Brigitte Pires de Moura^{1*}, Maria Teresa Calvão Rodrigues² &
Maria Rosa Paiva³**

Grupo de Ecologia (GUECKO), Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente,
Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa; Quinta da Torre;
2825 MONTE DA CAPARICA

¹e-mail: ebm@mail.fct.unl.pt, ²e-mail: mtr@mail.fct.unl.pt e ³e-mail:
mrp@mail.fct.unl.pt

* Bolseira de Doutoramento ao abrigo do Programa PRAXIS XXI

Moura, E. B., Rodrigues, M. T. & Paiva, M. R. (1999).
Estudo da distribuição espacial da processionária
(*Thaumetopoea pityocampa*) num povoamento de *Pinus
pinaster*. *Revista Biol. (Lisboa)* **17**: 203-209.

O presente trabalho tem como objectivo o estudo da
distribuição espacial da processionária, *Thaumetopoea
pityocampa*, num povoamento de pinheiro bravo. Para um
controlo das populações deste insecto, que constitui uma
praga no nosso país, é necessário conhecer-se as relações
entre os níveis de ataque e as características dos
povoamentos.

A zona em estudo consistiu num povoamento de pinheiros
dominado por *Pinus pinaster* na Herdade da Apostiça, junto
da Lagoa de Albufeira. Nas várias árvores fez-se a avaliação
de parâmetros dendrométricos (DAP e altura) bem como do
número de ninhos de processionária. A partir do DAP e da
altura das árvores foi calculado o volume da madeira. Com
base no levantamento de campo e em fotografias aéreas (vôo
Celpa de infravermelhos 1995) foi efectuada a cartografia do
ataque da processionária.

Foram ainda estudadas as relações entre o grau de ataque e os
parâmetros dendrométricos.

Palavras-chave: processionária, distribuição espacial, pi-
nheiro-bravo.

Moura, E. B., Rodrigues, M. T. & Paiva, M. R. (1999).
Spatial distribution of processionary moth (*Thaumetopoea*

pityocampa) in a *Pinus pinaster* stand. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 203-209.

The aim of the present paper is the study of the spatial distribution of processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa*, in a maritime pine stand. The pine processionary caterpillar is the most common defoliator of pine forests in Portugal. It is necessary to know the relationships between attack levels and stand conditions for an effective control of the populations of this insect species.

The study area is a pine stand dominated by *Pinus pinaster* in Herdade da Apostiça near Lagoa de Albufeira. For each tree two dendrometric parameters (dbh and height) were evaluated as well as the number of processionary nests. Stemwood volume was calculated using dbh and height values. The map of processionary attack was produced using the field check and aerial photographs (Celpa Colour Infrared Photographs from a 1995 flight).

The relationships between attack levels and the dendrometric variables (dbh, height and stemwood volume) were analysed.

Keywords: processionary, spatial distribution, maritime pine.

INTRODUÇÃO

A processionária, *Thaumetopoea pityocampa*, constitui a principal praga do pinheiro bravo no nosso país, com impacte económico. Para uma gestão adequada das populações deste insecto é necessário conhecer-se a sua distribuição espacial nos povoamentos e ainda as relações com parâmetros dendrométricos e ecológicos.

A cartografia de ataque, dada a dimensão dos povoamentos, apenas será exequível através de utilização de técnicas de detecção remota, nomeadamente fotografias aéreas.

METODOLOGIA

O estudo dendrométrico do povoamento consistiu na medição do diâmetro à altura do peito (DAP) e da altura total das árvores.

O DAP é um parâmetro muito importante no inventário florestal, não só pela sua fácil avaliação, como também pela sua utilização na determinação de outros parâmetros. Todas as árvores com DAP superiores a 2,5 cm foram medidas.

A altura de uma árvore é também um parâmetro importante, essencialmente aplicado na avaliação da qualidade dos povoamentos e na determinação de volumes. A medição da altura das árvores foi feita através de uma vara telescópica.

Por forma a quantificar o material lenhoso do povoamento foi calculado o volume das diferentes árvores a partir de uma equação de volume em função do DAP e da altura.

Das várias equações para a cubagem do pinheiro bravo encontradas na literatura e tendo em conta as características edafo-climáticas da zona em estudo optou-se pela equação da área florestal de Sines (Falcão, 1994):

$$VT=0,00071+0,00003559D^2H$$

em que VT representa o volume total da madeira (m³), D o DAP (cm) e H a altura das árvores (m).

A fotografia aérea de infravermelhos foi manipulada por forma a realçar as árvores do povoamento em relação aos estratos arbustivo e herbáceo. As árvores atacadas foram identificadas na fotografia e marcadas.

RESULTADOS

Nas Figuras 1, 2 e 3 apresenta-se a distribuição das árvores do povoamento em função das classes de DAP, altura e volume.

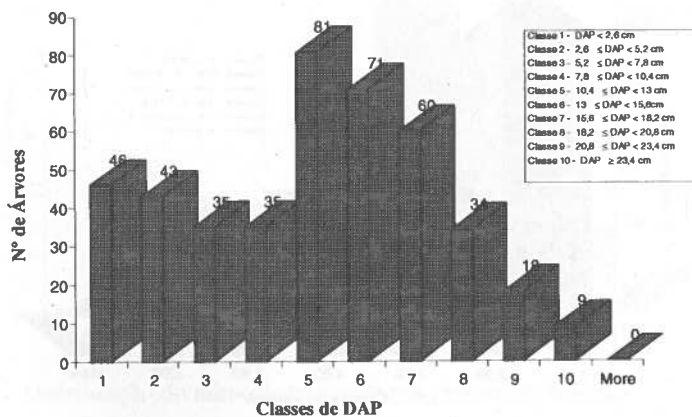


Fig. 1 – Distribuição das árvores por classes de DAP.

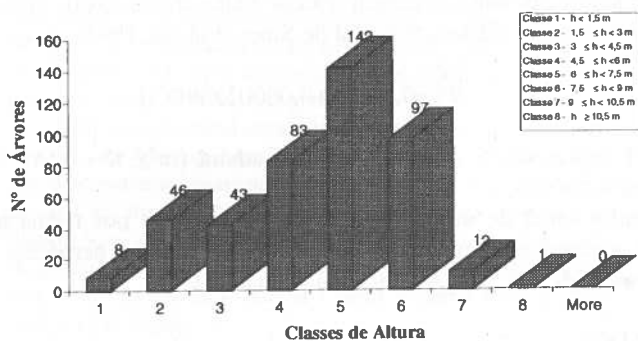


Fig. 2 – Distribuição das árvores por classes de Altura.

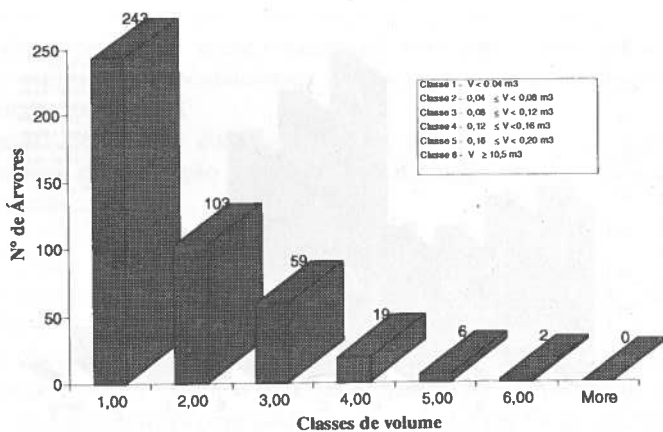


Fig. 3 – Distribuição das árvores por classes de Volume.

O número de ninhos encontrados em função das classes de DAP, altura e volume está representado nas Figuras 4, 5 e 6.

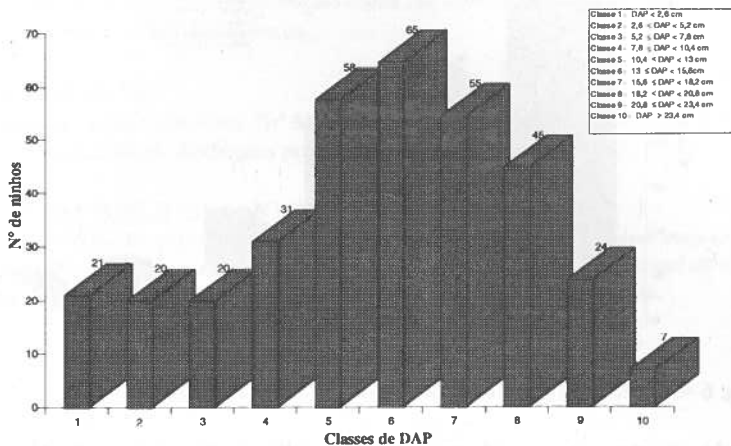


Fig. 4 – Distribuição do número de ninhos por classes de DAP.

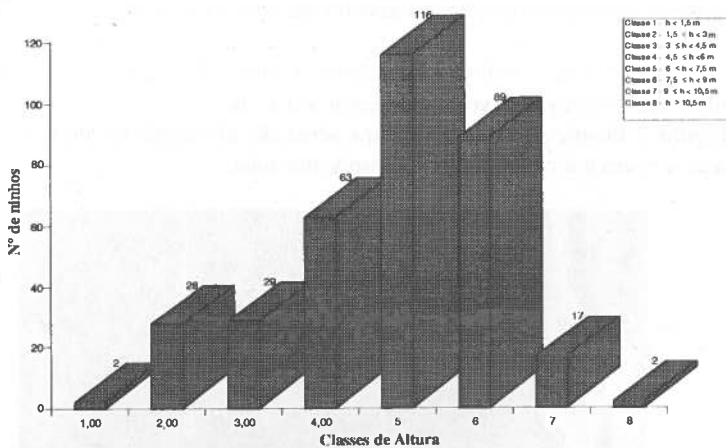


Fig. 5 – Distribuição do número de ninhos por classes de Altura.

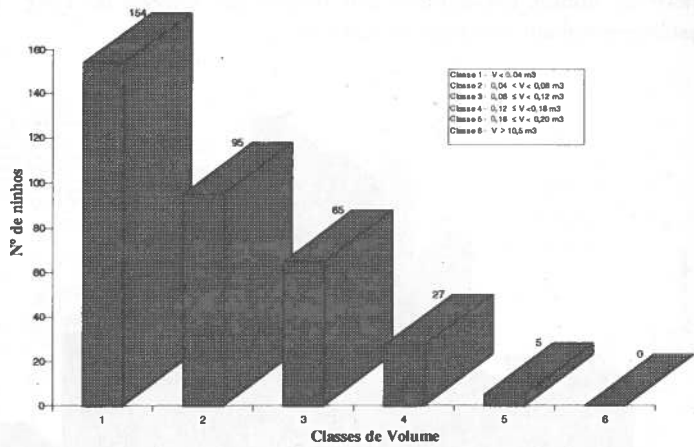


Fig. 6 – Distribuição do número de ninhos por classes de Volume.

Pode observar-se que há uma maior incidência de ninhos nas classes DAP médias (classes 5, 6 e 7) em detrimento das classes extremas.

Em relação às classes de altura, a tendência é semelhante. A presença de ninhos dá-se preferencialmente em árvores de altura superior a 4,5 m e inferior a 9 m.

No que diz respeito às classes de volume verifica-se que há um maior número de ninhos nas árvores com volume inferior a $0,12 \text{ m}^3$.

A Figura 7 ilustra parte da cobertura aérea do povoamento, onde a cor preta indica as árvores e a cor branca as árvores atacadas.

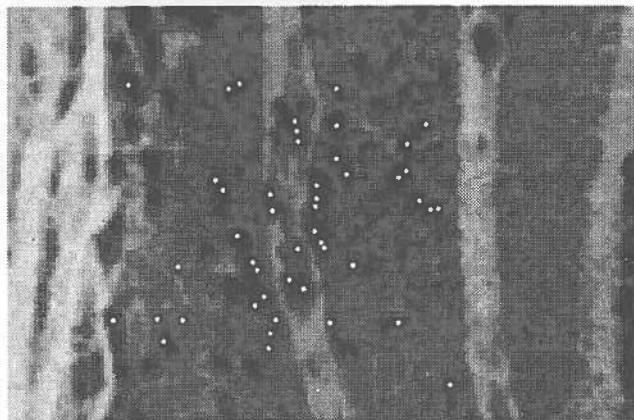


Fig. 7 – Fotografia aérea de parte do povoamento.

DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

Na fase seguinte calcular-se-á a biomassa total das árvores, parâmetro que será correlacionado com um índice espectral de vegetação obtido a partir de fotografias aéreas com melhor resolução espacial, tentando conhecer a influência do ataque no crescimento das árvores.

AGRADECIMENTOS

Pedro Santana, Sandra Estevéns, Dr^a Manuela Branco e Carmen Branco, pelo apoio no trabalho de campo e Sérgio Rodrigues pelo apoio na concepção do poster.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FALCÃO, J. (1994). *Modelos para estimação do volume total, de volumes mercantis e modelação do perfil do tronco para a Pinus pinaster Aiton. na área florestal de Sines*. Relatório do trabalho de fim do curso de Engenharia Florestal. ISA, Lisboa.

CRESCIMENTO DO BIQUEIRÃO (*Engraulis encrasicolus*, Linnaeus, 1758) NA COSTA NORTE DE PORTUGAL

S. Ramos¹ & P. Santos²

¹ CIMAR, Centro de Investigação Marinha e Ambiental; ² Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Praça Gomes Teixeira, 4099-002 Porto

Ramos, S. & Santos, P. (1999). Crescimento do Biqueirão (*Engraulis encrasicolus*, Linnaeus, 1758) na Costa Norte de Portugal. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 211-216.

O biqueirão *Engraulis encrasicolus* constitui um recurso piscícola cuja exploração nos pesqueiros portugueses tem apresentado uma certa irregularidade. Os estudos biológicos desta espécie foram principalmente dirigidos às fases larvares ou a zonas muito restritas, como alguns estuários (RÉ, 1983; 1986; 1987, RIBEIRO, 1991; *in press*). No norte de Espanha e no Mediterrâneo, outros autores têm aprofundado os conhecimentos sobre diferentes aspectos da biologia da espécie (PERTIERRA, 1987; JUNQUERA 1986; LOPEZ, 1991; VERA, 1992; JUNQUERA e PEREZ-GÁNDARAS, 1993). No âmbito do ICES, efectuam-se trabalhos periódicos de avaliação dos stocks exploráveis (ICES, 1997). Também têm sido efectuados programas de intercalibração da interpretação de otólitos (EFAN, 1998). Neste trabalho, analisaram-se amostras recolhidas na costa Norte de Portugal, entre Outubro de 1997 e Julho de 1998, provenientes da pesca de cerco (Matosinhos) e da pesca artesanal (Angeiras, Afurada, Espinho e Mira). Foram interpretados 493 pares de otólitos *sagitta* seleccionados ao acaso de um total de 3993 indivíduos, para determinação da idade e posterior obtenção da equação de crescimento.

Os principais resultados obtidos mostram os seguintes comprimentos médios (cm) a cada idade (anos): 0 - 9,46; 1 - 12,26; 2 - 13,37; 3 - 13,98; 4 - 15,23; 5 - 15,5.

O crescimento, sem separação por sexos, pode ser representado pela seguinte equação (cm):

$$L_t = 15,803[1 - e^{-0,528(t + 0,699)}]$$

Os valores determinados neste trabalho não se apresentam substancialmente diferentes dos referidos na bibliografia para outras áreas.

Palavras chave: *Engraulis encrasicolus*, crescimento, otólitos, Portugal.

Ramos, S. & P. Santos (1999). Growth of anchovy (*Engraulis encrasicolus*, Linnaeus, 1758) in the North Coast of Portugal. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 211-216.

The European anchovy, *Engraulis encrasicolus*, is one of the Portuguese marine resources exploited by fisheries, although landings tend to be irregular. Although Portuguese studies concern mainly the larval phases and a few restricted areas, such as some estuaries (RÉ, 1983; 1986; 1987, RIBEIRO, 1991; *in press*), other authors, in Spain and in the Mediterranean, have focused on the species biology (PERTIERRA, 1987; JUNQUERA 1986; LOPEZ, 1991; VERA, 1992; JUNQUERA e PEREZ-GÁNDARAS, 1993). On the other hand, ICES is responsible for periodic exploitable stock evaluation (ICES, 1997) and EFAN maintain exchange programmes on otoliths ageing (EFAN, 1998). In this work we analysed samples from the north coast of Portugal, collected from commercial vessels, between October (1997) and July (1998). Ageing readings were undergone on 493 pairs of *sagitta* otoliths randomly chosen from a total of 3993 collected and the growth equation was determined. The average length (cm) per year of age is as follows: 0 - 9,46; 1 - 12,26; 2 - 13,37; 3 - 13,98; 4 - 15,23; 5 - 15,5. The growth equation can be represented, analysing both sexes together, by (cm):

$$L_t = 15,803[1 - e^{-0,528(t + 0,699)}]$$

The results obtained in this work are not different from the values in the literature.

Keywords: *Engraulis encrasicolus*, growth, otoliths, Portugal.

INTRODUÇÃO

O Biqueirão *Engraulis encrasicolus* constitui um recurso cuja exploração nos pesqueiros portugueses tem apresentado uma certa irregularidade, variando as descargas entre 22,8 toneladas em 1993 e 2776 toneladas em 1996 (D.G.P.A).

Em Portugal, os estudos biológicos desta espécie foram principalmente dirigidos às fases larvares (RÉ, 1983; 1986; 1987), ou a zonas muito restritas, como o estuário do Mondego (RIBEIRO, 1991; *in press*). No norte de Espanha e no Mediterrâneo, outros autores têm aprofundado os conhecimentos sobre diferentes aspectos da biologia da espécie como seja o crescimento, a biometria, a diferenciação de stocks, o estudo dos otólitos ou a reprodução (JUNQUERA 1986; PERTIERRA, 1987; LOPEZ, 1991; VERA, 1992; JUNQUERA E PEREZ-GÁNDARAS, 1993). No âmbito do ICES, desde há alguns anos que se efectua trabalhos de colaboração internacionais no sentido de avaliar os stocks exploráveis (ICES, 1997).

A interpretação de otólitos para determinação da idade tem colocado problemas aos investigadores, atendendo às dificuldades encontradas. Assim, têm sido efectuados programas de intercalibração da interpretação de otólitos (EFAN, 1998).

Com este trabalho, pretende-se contribuir para o conhecimento da biologia desta espécie, nomeadamente do crescimento, essencialmente da fase adulta em águas nacionais.

MATERIAL E MÉTODOS

Neste trabalho, analisaram-se amostras recolhidas na costa Norte de Portugal, entre Outubro de 1997 e Julho de 1998, provenientes da pesca de cerco (Matosinhos) e da pesca artesanal (Angeiras, Afurada, Espinho e Mira). Foram recolhidos 671 pares de otólitos *sagitta* de um total de 3993 indivíduos. A todos os indivíduos foi determinado o comprimento total (ao milímetro mais próximo). Foi determinado o sexo a uma parte dos indivíduos aos quais se retiraram os otólitos, sendo a escolha efectuada aleatoriamente. Depois de limpos, os otólitos foram observados à lupa binocular, com luz reflectida e com fundo escuro, imersos em etanol a 70%. Com os dados obtidos, determinou-se a idade e a equação de crescimento de von Bertalanffy. Dos restantes indivíduos apenas se efectuaram medições de comprimento e peso totais, para caracterização geral das amostras.

Para se determinar a equação de crescimento de Von Bertalanffy utilizaram-se dois métodos, usando o software FISHPARM (PRAGER *et al.*, 1987) e o método de CHAPMAN (1964).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi possível interpretar a idade em 493 indivíduos, de um total de 671, resultando em 26,5% de otólitos ilegíveis.

Na tabela 1, mostram-se os valores dos comprimentos médios obtidos a cada idade, com todos os indivíduos e separando por sexos.

Tabela 1. Comprimento médio e desvio padrão a cada idade, para *Engraulis encrasicolus*, capturado na costa N de Portugal.

Idade (anos)	Comprimento médio (cm)		
	Total (n=493)	Fêmeas (n=170)	Machos (n=216)
0	9,460±1,616	---	10,850±0,495
1	12,256±1,628	12,118±1,459	12,500±2,096
2	13,370±1,723	14,403±1,531	13,177±1,641
3	13,983±1,708	14,626±1,486	13,499±1,661
4	15,228±1,470	15,324±1,398	14,969±1,554
5	15,500±1,500	15,671±1,653	15,200±1,498

A aplicação do método de Chapman aos dados da tabela 1, conduziu aos parâmetros da equação de crescimento de Von Bertalanffy expostos na tabela 2. Nessa tabela constam igualmente os parâmetros obtidos com a aplicação do programa Fishfarm aos dados individuais (comprimento; idade).

Tabela 2. Parâmetros da equação de crescimento de Von Bertalanffy para *Engraulis encrasicolus*, capturado na costa N de Portugal, usando dois métodos de cálculo.

	L_{∞}		K		T_0	
	Chapman	Fishfarm	Chapman	Fishfarm	Chapman	Fishfarm
total	16,145	16,690	0,494	0,290	-0,753	-2,997
Fêmeas	15,496	14,910	1,034	0,937	0,654	-0,707
machos	15,979	15,07	0,345	0,498	-2,250	-1,481

O resultado obtido com os dois métodos apresenta-se bastante semelhante, como pode ser observado na figura 1.

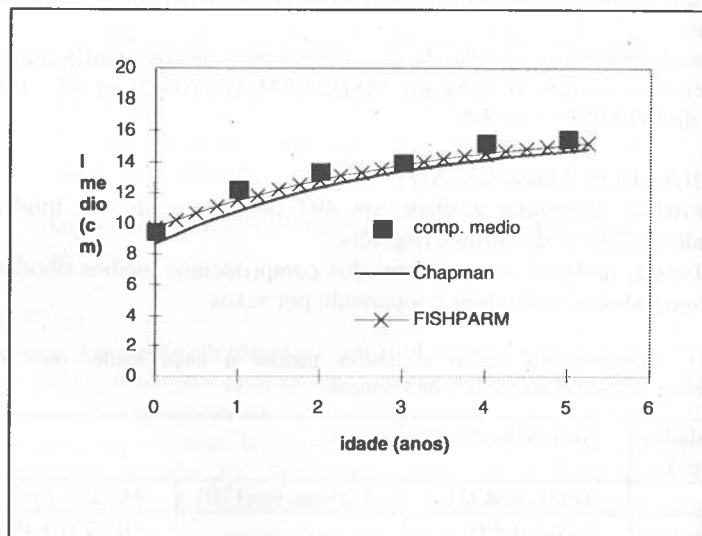


Figura 1. Curvas de crescimento de *Engraulis encrasicolus*, obtidas pelo método de Chapman e por meio do software FISHPARM, sobrepostas aos comprimentos médios obtidos para cada idade.

É de salientar que o valor obtido para o comprimento médio da classe zero se encontra sobrestimado, facto inerente ao método de captura. A selectividade e o efeito do recrutamento à arte conduzem a que apenas os indivíduos de maiores dimensões da classe fiquem retidos.

Comparando os resultados obtidos com os disponíveis na literatura, (figura 2), verifica-se que existe concordância com a maioria dos autores, exceptuando-se o trabalho de CENDRERO *et al.* (1981) no Cantábrico, que apresenta um crescimento bastante superior e diferente de todos os restantes trabalhos.

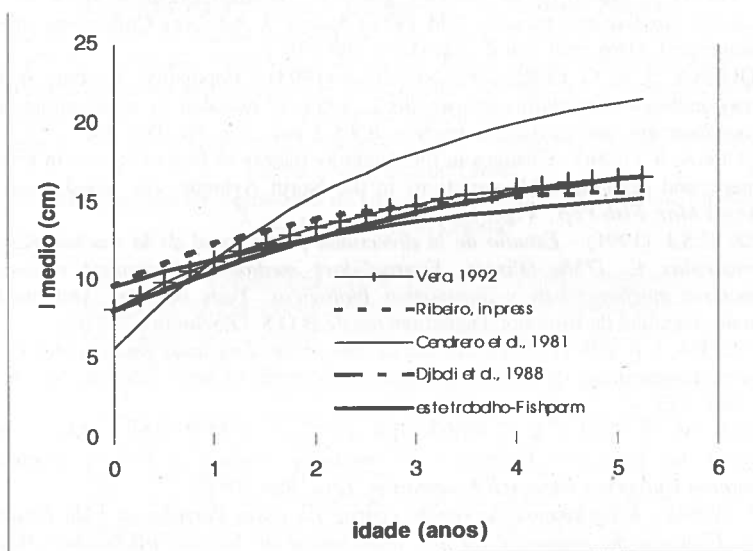


Figura 2. Curvas de crescimento de *Engraulis encrasicolus*, obtidas por vários autores.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostram que o crescimento da fase adulta de *Engraulis encrasicolus* na costa Norte de Portugal (machos e fêmeas) pode ser representado pela seguinte equação:

$$l_t = 15,803[1 - e^{-0,528(t+0,699)}]$$

O crescimento obtido na costa Norte de Portugal não mostra diferenças notáveis quando comparado com a maioria dos trabalhos publicados.

BIBLIOGRAFIA

CENDRERO, O.; J. L. CORT. & E. DE CARDENAS (1981) - Revisión de algunos datos sobre la biología de la anchova, *Engraulis encrasicolus* (L.), del mar Cantrábico. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 6: 117-123.

- CHAPMAN, D. (1964) - Special Committee of Three Scientists. Final Report. *Rep. Int. Whaling Comm.* 14: 39-92.
- DJABALI, F.; R. MOUHOUB & F. HEMIDA (1988) - Résultats des travaux réalisés sur les stocks de sardine et d'anchois des côtes algéroises. *Rapport de la cinquième consultation technique du Conseil Général des Pêches pour la Méditerranée sur l'évaluation des stocks des divisions statistiques Baleares et Golfe du Lion*, FAO Fish. Rep.: 112-120
- D.G. P. A. (Direcção Geral das Pescas e Aquicultura) Estimativas de descargas. (1993-1998).
- ICES. (1997) - *Report of the working group on the assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy*. CM 1997 / Assess: 3- Advisory Committee on Fishery Management, 1996, Part 2 of 2 : 322-329 e 266-276.
- JUNQUERA, S. & G. PEREZ- GÁNDARAS (1993) - Population diversity in Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus* L. 1758) as revealed by multivariate analysis of morphometric and meristic characters. *ICES J. mar. Sci.*, 50: 383- 391
- JUNQUERA, S. (1986) - Changes in the Anchovy fishery of Bay of Biscay in relation to climatic and oceanographic variations in the North Atlantic. *Int. Symp. Long Term changes Mar. Fish Pop.*, Vigo: 543- 554.
- LOPEZ, C.S.J. (1991) - *Estudio de la diversidad poblacional de la Anchoa (Engraulis encrasicolus L. 1758) (Pisces, Engraulidae) mediante el analisis canonico de caracteres morfometricos y parametros biologicos*. Tesis doctoral, Universidad de Oviedo, Facultad de Biología, Departamento de B.O.S. (Zoología): 222 pág.
- PERTIERRA, J. P. (1987) - Crescimento del boquerón (*Engraulis encrasicolus* L., 1758) (Pisces, Engraulidae) de la costa catalana (Mediterráneo noroccidental. *Inv. Pesq.* 51 (2): 263- 275
- PRAGER, M., S. SAILA & C. RECKSIEK. (1987) - FISHIPARM: A Microcomputer Program for Parameter Estimation of Nonlinear Models in Fishery Science. *Old Dominion University Research Foundation, Tech. Rep.* 87/10.
- RÉ, P. (1984) - *Ictioplâncton da região central da costa Portuguesa e do Estuário do Tejo. Ecologia da postura e da fase plânctonica de Sardina pilchardus (Walbaum, 1792) e de Engraulis encrasicolus (Linné, 1758)*. Tese doutoral, Universidade de Lisboa:425 pág
- RÉ, P. (1986) - Ecologia da postura e da fase planctónica de *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) no estuário do Tejo. *Publicações do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre"*, 196: 1- 45
- RÉ, P. (1987) - Ecology of the planktonic phase of the anchovy, *Engraulis encrasicolus* (L.), within Mira estuary (Portugal). *Investigacion Pesquera*, 51, 581- 598
- RIBEIRO, R. G. L. G. (1991) - *Ecologia do ictioplâncton e reprodução da anchoa Engraulis encrasicolus (L.) (Pisces, engraulidae) no estuário do rio Mondego*. Tese doutoral, Universidade de Coimbra: 356 p.
- RIBEIRO, R.; J. REIS; F. GONÇALVES - Age structure and growth of adult anchovy *Engraulis encrasicolus* in a preferential spawning area (Mondego estuary). *Ciência Biológica. Ecology and Systematics in press*
- SANTAMARIA, M. T. G. (1998) - *Anchovy (Engraulis encrasicolus) otolith exange (1997- 1998)*. EFAN- cell no 3, preliminary report.
- VERA, J. P. (1992) - *Biologia Pesquera de la Anchoa, Engraulis encrasicolus del Litoral Catalan*. Tese doctoral, Barcelona. 105- 116.

PROPOSAL FOR THE USE OF AQUATIC MACROPHYTES TO REDUCE EUTROPHICATION IN PARK LAKES (PORTO - PORTUGAL)

José Moreira¹, Vítor Vasconcelos² & Sidónio Pardal³

- 1 - Escola Superior de Tecnologia e Gestão. Instituto Politécnico de Viana do Castelo.
Av^a do Atlântico, 4900 Viana do Castelo. Email: moreiraj@esoterica.pt
- 2 - (a) - Departamento de Zoologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
Pç Gomes Teixeira, 4050 Porto. Email: vmvascon@fc.up.pt. (b) - CECA-ICETA-
Instituto de Ciências e Tecnologias Agrárias e Agro-Alimentares - Campus Agrário de
Vairão - 4480 Vila do Conde
- 3 - Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da
Ajuda. 1300 - 596 Lisboa

Moreira, J. Vasconcelos, V. & Pardal, S. (1999). Proposta para o uso de macrófitos aquáticos na redução da eutroficação nos lagos dos Parques (Porto - Portugal). *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 217-227.

Com base em valores bibliográficos da produtividade primária líquida de macrófitas aquáticas e da composição química das macrófitas em fósforo e azoto, estima-se a capacidade de remoção de fósforo e de azoto de um sistema por colheita de macrófitas (valores mais prováveis: emergentes em clima temperado 90 Kg(P)/ha/ano e 450 Kg(N)/ha/ano e o dobro destes valores em clima tropical). Com estes valores é possível equacionar a possibilidade de utilizar sistemas de macrófitas no tratamento terciário de águas residuais, assim como na redução da eutrofia de pequenos lagos.

Fez-se um estudo de caso sobre a aplicação de sistemas de macrófitas na redução de eutrofia nos lagos do Parque da Cidade do Porto. Através de uma campanha analítica que decorreu em 1996, documentou-se o acentuado estado de eutrofia dos lagos. Durante o período estival verificou-se a dominância da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* que chega a atingir 99% do número de células do fitoplâncton. Estudou-se o balanço de fósforo e de azoto nos lagos, quantificando-se as principais entradas de fósforo e de azoto. Através de algumas medidas, nomeadamente, a expansão da área coberta por macrófitas e o fecho do circuito da água, fazendo-a passar pelos leitos de macrófitas, prevê-se que seja possível reduzir, durante o período estival, em 73% a entrada de fósforo mas em apenas 10% a entrada de azoto nos lagos. Apesar das medidas propostas não terem ainda sido concretizadas, aponta-se como método geral de redução e de

controle da eutrofia de pequenos lagos, a acoplagem de corredores húmidos (leitos de macrófitas) e a circulação da água, de modo a permitir a retenção de nutrientes nas macrófitas e diminuir o crescimento do fitoplâncton.

Palavras chave: Eutrofização, macrófitas, fósforo, zonas húmidas, lagos de parque

Moreira, J. Vasconcelos, V. & Pardal, S. (1999). Proposal for the use of aquatic macrophytes to reduce eutrophication in Park Lakes (Porto - Portugal). *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 217-227.

Based on bibliographic data of primary net productivity and on the macrophyte composition in phosphorus and nitrogen, we estimate the capacity of phosphorus and nitrogen removal by macrophytes mass harvesting (most probable figures: emergents in temperate climate 90 Kg(P)/ha/year and 450 Kg(N)/ha/year and the double of these figures in tropical climate). With these figures we can evaluate the pertinence of using macrophytes systems in tertiary treatment of wastewater, and also in the reduction of eutrophication in small lakes.

We made a study case of the use of macrophyte systems in the eutrophication reduction of the lakes of Porto Urban Park. We made an analytic campaign in 1996 to evaluate the eutrophic state of the lakes. During summer time there was a cyanobacteria dominance with *Microcystis aeruginosa* which reached 99% in number of cells of the total phytoplankton. The main inputs and outputs of phosphorus and nitrogen in the lakes were quantified. To reduce eutrophication we proposed to expand the area covered with macrophytes and to close the water circuit making the water pass through macrophyte beds. We estimate that, during summer, the phosphorus input can be reduced in 73%, but the nitrogen input only in 10%. Although the above measures have not yet been taken, we advance as a general method of reducing and controlling the eutrophication of small lakes the coupling of macrophyte beds and the water circulation which allows the nutrient retention in macrophytes and slows down the phytoplankton growth.

Keywords: Eutrophication, macrophytes, wetlands, phosphorus, park lakes

INTRODUCTION

The macrophytes – plants visible with the naked eye, used in aquatic environment to distinguish from phytoplankton - have been used as alternative of wastewater treatment, and their role on the water-quality improvement in aquatic ecosystems has been recognised (e.g. BRIX and SCHIERUP, 1989). In this work, we aim to evaluate, on a bibliographic basis, the potentiality of phosphorus

and nitrogen removal by macrophyte mass harvesting, having in mind the possibility of using macrophyte systems not only in tertiary wastewater treatment but also, on the eutrophication reduction in lakes. The potential capacity of phosphorus and nitrogen removal with macrophytes is estimated on the basis of primary net productivity and on their chemical composition of these nutrients.

The park lakes usually become eutrophic rapidly and the chemical treatments are effective only temporarily. We describe a study case of the use of macrophytes in the slowing of the eutrophication process of the lakes of an urban park.

ESTIMATE OF NUTRIENT REMOVAL CAPACITY BY MACROPHYTES

The aquatic macrophytes are among the most productive plants of the world, reaching figures close to or higher than the most productive agricultural plants (table 1). Multiplying the productivity values by the body content in phosphorus and nitrogen, in relative values (table 2) we obtain an estimation of the amount of those elements that can be removed by harvesting (table 3).

Table 1. Maximal community primary net productivity of macrophytes and some fast growing cultivated plants

Communities	Primary net productivity (Kg dry weight /m ² /year)	Reference
<u>Macrophytes</u>		
Emergents		
tropical climate	9	(a)
temperate climate	6	(b)
Eichornia crassipes		
tropical climate or in greenhouse	15	(c)
temperate climate	5	(d)
<u>Comparison communities</u>		
Sugar-cane, tropical climate	9	(a)
Tropical rain forest	3.5	(e)
Sugar-beet, temperate climate	5.8	(f)

Reference: (a) - Westlake (1963); (b) - Wetzel (1993); (c) - Larcher (1983); (d) Morand and Blake (1987); (e) - Whittaker and Likens (1975), (f) - Feio (1991).

Table 2. Macrophyte composition in phosphorus and nitrogen

Macrophytes	Phosphorus (P) (% dry weight)	Nitrogen (N) (% dry weight)
Emergents: <i>Typha</i> , <i>Phragmites</i>	0.1 - 0.7 (a)	0.5 - 3.5 (b)
Floating: <i>Eichornia crassipes</i>	0.1 - 1.7 (c)	1.0 - 4.0 (d)
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	0,2 - 1,8 (e)	1,1 - 5,4 (e)

Reference: Maximum figures from (a) Dykijová (1978) in *Typha latifolia*; (b) Greenway (1997) in *Phragmites australis* and *Typha spp*; (c) Aoi and Hayashi (1996); (d) Reddy and DeBusk (1987); (e) Hawes and Smith (1993).

Table 3. Potential capacity of phosphorus and nitrogen removal by macrophytes harvesting

Macrophytes	Phosphorus Kg(P)/ha/year	Nitrogen Kg(N)/ha/year
Emergents		
Temperate climate	20 - 90 - 490	100 - 450 - 2000
Tropical climate	40 - 180 - 670	200 - 900 - 2750
Eichornia crassipes		
Temperate climate	15 - 600	150 - 2000
Tropical climate	600 - 1200	2000 - 40000

Note: The figures in bold for emergent macrophytes were considered the most probable in fertile sites, and they were calculated assuming a net productivity of 3 Kg/m²/year (dry weight), in temperate climate and of 6 Kg/m²/year in tropical climate, and a phosphorus content of 0.3% and 1.5% for nitrogen.

STUDY CASE: THE LAKES OF THE URBAN PARK OF PORTO

1. INTRODUCTION

There are 3 lakes (fig. 1), referred here as A, B and C, in which the water flows from A, at higher level, to B and then to C. These lakes have a total area of 24900 m² and a water volume of 60650 m³.

The lakes form a central axis in the park, having an important role in the park image. However, the excessive growth of the phytoplankton reduces the water transparency and, in summer, gives the typical blue-green colour of cyanobacteria.

The aim of this field study was to define analytically the eutrophication state of the lakes and to propose some measures to reduce eutrophication.

We tried to detect and roughly quantify the main inputs and outputs of phosphorus and nitrogen in the lakes system. With this quantification of the nutrient sources we predicted the macrophyte mass that would be necessary to grow to achieve a significative reduction in the nutrients concentration and in this way, in the eutrophic state.

2. MATERIALS AND METHODS

In order to determine the eutrophication state of the lakes, we made an analytic campaign in the lakes between March and September 1996, with a rough monthly periodicity. Several chemical and physical parameters were analysed, namely phosphorous, nitrogen forms, oxygen, pH, visibility. The phytoplankton was identified to the species range whenever possible and its concentration quantified.

Phytoplankton was counted by the transect method with 25 ml chambers with inverted microscope (LUND *et al.*, 1958). Chlorophyll was extracted with acetone and quantified by spectrophotometry, according to STRICKLAND & PARSONS (1972).

Total phosphorus was analysed in non-filtered water, according to GOLTERMAN (1978). The following nitrogen forms - ammonia, nitrates and

nitrites - were analysed in filtered water according to STANDARD METHODS (1992). Some other analytical parameters were studied but they are beyond the scope of this paper.

We quantified in rough figures the main inputs and outputs of phosphorous and nitrogen in the lakes in a summer month (July), which functions as an indicator for the summer period. The water inputs and outputs were estimated with some simple methods like measuring the filling time of a known volume by springs. Some other inputs were estimated on a bibliographic basis and applied to the local characteristics, for instance, we counted the duck population and used bibliographic data of the faeces nutrient content (VOLLENWEIDER, 1971).

The most abundant aquatic macrophytes - macroalgae and spermatophytes - were identified.

3. RESULTS

The 3 lakes can be classified as eutrophic according to Wetzel (1993) (table 4). The phytoplankton density evolution is shown in figure 1.

Table 4. Classification of the trophic state of the lakes

Park lakes	Total Phosphorus $\mu\text{g(P)/l}$	Total Nitrogen mg(N)/l	Chlorophyll a mg/m^3	Secchi disk visibility m	Trophic state according to Wetzel (1993)
Lake A	32 - 116	> 2.5 - 10.3	1.4 - 80	> 0.5	Eutrophic
Lake B	54 - 109	> 0.5 - 6.0	8 - 46	0.5 - 3.0	Eutrophic
Lake C	32 - 1207	> 0.3 - 3.8	14 - 294	0.5 - 1.0	Eutrophic

Note: The numbers indicated are the minimum and maximum registered between March and September 1996.

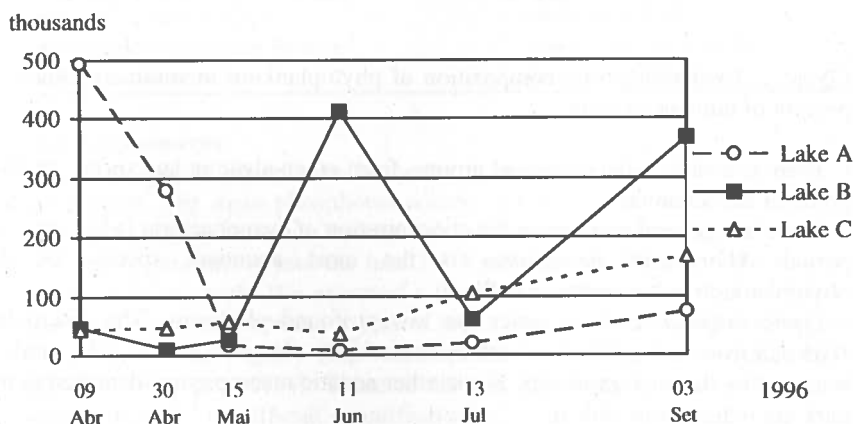


Figure 1. Phytoplankton density evolution during the campaign

The great number of phytoplankton cells in lake A, in April, is essentially due to Chlorococcales (99%), which are of very small size (Fig. 2).

In July there was a drastic reduction in the number of cells of phytoplankton in lake B due to a chemical treatment applied by the park administration in that lake (two applications of a mixture of the following compounds: NaOCl, CuSO₄, AlSO₄). However, this reduction on phytoplankton density was not enough to enhance the water transparency.

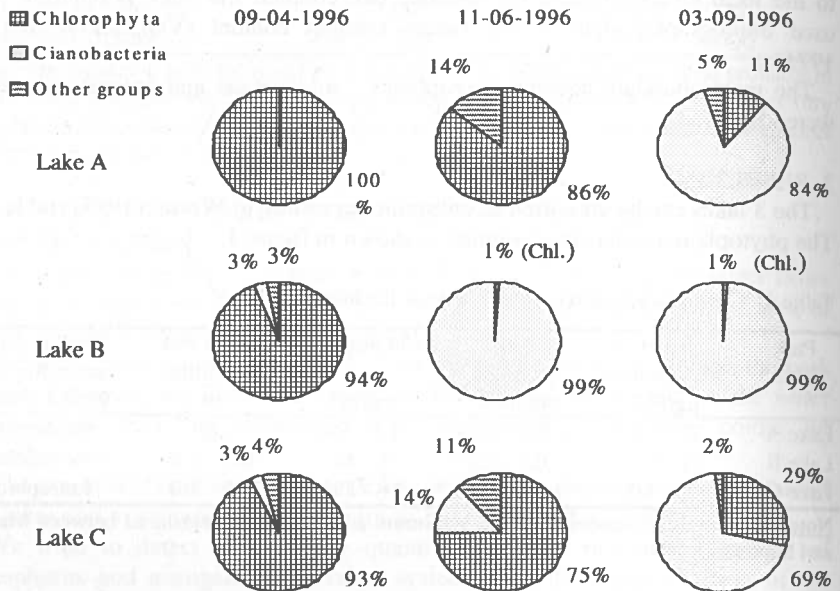


Figure 2. Evolution of the composition of phytoplankton in summer. Values in percent of number of cells.

There is a shift in the dominant groups, from green algae in late spring, to blue green in late summer.

There is a general increase in the concentration of cyanobacteria in the summer period. *Microcystis aeruginosa* is the most abundant species of the phytoplankton in late summer (table 5).

Typha latifolia tends to cover the low profound platforms. The macroalga *Hydrodictyon reticulatum* covers systematically the minor lake (A), and is removed by the park gardeners. Some other aquatic macrophytes identified in the park are indicated in table 6.

Table 5 Cyanobacteria species identified in the lakes

Phytoplankton	Density in number cells/ ml									
	Date	09-Apr-96			11-Jun-96			03-Sep-96		
	Lake	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Cyanobacteria		0	1393	1333	0	409095	5143	62937	366328	115054
<i>Dactylococcopsis acicularis</i>		0	45	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylococcopsis irregularis</i>		0	1348	917	0	0	0	10	0	39
<i>Merismopedia punctata</i>		0	0	0	0	0	0	644	0	625
<i>Merismopedia sp</i>		0	0	416	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia tenuissima</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	26968
<i>Microcystis aeruginosa</i>		0	0	0	0	409095	5143	62283	366328	87422

Table 6 Some aquatic macrophytes identified in the lakes

Species	Portuguese name
FLOATING	
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> (L.) Lagerh.	rede, rede-d'água
<i>Cladophora sp</i>	
<i>Lemna spp</i>	lentilha-d'água
EMERGENT	
<i>Arundo donax</i> L.	cana-da-índia
<i>Typha latifolia</i> L.	tábua-de-folha-larga
<i>Cyperus longus</i> L.	junça
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	caniço-malhado
<i>Paspalum vaginatum</i> Swartz	graminhão, alcanache
<i>Iris pseudacorus</i> L.	lírio-dos-pântanos

Nutrients sources

The total input of phosphorus in the lakes in summer was estimated to be 3.0 Kg(P)/month. The main phosphorus sources are the ducks faeces (by the food they gather outside the lakes and by the food given by the park administration and visitors) introducing into the lake 2.5 Kg(P)/month. In June, there were 120 individuals in the park. We assumed a permanent number of 100 ducks on the water, with a nutrients content in faeces intermediate between domestic and wild duck [25g(P) and 60g(N) /individual/month, according to works cited by VOLLENWEIDER (1971)]. There is also an additional internal source - the bottom sediment - of difficult quantification.

The main sources of nitrogen are gallery springs - 88 Kg(N)/month - of total inputs 93 Kg(N)/month. These springs are prior to the park and were channelled to the lakes.

4. DISCUSSION AND MEASURES PROPOSAL

The lakes are in an advanced eutrophic state.

To reduce the eutrophication we proposed a set of measures, represented in figure 3, that are based mostly on the use of macrophytes. It is also advisable as a first measure the reduction and control of the population of ducks. We proposed favouring the macrophytes settling in the minor lake (A), in new wetlands and shallow running water corridors. The calculations of phosphorus and nitrogen retention in macrophytes of those areas are shown in table 7.

Table 7. Estimate of phosphorus and nitrogen removal by macrophytes in the park lakes of Porto

Main macrophytes species	Potential removal		Macrophytes areas ha	Potential removal in the lakes		Expected effective removal		
	Kg/ha/year			Kg/year		Kg/month		
	P	N	P	N	P	N		
Typha latifolia	90	450	wetland:	0,1	9,0	45,0	0,3	1,5
			wet corridors:	0,13	11,7	58,5	0,7	3,3
H. reticulatum	180	600	lake A:	0,2	36,0	120,0	1,2	4,0
Total				0,43			2,2	8,8

Note: The phosphorus potential removal calculation is described in table 3 and precedents. For the alga *Hydrodictyon reticulatum*, in the absence of bibliographic data on productivity, it was assumed as reasonable figure 2 Kg dry weight/m²/year, according to productivity values of other macrophytes and a phosphorus composition of 0,9% (table 2). Knowing that maximal growth is not attained and that biomass is not totally harvested, we considered an effective nutrient removal of 30% in the wetland and lake A and of 50% in the wet corridors of the potential value. In winter the vegetative growth is interrupted or reduced, so we considered that it only occurs in 9 months.

With the growth of macrophytes (*Typha* and macroalgae, namely, *Hydrodictyon reticulatum* and *Cladophora*) in a total area of 4300 m², 2.2 Kg(P)/month can be held in the macrophytes body, which is around 73% of the monthly phosphorus input during summer. Applying the same calculation to nitrogen it can be expected the retention in macrophyte mass of 8.8 Kg(N)/month which is only about 10% of the monthly input of nitrogen in summer.

In fact, the objective is not the removal of nutrients but their retention in the macrophytes body, so that the nutrients won't be available to phytoplankton in the growing season. Anyway, it is necessary to make a periodic removal of macrophytes and sediment, otherwise the macrophytes beds and wetlands with decay become a source of nutrients to the water mass.

The water circulation leads to successive filtration and nutrient retention in the macrophyte beds and also allows water aeration and oxygenation by simple mechanical devices like passing through nets and waterfalls.

The reduction of the water concentration of phosphorus, plus the water flux are expected to slow down the phytoplankton growth and lead to green algae dominance, which are more edible to the zooplankton.

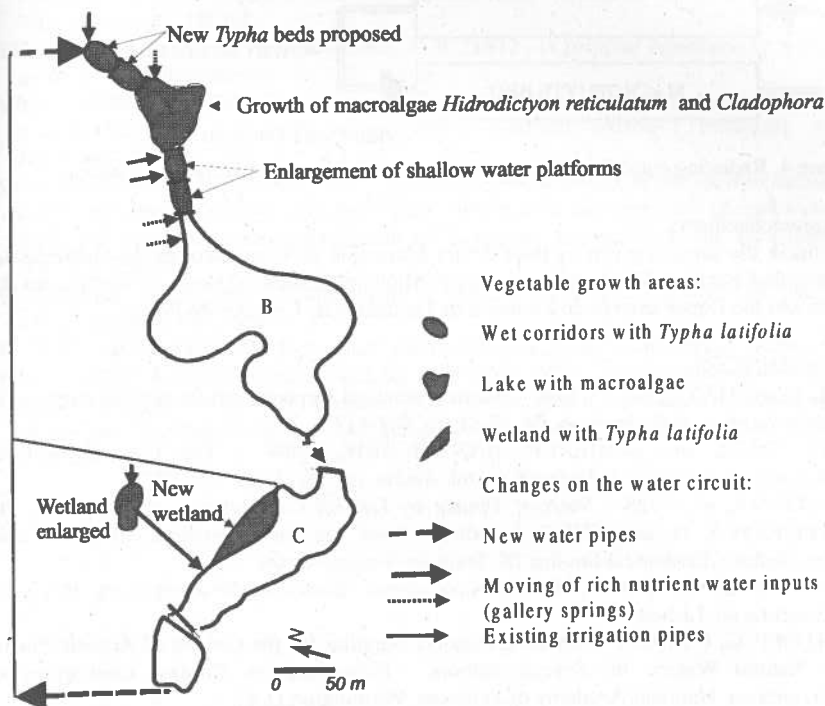


Figure 3. Measures to reduce eutrophication in the lakes of the urban park of Porto.

CONCLUSIONS

By expanding the area occupied by macrophytes in the lakes of the urban park of Porto, 73% reduction of the phosphorus input can be expected, in summer, which will slow down the eutrophication process. The verification of the success of macrophytes systems in the eutrophication reduction depends on the project and future works in the park. However, the theoretical results obtained permit to advance a general method of reduction, or at least, of slowing down the eutrophication process in small lakes.

Method proposal of eutrophication reduction in small lakes

The coupling of a macrophyte bed to the lakes leads to absorption and incorporation of nutrients by the plants mass (Fig. 4). The water flux counteracts the growth of phytoplankton and allows the retention of cells on the net of macrophyte aquatic roots and associated epiphytes.

The process has low maintenance needs and self-regulates since the growth responds to the available nutrient quantity in the environment.

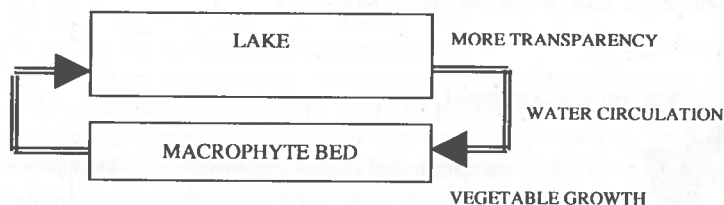


Figure 4. Reducing eutrophication method in small lakes with macrophyte systems

Acknowledgements

We thank the support given by the Câmara Municipal do Porto through the Gabinete do Parque da Cidade do Porto, by the Serviços Municipalizados de Águas e Saneamento do Porto and the Departamento de Zoologia da Faculdade de Ciências do Porto.

REFERENCES

- AOI, T. and HAYASHI, T., 1996 - Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). *Water Science & Technology*, **34**, (7-8), pp. 407-412.
- BRIX, HANS and SCHIERUP, HANS-HENRIK, 1989 - The Use of Aquatic Macrophytes in Water-pollution Control. *Ambio* vol. **18** (2) pp. 100-107.
- DYKYJOVÁ, D., 1978 - Nutrient Uptake by Littoral Communities of Helophytes. In DYKYJOVÁ, D. and KVET, J. (eds.) - *Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning*. Ecological Studies **28**. Springer-Verlag, Berlin.
- FEIO, MARIANO, 1991 - *Clima e Agricultura*. Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação, Lisboa.
- GERLOFF, G. C., 1969 - Evaluating Nutrient Supplies for the Growth of Aquatic Plants in Natural Waters. In: Several authors - *Eutrophication. Causes, Consequences, Correctives*. National Academy of Sciences, Washington D. C.
- GOLTERMAN, H. L. (editor) and CLYMO, R. S., 1978 - *Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters*. IBP Handbook **8**. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- GREENWAY, MARGARET, 1997 - Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. *Water Science & Technology*, **35**, (5), pp. 135-142.
- HAWES, IAN and SMITH, ROBERT, 1993 - Influence of environmental factors on the growth in culture of a New Zealand strain of the fast spreading alga *Hydrodictyon reticulatum* (water-net). *Journal of Applied Phycology*, **5**, pp.437-445.
- LARCHER, W., 1983 - *Physiological Plant Ecology*. Springer-Verlag, Berlin.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C. and LECREN, E. D., 1958 - The inverted microscope methods of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia* **11**: pp. 143-170.
- MITSCH, W. J., 1995 - Restoration of our lakes and rivers with wetlands - an important application of ecological engineering. *Water Science & Technology* vol. **31** (8), pp. 167-177.
- MORAND, PH., and BLAKE, G., 1987 - Balance on floating aquatic plants in France. In GRASSI, G.; B. DELMON; J. MOLLE and H. ZIBETTA (eds.) - *Biomass for energy and industry*. 4th Economic Community Conference. Elsevier Applied Science, London e New York.

- REDDY, K. R. and DEBUSK, T. A., 1987 - State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Water Science & Technology* vol. 19 (10), pp. 61-79.
- STANDARD METHODS, 1992, [GREENBERG, ARNOLD E.; CLESCERI, LENORE S. and EATON, ANDREW D. (eds.)]. APHS American Public Health Association, AWWA - American Water Works Association, WEF - Water Environment Federation, Washington DC. 18th Ed.
- STRICKLAND, J. D. H. and PARSONS, T. R., 1972 - *A practical handbook of seawater analysis*. Fish. Res. Board Can. 167, 311 pp.
- VASCONCELOS, VÍTOR M., 1991 - Species composition and dynamics of the phytoplankton in a recently commissioned reservoir (Azibo / Portugal). *Arch. Hydrobiol.* 121 pp. 77-78.
- VOLLENWEIDER, RICHARD, 1971 - *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication*. Organisation for Economic Co-operation and Development (OCDE), Paris.
- WESTLAKE, D. F., 1963 - Comparisons of Plant Productivity. *Biol. Rev.* 38, pp. 385-425. Cambridge Phil. Soc.
- WEITZEL, ROBERT G., 1993 - *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- WHITTAKER, ROBERT H. and LIKENS, GENE E., 1975 - *The Biosphere and Man*. In LIETH, HELMUT and WHITTAKER, ROBERT H. (eds.) - *Primary Production of the Biosphere*. "Ecological Studies" 14. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

PROJECTO "O MUNDO RURAL E A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA"

M.^a da Conceição Colaço^{1*} & Cristina Garrett²

¹ Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, I.S. Agronomia, Tapada da Ajuda, 1399 Lisboa Codex Portugal

² Instituto de Promoção Ambiental (IPAMB), Rua do Século, 63, 1200 Lisboa

Colaço, M. C. & Garrett, C. (1999) Project "Rural heritage and Nature Conservation". *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 229-234.

The project "Rural heritage and Nature Conservation" resulted from a protocol between the "Institute of Environmental Promotion (Instituto de Promoção Ambiental)" and the "Faculty of Agriculture and Forestry (Instituto Superior de Agronomia)". Its main goal is to teach urban and suburban schoolchildren the importance of a sustainable approach to agriculture and forestry. Concepts are illustrated using goods children are familiar with, by explaining their origin, manufacturing processes, and the relation of the latter to issues of sustainability. The project is runned at a privileged location, "Tapada da Ajuda", a green area in the center of Lisbon devoted to agriculture and forestry research and teaching.

Keywords: Environmental education, rural heritage, conservation.

Colaço, M. C. & Garrett, C. (1999). Projecto "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza". *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 229-234.

O projecto "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza" iniciou-se em 1996, resultante dum protocolo entre o Instituto de Promoção Ambiental (IPAMB) e o Instituto Superior de Agronomia (I.S.A.). Este Projecto destina-se à divulgação da importância da gestão sustentada das explorações agrícolas e florestais, tendo como público alvo a população escolar do ensino básico da área da Grande Lisboa. Pretende-se contribuir para a Educação Ambiental deste público tipicamente urbano e suburbano, partindo de produtos de consumo familiares às crianças, explicando-lhes a sua origem, processos produtivos associados e aspectos de conservação. O projecto desenvolve-se na Tapada da Ajuda (I.S.A.), local privilegiado localizado no centro de Lisboa e

reservado a actividades relacionadas com o meio agrícola e florestal.

Palavras Chave: Educação ambiental, mundo rural, conservação.

Desde Janeiro de 1996, a Tapada da Ajuda, em Lisboa, tem sido palco de um projecto de Educação Agro-Ambiental denominado "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza". Este projecto resulta de um protocolo de colaboração entre o Instituto de Promoção Ambiental (IPAMB) e o Instituto Superior de Agronomia (I.S.A.). O primeiro financia - através do Programa Operacional do Ambiente (POA) - e organiza as várias campanhas temáticas, disponibilizando o I.S.A. o espaço físico (a Tapada da Ajuda), o centro de coordenação das visitas e o apoio logístico sediado no "Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves".

Até 1999, o projecto promove 10 campanhas temáticas que consistem numa exposição e num percurso exterior para cada tema. Cada uma destas actividades é complementada com documentação de apoio tanto para os alunos como para os professores. As visitas são guiadas por monitores, maioritariamente alunos do I.S.A., que após selecção, realizam uma pequena acção de formação sobre temas como pedagogia, animação de grupos, primeiros socorros, psicologia infantil e informação técnica sobre cada uma das campanhas temáticas.

O objectivo central do projecto é o de motivar a população escolar (ensino básico) da área da Grande Lisboa, aproveitando a existência da Tapada da Ajuda, para discutir, reflectir e aprender sobre as relações entre agricultura e ambiente permitindo aos alunos um contacto directo com diversas componentes dos sistemas agrícolas e florestais.

As campanhas temáticas têm como matriz os produtos de consumo conhecidos dos alunos, a análise da sua origem e produção, daí partindo para os sistemas ambientais a elas associados. A partir destes elementos são abordadas as questões mais relevantes quanto à contribuição das actividades agrícolas para a Conservação das Natureza (Tabela 1).

Tabela 1 – Produto, sistema produtivo.

Produto	Sistema Produtivo
"O Pão"	Seara de trigo
"A árvore e o papel"	Floresta de produção
"A galinha ou o ovo?"	Avicultura. A ave nos sistemas rurais.
"A sopa de pedra"	Horticultura. Sementes e propágulos.
"O Mel"	Apicultura. Produção de plantas melíferas.
"Produtos Tropicais"	Sistemas agrícolas tropicais.
"Água"	A água na agricultura.
"O porco às avessas"	Montados de sobro e azinho.
"As frutas"	Pomares e vinhas
"O leite e a vaca"	Pecuária

CAMPANHAS TEMÁTICAS EM FUNCIONAMENTO

Desde Outubro deste ano, encontram-se em funcionamento quatro campanhas temáticas: "A Sopa de Pedra", "A Galinha ou o Ovo", "O Mel" e "Os Produtos Tropicais".

"A SOPA DE PEDRA"

O tema desenvolve-se a dois níveis:

- a) durante todo o ano lectivo, decorrem visitas escolares semelhantes a todos os outros temas, isto é, visita à exposição seguida de uma actividade exterior;
- b) de Março a Junho, desenvolvem-se hortas pedagógicas dentro da Tapada da Ajuda com algumas escolas mais próximas, em terrenos disponibilizados pelo Departamento de Agricultura.

Este tema é um ponto de partida para se apresentar a horticultura e a importância dos produtos hortícolas na alimentação humana. Pretende-se que os alunos reconheçam a origem hortícola de alguns produtos utilizados na alimentação, identificando as plantas e qual a parte destas que se utiliza, quais as principais formas de reprodução/propagação das plantas e o modo como se promove a sua produção agrícola. Na actividade exterior pretende-se que se consolidem alguns aspectos anteriormente apresentados na exposição como a identificação dos diferentes seres vivos que estão associados à horta reconhecendo o seu papel na produção e no ecossistema agrícola, assim como os diferentes utensílios, algumas operações culturais e qual a sua utilidade.

Quando decorrem as hortas pedagógicas, todos estes objectivos são desenvolvidos.

"O MEL"

Este tema é o único que não se desenrola na Tapada da Ajuda mas sim no Jardim Botânico da Ajuda, pertença do I.S.A..

A abordagem a este tema faz-se em três blocos: i) actividade exterior no "jardim dos aromas", onde se desperta o interesse para as abelhas, fala-se da sua tarefa fundamental da recolha de néctar nas flores para produzirem mel, e da forma como as flores chamam a atenção das abelhas; ii) no interior, através de uma exposição, desenvolvem-se aspectos ligados ao mel, à cera e outros produtos fabricados pelas abelhas, e à biologia das abelhas, focando em especial a estrutura das colónias/enxames, a divisão do trabalho e a comunicação; iii) novamente no exterior, consolidam-se os conhecimentos sobre a comunicação das abelhas, simulando a sua dança e a procura da flor mais indicada para uma "boa" recolha de néctar.

“A GALINHA OU O OVO?”

Esta campanha aborda o tema das aves, a sua utilidade para o Homem e o seu papel como parte integrante da natureza. Todo este tema decorre ao ar livre, iniciando-se com um pequeno jogo de pista que resulta na “recolha” pelas crianças de um conjunto de informação descritiva da biologia, ecologia e curiosidades sobre algumas espécies de aves facilmente observáveis e identificáveis na Tapada da Ajuda. Estas informações servem de ponto de partida para um percurso orientado para a observação directa e indirecta das aves em diferentes habitats, com o auxílio de binóculos e guias de campo.



Fig. 1 – Jogo de pista “A Galinha ou o Ovo?”

“OS PRODUTOS TROPICAIS”

A exposição “A Rota do Chalçaçufé” aborda a zona inter-tropical do planeta a partir de cinco produtos temáticos – Chá, Algodão, Cacau, Açúcar e Café. Recorrendo a sílabas de cada um destes produtos, forma-se a palavra “Chalçaçufé”. Estes produtos foram escolhidos porque estão constantemente presentes no nosso quotidiano e são culturas de alto rendimento. Pretende-se com esta campanha caracterizar a zona inter-tropical no planeta e a origem de alguns dos produtos tropicais, identificar possíveis utilizações de produtos de origem tropical na dieta humana, reconhecer a importância dos descobrimentos na disseminação da flora tropical, compreender alguns dos processos básicos de transformação, desde a colheita até ao produto final, e por fim compreender a importância de um dos principais ecossistemas tropicais – a floresta tropical húmida – para a conservação da natureza à escala global.

A actividade exterior decorre numa estufa onde além de se encontrarem algumas plantas tropicais, pretende-se sobretudo dar uma imagem aproximada da realidade da zona intertropical.

CARÁCTER DEMONSTRATIVO

Este projecto assume em alguns aspectos um carácter experimental. Desde a sua concepção, o projecto quis chamar a atenção para a importância das actividades produtivas (e, necessariamente, da sua boa gestão) no meio rural, como factor positivo para a conservação da natureza. Deste modo, a abordagem é feita pela lógica da gestão da produção e do consumo racional/sustentável.

A ligação ensino superior/investigação científica ao ensino básico é outro dos aspectos experimentais do projecto. Para se abordarem os temas pela lógica já referida, muito contribui o apoio fornecido por docentes e investigadores do I.S.A. (com maior incidência nos investigadores do CEABN), que são confrontados com a necessidade de transmitir alguma informação científica actualizada e aprofundada com que estão a trabalhar, de uma forma simples, acessível e correcta. Para o projecto tem sido uma oportunidade aceder por vezes a informações novas, transformadoras de ideias pré-concebidas e enriquecedoras de assuntos comuns, ligados ao dia-a-dia.

Para os alunos do I.S.A. envolvidos como monitores no projecto, tem significado não só a possibilidade de uma compensação monetária complementar à actividade de discente, como também a aprendizagem de conteúdos por eles já explorados nas matérias curriculares do I.S.A. mas com uma ligação bastante mais aprofundada à temática ambiental. Toda esta experiência de carácter profissional e humano, com alunos de diversos estratos sociais, com visitas de estudo de grupos especiais como deficientes visuais, deficientes mentais, grupos com dificuldades de aprendizagem, são elementos muito gratificantes.



Fig 2 – A Tapada dá uma ajuda...

O PROJECTO EM NÚMEROS

A população-alvo do projecto são os alunos do Ensino Básico da área da grande Lisboa. Verifica-se porém que mais de 80% das visitas pertencem a escolas do 1º Ciclo.

Desde o início do projecto já foram efectuadas mais de oitocentas visitas significando um número de alunos superior a vinte e três mil (Tabela 2).

Tabela 2 - N° de visitas e de alunos por campanha temática durante os anos de 1996 a Junho de 1998

TEMA	1996/1997		Jan. - Jun. 98	
	N° Visitas	N° Alunos	N° Visitas	N° Alunos
O Pão	144	3428	--	--
A Árvore e o Papel	261	6837	66	2200
A Galinha ou o Ovo?	31	784	58	2041
A Sopa de Pedra	64	1621	93	3200
O Mel	--	--	87	3245
Totais	500	13.670	304	10.686

É de referir que no período de Out/Nov/Dez de 1998 mais de 3800 crianças visitaram os quatro temas em funcionamento.

LISTA DE PUBLICAÇÕES SOBRE O PROJECTO

- BERNAL CASTELLÓ, A.P. (1998) *Evaluación de dos campañas temáticas en el ámbito del proyecto "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza"*, Relatório do Trabalho Final de Curso Engenharia Florestal, UTL, I.S.A., Lisboa.
- COLAÇO, M.C. (1998) Relatório semestral de Janeiro a Junho do Projecto "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza", IPAMB, CEABN.
- GARRETT, C. (1997) Relatório de Progresso do Projecto "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza", IPAMB
- GARRETT, C. (1999), Relatório de Progresso - Dezembro 1998 do Projecto "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza", IPAMB
- GARRETT, C. "Textos de Apoio ao professor das campanhas temáticas, "A Sopa de Pedra", "O Mel", "Os Produtos Tropicais", "A Galinha ou o Ovo?", IPAMB

NOVAS QUESTÕES NOS PROCESSOS DE DECISÃO EM DEMOCRACIAS PARTICIPATIVAS

Lia T. Vasconcelos* & M.Graça Martinho*

* ltv@mail.fct.unl.pt; * mgm@mail.fct.unl.pt

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, FCT / Universidade Nova de Lisboa
2825 Monte da Caparica, PORTUGAL

Vasconcelos, L. T. & Martinho, G. (1999). Novas questões nos processos de decisão em democracias participativas. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 235-240.

A crescente complexidade da nossa sociedade exige que o ecologista frequentemente opere em contextos de grande ambiguidade e incerteza, para os quais formas tradicionais de abordagem se revelam inadequados. Este artigo foca-se nesta problemática, afluindo a evolução de diversos factores ao nível da estrutura conceptual que para tal contribuíram.

Palavras Chave: contextos complexos, participação, uso do conhecimento, papel do especialista

Vasconcelos, L. T. & Martinho, G. (1999). New questions in the decision process in participating democracies. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 235-240.

The growing complexity of our society nowadays, requires that the ecologist often works in contexts of great ambiguity and uncertainty, for what traditional approaches reveal to be inadequate. This paper focus in this issue analysing the contribution of the trends of several factors at the level of our conceptual structure.

Keywords: complex contexts, participation, knowledge use, specialist role.

"My intend here is to explore a diagnosis for at least some of the world's present political ills and to think about a cure. The diagnosis is that many of these ills have much to do with the decline of once-confident and still pervasive forms of rationality"

Dryzek, 1990

Grande parte dos problemas sentidos pelos especialistas no exercício da sua profissão estão ligados ao conceito de racionalidade e a implicações de neutralidade, que se tornaram obsoletas, face a situações que hoje têm de enfrentar. De facto, a crescente complexidade dos problemas, seja devido a um maior conhecimento, ou a escalas mais abrangentes de intervenção, ou mesmo à pluralidade de interesses, tem necessariamente vindo a questionar e a desafiar formas de actuação tradicionais, nomeadamente o perfil de neutralidade frequentemente assumido pelo técnico nestas andanças.

Que perfil assumir? Como actuar? Afinal qual deve ser eticamente a posição do profissional nos dias de hoje?

O objectivo da presente comunicação é abordar as origens desta situação, identificar o cerne do problema e delinear algumas pistas para reflexão.

A DOMINÂNCIA DO MODELO CIENTÍFICO

O sonho da razão nas decisões públicas caracterizou o século XVIII, tendo sido reforçado pelo positivismo do século XIX. A ideia central é que “o conhecimento substituiria a política”. Entre outros requisitos, abandonar-se-ia a “ambiguidade” e “as especulações da teologia metafísica”. A gestão científica do século XX, na indústria e no governo, que se torna especialmente significativa antes da Segunda Guerra Mundial, reforça a promessa deste positivismo lógico.

Toda esta evolução acaba por ter implicações nas ciências sociais nos anos cinquenta e sessenta. Isto leva TORGERSON em 1986 a afirmar a necessidade de “moldar as ciências sociais nas formas concebidas no positivismo das ciências naturais”.

Esperava-se que os políticos utilizassem o conhecimento da investigação na tomada de decisões, à semelhança do que acontecia com os cientistas que usavam evidência empírica para testar hipóteses. Em contrapartida, o trabalho de especialistas era suposto ser absolutamente objectivo.

Nesta linha, as burocracias foram elaboradas para serem instrumentos impessoais para a realização de fins definidos pelos políticos, e as suas regras eram as mesmas que as de análise custo-benefício. Isto implica que as políticas alternativas são escolhidas na base do utilitarismo, sendo a utilidade o equilíbrio dos benefícios face aos custos, baseado na racionalidade instrumental¹.

A Ciência Social ao serviço do melhoramento da sociedade é procurada por um grupo crescente de especialistas usando o modelo científico de uso do conhecimento. Isto está bem patente no desenvolvimento e aplicação de técnicas, tais como avaliação e planeamento de programas, análise de sistemas, estudos de custo-benefício, base de dados, modelos computacionais de larga escala (INNES, 1990).

¹ Opções e instituições são julgadas e justificadas como instrumentos para resolver problemas bem definidos de acordo com objectivos dados.

INADEQUAÇÃO DO MODELO CIENTÍFICO

POPPER (1966), reconhecendo as limitações do utilitarismo em contextos pluralistas, argumenta que o sucesso da racionalidade instrumental exige uma livre e vasta conjectura e criticismo, numa sociedade aberta e baseada no pluralismo democrático. Tudo isto, acrescenta, devido ao conhecimento imperfeito, único possível num mundo de complexidade e incerteza.

Esta opção implica a geração e disseminação máxima de informação sobre políticas públicas, sujeitas a escrutínio público aberto e debate. Numa sociedade pluralista, os grupos de interesse são considerados necessários visto que estabelecem a ligação entre o estado e os cidadãos, induzem a uma maior utilização de conhecimento, criam redes informativas, ajudam a educar cidadãos em assuntos públicos, e permitem o desenvolvimento de políticas interactivas (LINDBLOM & COHEN, 1979).

O modelo tradicional, conhecido como científico, começou a ser largamente questionado nos anos setenta, e algumas das suas limitações revelaram-se. Entre elas, o reconhecimento de que a análise de custo-benefício, embora boa em comparar custos, não diz quais as acções que se devem seguir (RIVLIN, 1971). Mais, esta técnica apoia-se num intrincado esquema de valores implícitos e pressupostos atingindo frequentemente grande complexidade.

Isto resulta em que opções racionais acabam por serem insuficientes para explicar adequadamente as decisões, dependendo as conclusões da análise racional dos pressupostos e estrutura conceptual.

Nesta linha crítica, a ideia de que os dados sociais são neutros é posta em causa. Entre os críticos, Tribe constata que "a análise tem frequentemente como objectivo não só ajudar o decisor a escolher o curso de acção, mas também em persuadir outros da justificabilidade e sabedoria da sua escolha" (TRIBE, 1972,1973), sugerindo que a "política veste a máscara do conhecimento" (TORGERSON, 1986).

Esta crítica vai despoletar uma reflexão substancial, e aparecem várias teorias numa tentativa de explicar as limitações ao uso do conhecimento, como, por exemplo, a teoria das duas comunidades, que infere que os cientistas e os decisores pertencem a duas culturas distintas, com valores e incentivos diferentes.

Entre as conclusões identificam-se aqui algumas consideradas extremamente relevantes para compreender o papel do especialista, nomeadamente o ecologista no exercício da sua actividade, e que aparecem frequentemente escamoteadas nos processos de decisão, criando grande insegurança aos especialistas envolvidos, responsáveis por darem pareceres técnicos aos decisores.

(1) A definição do problema configura a acção política;

A literatura oferece regras para resolução do problema, baseada em conhecimento factual, mas não para a definição do problema, que exige a identificação dos objectivos com base nos valores (INNES, 1990).

(2) O conhecimento comum é legítimo e central no processo;

Grande parte do conhecimento que aparece nos processos de decisão é conhecimento comum, no sentido em que é produzido pelas mesmas técnicas de especulação e verificação causal (LINDBLOM & COHEN, 1979), considerando-o legítimo e central, inclusive na resolução de problemas (INNES, 1990).

(3) O conhecimento socialmente construído é mais influente;

O conhecimento socialmente construído, como resultado de interacção e comunicação dentro de um grupo, gerando, analisando, criticando, debatendo, legitimando e usando dados e conceitos.

Daqui se infere a importância assumida por coligações de interesse, "integrando pessoas com uma variedade de posições, que partilham um sistema de crenças comuns e demonstram um grau de coordenação de actividades ao longo do tempo". A observação destas coligações levou Sabatier a concluir que "a partilha de crenças comuns fornece o ingrediente essencial para as políticas" (SABATIER, 1988).

Face a este novo contexto como tomar decisões técnicas complexas, satisfazendo simultaneamente os interesses, criando soluções possíveis num contexto complexo de poder partilhado. O problema é tomar decisões técnicas complexas em contextos multiobjectivos, com vários agentes, interesses e agências envolvidas, sob crescente escrutínio público.

A nova realidade é um mundo de poder fragmentado, "no one in charge" (BRYSON *et al*, 1992), caracterizado pela complexidade e incerteza, no qual os factos são interpretados e não neutros, e em que o conhecimento comum deve assumir grande destaque.

Os problemas enfrentados são frequentemente os ditos não ou semi-estruturados, identificados por Rittel e Weber com perversos (e.g., a localização de uma autoestrada, a modificação de um programa curricular). Isto é, problemas que não têm uma formulação definitiva, não existe uma solução única, a sua ocorrência tem uma multitude de explicações que condicionam a natureza da solução (RITTEL & WEBER, 1973).

A selecção e definição do problema não é neutra, mas implica escolhas feitas com consequências importantes para a acção (INNES, 1990). Por outro lado, não podem ser separadas, pois a solução está directamente ligada à definição do problema. Aqui surge o dilema, pois o modelo científico não fornece regras para a definição do problema.

Debrucemo-nos agora sobre um exemplo de um problema perverso. O caso das localizações de infraestruturas. Decisões sobre localizações, se bem que encaradas como problemas exclusivamente técnicos, não o são, uma das razões fundamentais é o facto de não serem problemas de solução única.

De facto, este tipo de problemas, nos contextos acuais de grande complexidade e incerteza traz situações de grande ambiguidade, gerando grandes conflitos. "A natureza e intensidade do conflito transforma-se substancialmente quando o debate se transfere de assuntos tecnológicos e fiscais para questões geográficas de localização" (LAKE, 1987).

O conflito resulta da "emergência inevitável de debates políticos não resolvidos, que foram ignorados em fases iniciais" e da tentativa de separar a ciência "objectiva" das políticas. Isto resulta do facto de frequentemente os planeadores e constructores retratarem o planeamento e a localização de infraestruturas com base num (processo) objectivo e científico. O processo contudo está longe de ser objectivo e neutro, mas "integra inúmeras decisões políticas e julgamentos de valor" (LAKE, 1987).

Em suma, decisões sobre a localização não são exclusivamente técnicas, mas implicam outros aspectos: valores, interesses e risco. Portanto a decisão tem de integrar valores e interesses de um grupo de pessoas sujeitas directa ou indirectamente aos efeitos das várias alternativas de localização".

Para lá chegar é essencial um processo interactivo de desenvolvimento de consenso desde fases iniciais do processo, envolvendo efectivamente todos os interesses em presença.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os problemas com que hoje os ecologistas se deparam e aos quais têm frequentemente de dar pareceres técnicos, situam-se nos tais problemas reversos. Visto hoje os contextos se caracterizarem por grande complexidade e incerteza, estes problemas considerados exclusivamente técnicos evidenciam uma grande ambiguidade, para a qual o tradicional perfil de técnico neutro não se adequa.

Aqui dois grandes desafios são postos ao ecologista. O primeiro, a sua responsabilidade de intervenção devido a um conhecimento que o torna consciente das consequências das opções seleccionadas. O segundo, que resulta do primeiro de alguma forma, o abandono de uma postura gritantemente neutra para o assumir da sua responsabilidade social.

BIBLIOGRAFIA

- BRYSON, JOHN M.; CROSBY, BARBARA C. (1992). *Leadership for the Common Good. Tackling Public Problems in a Shared-Power World*. Jossey-Bass Publishers, San Francisco, USA.
- DE NEUFVILLE, JUDITH INNES (1987). Knowledge and Action: Making the Link. *Journal of Planning Education and Research*, 6: 86-92.
- DRYZECK, JOHN S. (1990). *Discursive Democracy. Politics, Policy, and Political Science*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- INNES, JUDITH (1995) *The Role of Information in Communicative Planning*. Paper presented at the Annual Conference of the AESOP, Aug.16-19, Glasgow, Scotland, GB.
- INNES, JUDITH (1990). *Knowledge and Public Policy. The Search for Meaningful Indicators*. Second Edition. Transaction Publishers, New Brunswick, New Jersey, USA.
- LAKE, ROBERT W. (Ed.) (1987). *Resolving Locational Conflict*. Center for Urban Policy Research, Rutgers - The State University of New Jersey, USA.

- LINDBLOM, CHARLES E. (1986). Who Needs What Social Research for Policymaking? *Knowledge: Creation, Diffusion, Utilization*, 4: 345-366.
- LINDBLOM, CHARLES E.; COHEN, DAVID K. (1979). *Usable Knowledge. Social Science and Social Problem Solving*. Yale University Press, New Haven, USA.
- POPPER, KARL R. (1966). *The Open Society and Its Enemies*. Routledge and Kegan Paul London, England.
- RITTEL, HORST W.J.; WEBBER, MELVIN M. (1973). Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences*, 4: 155-169.
- RIVLIN, ALICE M. (1971). *Systematic Thinking for Social Action*. Washington D.C. The Brookings Institution.
- TORGERSON, DOUGLAS (1986). Between Knowledge and Politics: Three Faces of Policy Analysis. *Policy Sciences*, 19: 33-59.
- TRIBE, LAURENCE H. (1972). Policy Science: Analysis or Ideology? *Philosophy and Public Affairs*, 2: 66-110.
- TRIBE, LAURENCE H. (1973). Technology Assessment and the Fourth Discontinuity: The Limits of Instrumental Rationality. *Southern California Law Review*, 46: 617-660.
- VASCONCELOS, LIA T.; MARTINHO, GRAÇA (1998). Questões na Percepção de Conflitos. Infraestrutura de resíduos. *Revista Biol. (Lisboa)*, 16:295-303
- VASCONCELOS, LIA T. (1996). The Use of Information and Interactive Processes in Growth Management: The Case of the New Bridge Controversy. PhD Thesis, Universidade Nova de Lisboa, Portugal
- VASCONCELOS, L. T.; REIS, A. (1996). Building New Institutions for Strategic Planning: Transforming Lisbon into the Atlantic Capital of Europe. In: Patsy Healey *et al.* (Eds.), *Making Strategic Plans - Innovation in Spatial Planning in Europe*, Chapter VI. UCL Press, London, England.
- VASCONCELOS, L.T. (1993). *Difficulties in Integrating "Hostile" Data in Environmental Decisions: the Case of The New Bridge over the Tagus River*. Paper presented at the 35th Annual Meeting of Association of Collegiate Schools of Planning, Philadelphia, Pennsylvania, USA.

DINÂMICA DO AZOTO NO SAPAL DO RIO MONDEGO

Paula Castro & Helena Freitas

Departamento de Botânica da Faculdade de Ciências e Tecnologia,
Universidade de Coimbra. 3000 Coimbra

Castro, P & Freitas, H. (1999). Dinâmica do azoto no sapal do rio Mondego. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 241-247.

As frequentes descargas de efluentes industriais, urbanos e agrícolas no sapal do rio Mondego, Figueira da Foz, têm contribuído para o aumento das concentrações de nutrientes azotados e, conseqüentemente, à eutrofização deste sistema. *Spartina maritima* (Curtis) Fernald é uma das halófitas mais abundantes do sapal do rio Mondego, desempenhando uma acção fundamental na dinâmica de nutrientes do sistema.

Numa zona eutrofizada do sapal, procedeu-se ao estudo mensal, ao longo de um ano, da partição de azoto (NH_4^+ , NO_3^- e N total) em *Spartina maritima*. O azoto perdido por esta espécie foi quantificado a partir da recolha periódica de folhas mortas. Estes elementos foram igualmente analisados mensalmente em amostras de solo e água.

O ião NO_3^- verificou-se ser preferencialmente transportado e acumulado nas folhas. Observaram-se concentrações mais elevadas em folhas jovens, aumentando nos meses de Verão (máximo de $80 \mu\text{mol.g}^{-1}$). O ião NH_4^+ apresentou um comportamento oposto, acumulando-se em folhas senescentes. Neste caso, os valores variaram entre $0,5 \mu\text{mol.g}^{-1}$ e $12,6 \mu\text{mol.g}^{-1}$. Raízes e rizomas apresentaram concentrações semelhantes aos das folhas. O azoto total, quantificado nas folhas, apresentou concentrações mais elevadas em folhas mais jovens durante os meses de Fevereiro a Abril (2mmol.g^{-1}), diminuindo acentuadamente no Verão ($0,5 \text{mmol.g}^{-1}$).

Palavras chave: Azoto, Sapal, *Spartina maritima*.

Castro, P & Freitas, H. (1999). Nitrogen dynamics in the Mondego salt marsh. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 241-247.

The Mondego salt marsh is located in Figueira da Foz in the centre of Portugal. As in many other european estuaries, the discharges of industrial, urban and agricultural effluents are enhancing the eutrophication of this ecosystem. *Spartina maritima* is an abundant halophyte in the Mondego salt marsh

where it plays a key role in nutrient recycling process and organic matter renovation.

In order to understand N dynamics, NH_4^+ , NO_3^- and total N, were monthly measured, in water, soil and in plants of *Spartina maritima*. Nitrogen losses were monthly quantified in dead leaves.

NO_3^- was preferentially accumulated in leaves. Higher concentrations were observed in young leaves, with a maximum in summer ($80 \mu\text{mol.g}^{-1}$). On the contrary, NH_4^+ was mainly accumulated in senescent leaves. Values varied between $0.5 \mu\text{mol.g}^{-1}$ and $12.6 \mu\text{mol.g}^{-1}$. Similar concentrations were found in roots, rhizomes and leaves. Total N, measured in leaves, was higher in younger leaves, from February to April (2mmol.g^{-1}), decreasing in the summer (0.5mmol.g^{-1}).

Key words: Nitrogen, Salt marsh, *Spartina maritima*

INTRODUÇÃO

A importância do ciclo do azoto para a dinâmica dos sistemas estuarinos e fenómenos de eutrofização associados, justificam o seu estudo do azoto em plantas do sapal, os quais são importantes para a reciclagem de nutrientes e depuração destes ecossistemas.

Spartina maritima (Curtis) Fernald é uma halófito abundante no sapal do rio Mondego onde, desempenha uma acção acrescida na reciclagem e renovação da matéria orgânica deste sistema.

Para melhor compreender a dinâmica do azoto (NH_4^+ , NO_3^- e N total) neste sistema, procedeu-se à quantificação destes elementos em amostras de água e solo, assim como a sua análise em raízes, rizomas e folhas de *Spartina maritima*. Foi ainda quantificado o azoto perdido por esta espécie, através da análise de azoto em folhas mortas.

MATERIAL E MÉTODOS

No sapal do rio Mondego, Figueira da Foz, procedeu-se à colheita mensal de plantas de amostras de solo, água e plantas de *Spartina maritima* (Curtis) Fernald, desde Fevereiro até Setembro de 1996. Em laboratório, as plantas foram separadas em raiz, rizoma e folhas verdes. Foram igualmente colhidas folhas mortas com o auxílio de uma rede de nylon.

Após secagem numa estufa a 60°C , durante 48h, foi quantificado o teor em NO_3^- , segundo o método descrito por CATALDO *et al.* (1975) e NH_4^+ (KOROLEFF, 1969) em raízes, rizomas e folhas de *S. maritima*. Nas folhas, foi ainda determinado o conteúdo de N total pelo método Kjeldhal. Em 5g de solo seco, colhido nas imediações da raiz das plantas em estudo com uma profundidade de 5-10 cm, foi determinado o teor em NH_4^+ e N total, conforme descrito em KEENEY & NELSON (1982). O conteúdo em NO_3^- e NH_4^+ foi

igualmente determinado em amostras de água, colhidas durante a maré cheia, segundo STRICKLAND & PARSONS (1968).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Pela análise da figura 1 podemos observar que as concentrações de NO_3^- e N diminuem durante o envelhecimento das suas folhas. A senescência foliar está associada a elevadas taxas de exportação de nutrientes das folhas maduras para outras partes da planta, sendo um processo bem regulado, envolvendo uma série de processos ordenados tais como diminuição da taxa de fotossíntese, desintegração dos cloroplastos, destruição de proteínas, perda de clorofila e remoção de aminoácidos (Buchanan-Wollaston, 1997).

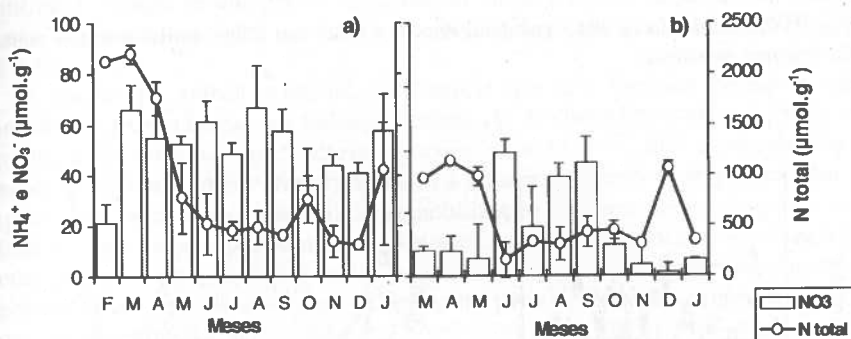


Fig. 1. Concentração de NO_3^- e N total em folhas verdes (a) e folhas mortas (b) de *Spartina maritima* (média \pm desvio padrão).

A degradação de macromoléculas durante a senescência é seguida pela remobilização dos componentes para áreas em desenvolvimento da planta. O azoto presente nas proteínas e ácidos nucleicos é maioritariamente convertido em amidas e aminoácidos (ex. glutamina e asparagina) que podem ser transportados através do floema para outros órgãos (KAMACHI *et al.*, 1992; PEETERS & LAERE, 1992).

Este estudo demonstrou que, em condições naturais, a concentração de NH_4^+ aumenta durante o envelhecimento das folhas de *Spartina maritima*. As folhas mortas possuem, em média, 2 vezes mais NH_4^+ que as folhas verdes (fig. 2).

A acumulação de NH_4^+ nas folhas mortas pode ser explicada pela destruição de macromoléculas (ex. ácidos nucleicos) durante a senescência, libertando NH_4^+ , pela diminuição da acção da enzima glutamina sintetase e por um aumento da redução de NO_3^- (CHEN *et al.*, 1997; CHEN & KAO, 1997). CHEN *et al.*, (1997) sugerem ainda que a acumulação de NH_4^+ provavelmente participa na regulação da senescência de folhas de arroz, argumentando que o aumento da sua

concentração poderá tornar os tecidos foliares mais sensíveis à acção do etileno, promovendo assim a senescência.

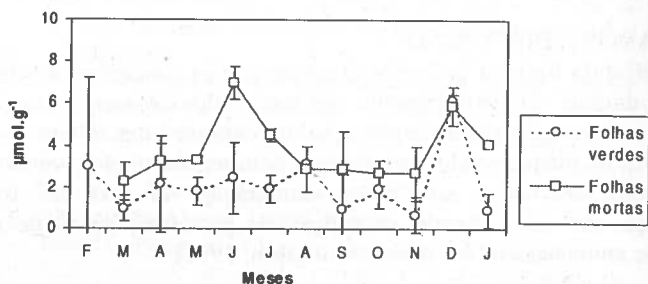


Fig. 2. Concentração de NH_4^+ (média \pm desvio padrão) em folhas verdes e folhas mortas de *Spartina maritima*.

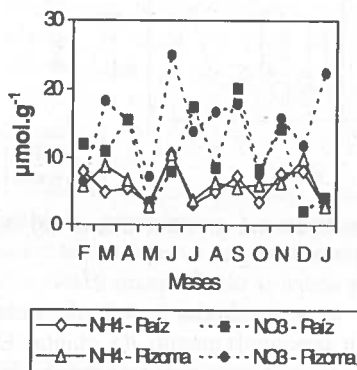


Fig. 3. Teor de NH_4^+ e NO_3^- em raízes e rizomas de *Spartina*, entre Fevereiro de 1996 e Janeiro de 1997.

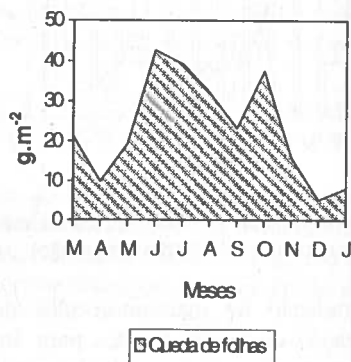


Fig. 4. Variação mensal da queda de folhas de *Spartina* e teor de N total (média \pm desvio padrão) perdido pela planta.

Observaram-se teores mais elevados de NO_3^- nas raízes e rizomas em relação a NH_4^+ (fig. 3). Após absorção, a maior parte de NH_4^+ é incorporada em compostos orgânicos, enquanto que o NO_3^- é relativamente móvel no xilema e pode ser armazenado nos vacúolos das raízes, folhas e outros órgãos de reserva (MARSCHNER, 1995). A presença de elevadas concentrações de NH_4^+ são normalmente tóxicas para a maioria das plantas. A tomada de azoto nesta forma poderá, entre outras causas, impedir a tomada de cátions, como K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} ,

inibir o crescimento devido à acidificação da rizosfera, alterar o pH intracelular e afectar o balanço osmótico dos tecidos (GERENDÁS *et al.*, 1997; KATWIJK *et al.*, 1997.)

Em *S. maritima*, o ião NO_3^- é maioritariamente transportado e acumulado nas folhas (fig. 1), atingindo valores cerca de 2 a 3 vezes superiores aos encontrados na raiz e rizoma (fig. 3), sendo muito importante no ajustamento osmótico dos tecidos em relação ao baixo potencial hídrico exterior (FLOWERS *et al.*, 1987). A redução e assimilação de nitrato são processos energeticamente dispendiosos quando efectuados nas raízes (SALSAC *et al.*, 1987). Para a redução de nitrato nas folhas, os equivalentes redutores podem ser directamente fornecidos pelo fotossistema I e o ATP da fosforilação, por outro lado, durante períodos de grande intensidade luminosa, a redução de NO_3^- nas folhas além de utilizar a energia produzida na fotossíntese, alivia a planta do stress provocado pela excessiva absorção de luz (fotoinibição, fotooxidação) (MARSCHNER, 1995).

A queda das folhas será, provavelmente, um dos factores decisivos que influencia as mudanças no balanço interno de N (BAKKEN *et al.*, 1998). A produção de sementes por *S. maritima* ocorre entre Maio e Julho, altura em que a perda de folhas é maior (fig. 4), embora a quantidade de N total perdido por g (peso seco) seja menor (fig. 1b). A remobilização de azoto antes da queda das folhas é uma das estratégias mais importantes que regulam o desenvolvimento de uma planta, uma vez que o azoto perdido em folhas caídas prematuramente, poderá criar um défice nutritivo importante para a produção proteica durante desenvolvimento das suas sementes. (SANETRA *et al.*, 1998).

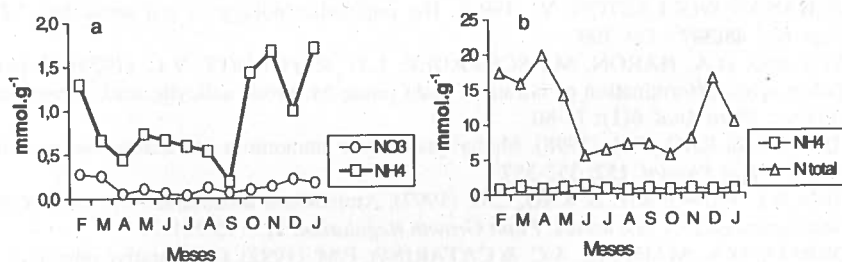


Fig. 5. Concentração de NH_4^+ e NO_3^- em amostras de água (a) e sedimento do sapal (b) colhidas entre Fevereiro de 1996 e Janeiro de 1997.

Durante o Verão, a quantidade de azoto transportado pelo rio é significativamente menor (fig. 5a), sendo igualmente menor a sua concentração no solo (fig. 5b). O teor em azoto total no solo do sapal, decresce de 19,8 mmol.g^{-1} registados em Abril para 5,5 mmol.g^{-1} em Junho, mantendo-se em baixas concentrações durante o Verão e Outono.

A variação da concentração de azoto nas folhas verdes de *S. maritima* encontra-se relacionada com o seu conteúdo no solo. As folhas colhidas entre Fevereiro e Abril contêm valores mais elevados deste nutriente, cerca de 2 mmol.g⁻¹ (fig. 1a). A sua concentração diminui acentuadamente nos meses seguintes. De Março até Junho, o conteúdo em azoto nas folhas verdes decresce cerca 75%. Esta diminuição será provavelmente consequência da mobilização N para os órgãos reprodutores, assim como para a produção de novas folhas que também se verifica nesta altura. Observa-se um ligeiro aumento de azoto nos rizomas (fig. 3), indicando mobilização de N para os órgãos subterrâneos. A remobilização de azoto disponibiliza maior quantidade deste nutriente para o crescimento de novas folhas sob condições de fornecimento deficiente de N (THORNTON *et al.*, 1994). Esta variação poderá ainda dever-se a uma diminuição na tomada de N ao nível da raiz durante a estação seca CORREIA *et al.*, (1992).

A remobilização de azoto efectuada por esta espécie, permite a optimização de recursos limitados, tão importante para a sobrevivência em substrato salino.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado por uma bolsa de mestrado PRAXIS XXI, atribuída pela Fundação para a Ciência e Tecnologia. As autoras agradecem ao revisor anónimo, cujos comentários e sugestões melhoraram a escrita deste manuscrito.

BIBLIOGRAFIA

- BAKKEN, A.K.; MACDUFF, J.H. & COLLISON, M. (1998). Dynamics of nitrogen remobilization in defoliated *Phleum pratense* and *Festuca pratensis* under short and long photoperiods. *Physiol. Plant.* **103**(3): 426-436.
- BUCHANAN-WOLLASTON, V. (1997). The molecular biology of leaf senescence. *J. Exp. Bot.* **48**(307): 181-199.
- CATALDO, D.A.; HARON, M.; SCHRADER, L.E. & YOUNGS, V.L. (1975). Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitrate salicylic acid. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **6**(1): 71-80.
- CHEN, S.J. & KAO, C.H. (1998). Methyl jasmonate, ammonium and leaf senescence in rice. *J. Plant Physiol.* **152**: 353-357.
- CHEN, S.J.; HUNG, K.T. & KAO, C.H. (1997). Ammonium accumulation is associated with senescence of rice leaves. *Plant Growth Regulation.* **21**: 195-201.
- CORREIA, O.A., MARTINS, A.C. & CATARINO, F.M. (1992). Comparative phenology and seasonal foliar nitrogen variation in mediterranean species of Portugal. *Ecologia mediterranea XVIII*: 7-18.
- FLOWERS, T.J.; HAJIBAGHERI, M.A. & CLIPSON, N.J.W. (1987). Halophytes. *The Quart. Rev. Biol.* **61**(3): 313-337.
- GERENDÁS, J.; ZHU, Z.; BENDIXEN, R.; RATCLIFFE, R.G. & SATTELMACHER, B. (1997). Physiological and biochemical processes related to ammonium toxicity in higher plants. *Z. Pflanzenernahr. Bodenk.* **160**: 239-251.
- KAMACHI, K.; YAMAYA, T.; HAYAKAWA, T.; MAE, T. & OJIMA, K. (1992). Changes in cytosolic glutamine synthetase polypeptide and its mRNA in a leaf blade of rice plants during natural senescence. *Plant Physiology.* **98**: 1323-1329.

- KEENEY, D.R. & NELSON, D.W. (1982). Nitrogen – Inorganic forms. In *Methods of soil analysis. Part 2 – chemical and microbiological properties*. (Eds. Pge, A.L.; Miller, R.H. & Keeney, D.R.). Madinson, Wisconsin. USA.
- KOROLEFF, F. (1969). *Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue*. Institute of Marine Research. Helsinki.
- MARSCHNER, H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. (2° ed.). Acad. Press, London. 889p.
- PEETERS, K.M.U. & LAERE, A.J.V. (1992). Ammonium and amino acid metabolism in excised of wheat (*Triticum aestivum*) senescing in the dark. *Physiol. Plant*. **84**: 243-249.
- SALSAC, L., CHAILLOU, S., MOROT-GAUDRY, J.-F., LESAIN, C. & JOLIVET, E. (1987). Nitrate and ammonium nutrition in plants. *Plant Physiol. Biochem*. **25(6)**: 805-812.
- SANETRA, C.M.; ITO, O.; VIRMANI, S.M. & VLEK, P.L.G. (1998). Remobilization of nitrogen from senescing leaves of pigeonpea (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.): genotypic differences across maturity groups? *J. Exp. Bot.* **49(322)**: 853-862.
- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. (1968). *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada.
- THORNTON, B; MILLARD, P. & DUFF, E. (1994). Effects on nitrogen supply on the source of nitrogen used for regrowth of laminae after defoliation of four grass species. *New Phytol.* **128**: 615-620.
- van KATWIJK, M.M.; VERGGER, L.H.T.; SCHMITZ, G.H.W. & ROELOFS, J.G.M. (1997). Ammonium toxicity in celgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **157**: 159-173.

RESPOSTAS FOTOQUÍMICAS E FENOLÓGICAS DE UMA ESPÉCIE PERENIFÓLIA E DE UMA ESPÉCIE SEMI-DECÍDUA DURANTE O INVERNO MEDITERRÂNICO

Graça Oliveira & Josep Peñuelas

CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals), Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona, E-08193 Bellaterra, Barcelona, Espanha

Oliveira, G. & Peñuelas, J. (1999). Respostas fotoquímicas e fenológicas de uma espécie perenifólia e de uma espécie semi-decídua durante o Inverno mediterrânico. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 249-259.

Neste trabalho investigou-se a ocorrência de fotoinibição na vegetação mediterrânica em condições naturais durante o Inverno. Para o efeito, comparou-se a espécie perenifólia *Quercus ilex* L. com a semi-decídua *Cistus albidus* L., em dois locais com diferentes climas. O nível de fotoinibição foi avaliado através da fluorescência da clorofila *a*. Verificou-se a ocorrência de fotoinibição, especialmente acentuada nos dias mais frios e nas folhas de ramos mais expostos à radiação solar. *Cistus albidus* apresentou sempre maior eficiência fotoquímica do que *Q. ilex*. Contudo, ao contrário de *Q. ilex*, revelou maior fotoinibição no local mais frio. A espécie semi-decídua parece proteger-se dos danos provocados por excesso de radiação através de renovação contínua da folhagem e de certas estratégias estruturais e morfológicas. Na espécie perenifólia este tipo de protecção é relativamente reduzido, o que implica provavelmente maior dependência de mecanismos fotoquímicos de dissipação da energia excedente. À semelhança do que tem sido sugerido relativamente aos condicionamentos da seca estival, *Q. ilex* parece tolerar as limitações ambientais do Inverno (*i.e.* frio e altas intensidades luminosas), enquanto *C. albidus* as evita.

Palavras-chave: fotoinibição, frio, Mediterrâneo, tipos funcionais.

Oliveira, G. & Peñuelas, J. (1999). Comparing evergreen and semi-deciduous Mediterranean woody species during winter: photochemical and phenological responses. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 249-259.

The impact of winter stress on Mediterranean plants was evaluated through comparison of the photochemical efficiencies of photosystem II (PS II) and phenological characteristics of two woody species - *Quercus ilex* (evergreen) and *Cistus albidus* (semi-deciduous). The results showed that photoinhibition of photosynthesis may occur in Mediterranean plant communities during winter, and that photoinhibition is increased on colder days. The extent and duration of the decrease in photochemical efficiency (photoinhibition) depended not only on the climatic conditions, but also on the site, on the species considered and on the position of leaves in the canopy. Increased photoinhibition at a colder site was only found for *C. albidus*. Nevertheless, the photochemical efficiency was always higher in *C. albidus* than in *Q. ilex*. Phenological patterns, morphology and inclination may protect *C. albidus* leaves from potentially photoinhibitory conditions in winter. These photoprotective characteristics are apparently not so well developed in *Q. ilex*, which probably relies more on increased protection at the photochemical level. As reported in relation to summer-drought stress, *Q. ilex* has possibly developed a strategy of tolerance to photoinhibition, whereas *C. albidus* rather relies on avoidance features.

Keywords: cold, functional types, Mediterranean, photoinhibition.

INTRODUÇÃO

A seca e o calor estivais são considerados os principais factores limitantes da produtividade das comunidades vegetais mediterrânicas (e.g. TENHUNEN *et al.* 1985). A sobrevivência e o crescimento das plantas dependem de estratégias estruturais e funcionais que lhes permitem minorar os efeitos negativos de tais condições (e.g. HARLEY *et al.* 1987; CORREIA 1988). Contudo, outras épocas do ano poderão ser limitantes. É o caso do Inverno, quando as temperaturas relativamente baixas se aliam frequentemente a altas intensidades luminosas. Estas condições propiciam processos de fotoinibição da fotossíntese (GROOM *et al.* 1991; BARKER *et al.* 1998), uma vez que boa parte da energia radiante absorvida pelas antenas fotossintéticas não pode ser utilizada se as vias metabólicas se encontrarem total ou parcialmente inibidas pelas baixas temperaturas. A fotoinibição encontra-se associada a processos de dissipação alternativa desse excesso de energia e constitui assim um mecanismo de protecção das estruturas fotossintéticas (DEMMIG-ADAMS *et al.* 1996). Contudo, se as condições fotoinibitórias se prolongam, no tempo e/ou na intensidade, a assimilação de carbono pode ficar seriamente comprometida

(ÖGREN & SJÖSTRÖM 1990) e, conseqüentemente, também a produtividade, crescimento e distribuição das espécies (GROOM *et al.* 1991; TRETACH *et al.* 1997).

Com este trabalho pretendemos investigar se: i) as plantas mediterrânicas são fotoinibidas durante o Inverno, nomeadamente em condições de altas intensidades luminosas e temperaturas relativamente baixas; ii) o grau de fotoinibição varia com a espécie considerada, e com a posição das folhas no copado; iii) cada espécie apresenta comportamento semelhante em locais com climas diferentes. Comparámos as eficiências fotoquímicas e a fenologia de duas espécies, de diferentes grupos funcionais: *Quercus ilex*, esclerófila perenifólia, e *Cistus albidus*, semi-decídua. Estudámos a resposta das folhas em diferentes posições do copado, bem como plantas em dois locais com diferentes temperaturas de Inverno.

MATERIAIS E MÉTODOS

Ambos os locais seleccionados se situam na Catalunha (NE de Espanha). O primeiro, no Parque de Collserola (41° 26' N 2° 08' E) a uma altitude de 350 m, caracteriza-se por solos xistosos e vegetação de tipo "maquis". O segundo local situa-se no Parque de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (41° 38' N 2° 01' E), a uma altitude de 900 m; os solos derivam de conglomerados calcários e são pouco profundos, dando origem a ilhas de vegetação dominada por *Quercus ilex* e *Phillyrea latifolia*. As principais características climáticas de ambos os locais são descritas na Tabela 1.

Tabela 1. Valores médios de precipitação anual e temperatura do ar nos locais seleccionados (Institut Cartogràfic de Catalunya 1996).

	Collserola	Sant Llorenç
Precipitação anual (mm)	700	700
Temperatura anual (°C)	14	12
Temperaturas durante o Verão (Jul-Set) (°C)	21-24	18-22
Temperaturas durante o Inverno (Dez-Mar) (°C)	8-11	5-8

Em cada local seleccionaram-se 2-3 arbustos de cada espécie (*Quercus ilex* e *Cistus albidus*), de forma e dimensão semelhantes. Em cada arbusto marcaram-se seis ramos expostos a Sul, e seis a N/NW.

As medidas de fluorescência da clorofila *a* efectuaram-se *in situ* com um fluorímetro PAM-2000 (Walz, Effeltrich, Alemanha), segundo as indicações de BILGER *et al.* (1995). Utilizaram-se folhas de aparência saudável, as mesmas nas 4-5 amostragens efectuadas ao longo de cada dia. Além das folhas expostas a Sul e a N/NW, nos arbustos de *C. albidus* em Sant Llorenç estudaram-se folhas de inserção "vertical" (ângulo >50°), bastante frequentes nos ramos de exposição Sul (*cf.* Resultados). No caso de *Q. ilex*, as mesmas folhas foram

usadas em diferentes dias de amostragem, o que não foi possível em *C. albidus*, cujas folhas se fragilizavam com o manuseamento contínuo. Nas folhas seleccionadas determinaram-se as eficiências fotoquímicas reais e máximas do fotossistema II (PSII) (DEMMIG-ADAMS *et al.* 1996), representadas respectivamente por $\Delta F/F'm$ (folhas adaptadas à luz) e F_v/F_m (folhas adaptadas à escuridão durante 20 min). A intensidade luminosa, PFD (*Photon Flux Density* - densidade de fluxo fotónico) foi também determinada, com o acessório 2030-B (Walz, Effeltrich, Alemanha).

Em Fevereiro e Março (1998), registou-se o número de folhas presentes em cada lançamento do ano corrente (módulo), nos ramos marcados em cada arbusto. Em *C. albidus*, consideraram-se duas classes de folhas em função da sua inclinação ($< 50^\circ$ e $> 50^\circ$), uma vez que varia de vertical a horizontal, respectivamente no ápice e na base do módulo.

A significância das diferenças entre médias foi determinada através de testes de Tukey ($p=0,05$). Utilizaram-se análises de regressão para comparar as relações entre $\Delta F/F'm$ e PFD. As diferenças entre espécies testaram-se com análises de covariância entre os dois parâmetros. A comparação dos dados fenológicos foi feita, para cada espécie, através de análises de variância a dois factores (local e orientação) com medidas repetidas. As análises estatísticas efectuaram-se com o programa Statistica (StatSoft, Inc., 1995, Tulsa, EUA).

RESULTADOS

A variação da eficiência fotoquímica real do PSII ($\Delta F/F'm$) em função da intensidade luminosa (PFD) é exemplificada na Fig. 1, para três dias com diferentes temperaturas diurnas. Em *Q. ilex*, essa resposta foi semelhante nos três dias, sendo $\Delta F/F'm$ mais baixo do que em *C. albidus*, para os mesmos valores de PFD. As diferenças entre as eficiências da utilização da luz das duas espécies foram significativas nos dias menos frios ($p<0,01$), mas tenderam a desaparecer com a descida da temperatura diurna, como no dia mais frio, em Sant Llorenç (também o local mais frio).

Na Fig. 2 representam-se as amplitudes diurnas da eficiência fotoquímica máxima do PS II (F_v/F_m) em três dias com diferentes temperaturas. O segundo foi o dia com temperaturas mais baixas, podendo assim comparar-se a resposta das plantas antes, durante e após um período extremamente frio. Em todos estes dias o céu manteve-se limpo e a intensidade luminosa elevada (PFD máximas de *c.* $1500 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Em ambas as espécies, as folhas expostas a Sul tenderam a exibir os valores mais baixos (maior fotoinibição). Os valores mínimos de F_v/F_m nesses dias (Fig. 2) foram 0,67 em *C. albidus* (Sant Llorenç) e 0,55 em *Q. ilex* (Collserola). Geralmente, ao fim do dia, quando a intensidade luminosa diminuía, observou-se recuperação dos valores máximos de F_v/F_m , mais evidente em *C. albidus* do que em *Q. ilex* (resultados não apresentados). A diminuição de F_v/F_m nas folhas expostas a NW (Collserola) foi mais acentuada

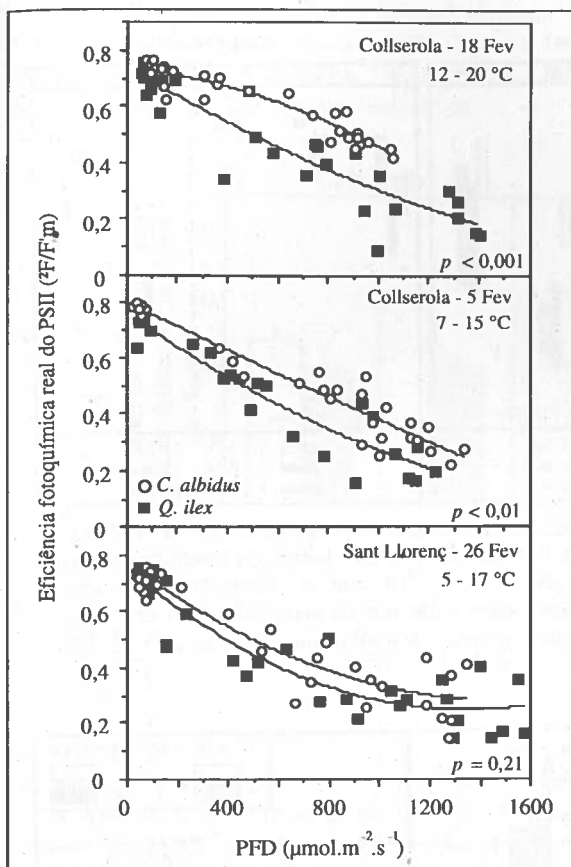


Fig. 1. Variação da eficiência fotoquímica real do PS II ($\Delta F/F_m$) de *C. albidus* e *Q. ilex* em função da intensidade luminosa (PPFD). Indicam-se as temperaturas mínimas e máximas do ar ao longo dos cursos diurnos estudados. Cada ponto representa o valor de uma folha, e os níveis de significância referem-se às diferenças entre as duas espécies.

de *C. albidus* alterou-se durante o período considerado (Fig. 3), com queda de folhas da base dos módulos e desenvolvimento e expansão de novas folhas nos ápices. Os módulos expostos a Sul apenas apresentaram significativamente mais folhas que os de N/NW ($p < 0,05$) em *C. albidus* de Collserola (Fig. 3). No entanto, o número de folhas de *C. albidus* foi significativamente menor em Sant Llorenç do que em Collserola ($p < 0,05$).

à tarde, quando estavam expostas a maiores intensidades luminosas. Consequentemente, a recuperação dos valores máximos não foi geralmente observada nestas folhas (resultados não apresentados). As folhas "verticais" expostas a Sul (*C. albidus*, Sant Llorenç) comportaram-se como as folhas expostas a Norte (Fig. 2), que apresentam geralmente valores de F_v/F_m altos e estáveis ao longo do dia (c. 0,80), embora mais baixos nos dias mais frios (e.g. 0,71 em *Q. ilex*). O grau de fotoinibição, indicado pelos baixos valores de F_v/F_m e sua duração, foi maior em Sant Llorenç do que em Collserola no caso de *C. albidus*, mas registou-se a tendência contrária em *Q. ilex*. Contudo, os valores de F_v/F_m foram sempre mais altos nas folhas de *C. albidus* do que de *Q. ilex* (Fig. 2).

Ao contrário de *Q. ilex*, a demografia foliar

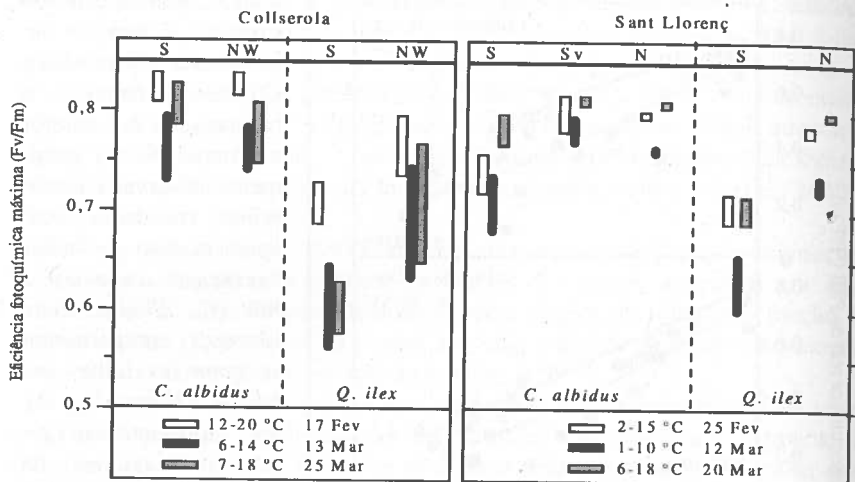


Fig. 2. Amplitude diurna da eficiência fotoquímica máxima do PS II (Fv/Fm) de *C. albidus* e *Q. ilex* em três dias de Inverno (1998) e dois locais. Os resultados referem-se a folhas ocupando diferentes posições no copado (S - Sul, N - Norte, NW - Noroeste; Sv - Sul e "verticais"). Os extremos superior e inferior de cada barra indicam, respectivamente, os valores médios máximos e mínimos de Fv/Fm em cada caso ($n \geq 12$ folhas).

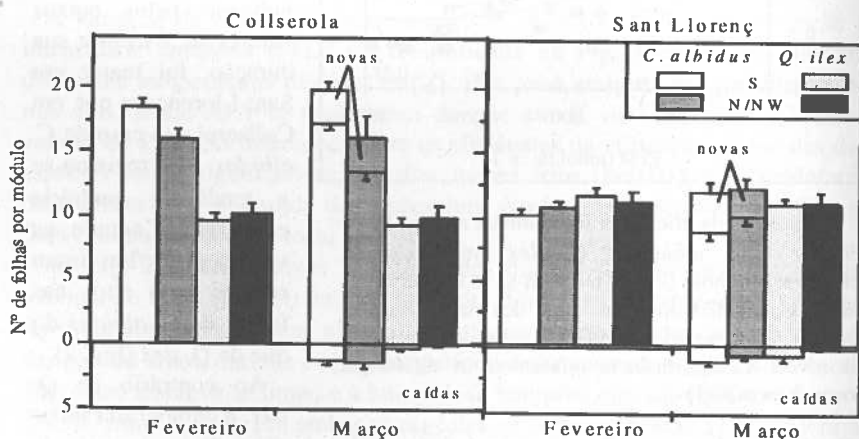


Fig. 3. Demografia foliar em *C. albidus* e *Q. ilex* durante o Inverno. Cada barra e secção de barra representa o valor médio de 12-18 módulos, e as linhas verticais os respectivos cruz-padrão.

Em *C. albidus*, a proporção de folhas "verticais" (ângulo > 50°) foi maior em ramos expostos a Sul do que a N/NW (Fig. 4). Embora não significativamente ($P > 0,05$), a proporção de folhas "verticais" (S e N/NW) foi maior em Sant Llorenç (local mais frio) do que em Collserola.

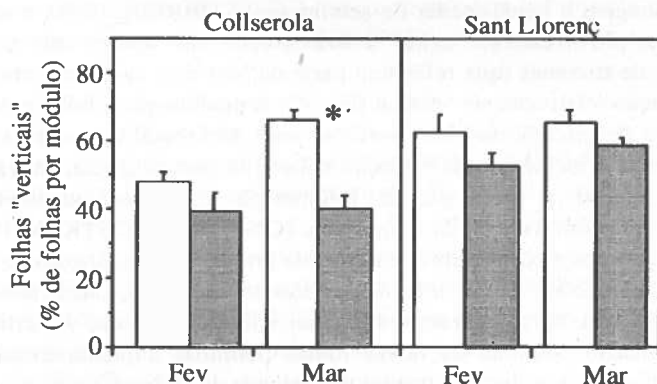


Fig. 4. Proporção de folhas "verticais" em *C. albidus*. Cada barra representa o valor médio de 12-18 módulos e as linhas verticais os respectivos erros-padrão. O asterisco indica diferença significativa ($p < 0,001$) entre módulos expostos a Sul (branco) e a N/NW (sombreado).

DISCUSSÃO

Fotoinibição durante o Inverno

Os resultados confirmam a nossa hipótese de que as plantas de regiões mediterrânicas são susceptíveis à fotoinibição durante o Inverno. O aumento da intensidade luminosa diurna conduziu à diminuição das eficiências fotoquímicas do PSII, especialmente evidente nos dias mais frios (Figs. 1 e 2). Os valores de F_v/F_m então registados foram bastante inferiores aos considerados indicadores de condições favoráveis (c. 0,80; e.g. BARKER *et al.* 1998)

O nível e duração da fotoinibição dependeram não apenas das condições climáticas, mas também da espécie considerada e da posição das folhas no copado. O decréscimo diurno de F_v/F_m foi geralmente reversível. Constituíram excepção as folhas expostas a NW, e todos os tipos de folha considerados, no dia mais frio (Fig. 2). Os valores mínimos de F_v/F_m e $\Delta F/F'_m$ registados para *Q. ilex* assemelharam-se aos medidos durante o Verão (SCARASCIA-MUGNOZZA *et al.* 1996; PEÑUELAS *et al.* 1998). Já em *C. albidus*, os valores de F_v/F_m foram consideravelmente mais altos do que os observados em Portugal durante o Verão (WERNER *et al.* 1999).

Variación da fotoinibição com a espécie

A semi-decídua *C. albidus* pareceu ser menos susceptível à fotoinibição do que *Q. ilex*, como sugerem os valores sempre mais altos de $\Delta F/F'm$ e Fv/Fm (Figs. 1 e 2). As características fenomorfológicas podem desempenhar aqui um papel importante. Em *Cistus* spp., as folhas que surgem durante o Outono e Inverno atingem a idade média de seis meses (CORREIA 1988). Estas folhas conseguem provavelmente evitar a fotoinibição não apenas através da alta densidade de tricomas (que reflectem parte da luz) mas também permanecendo numa posição relativamente vertical (Fig. 4). À medida que a folha envelhece, o seu ângulo de inserção diminui, torna-se mais horizontal e, progressivamente, mais exposta à incidência da radiação solar. Em consequência, ficará também mais susceptível a processos de fotoinibição e, se em ambientes frios, possivelmente com redução da fotossíntese (ÖGREN & SJÖSTRÖM 1990). Em tais condições, os mecanismos estruturais de protecção (e.g. ângulo de inserção, pubescência) deixam de ser totalmente eficazes. De facto, observámos que as folhas horizontais apresentavam sempre maior fotoinibição que as verticais (Fig. 2). A formação contínua de novas folhas permitirá à planta evitar estados permanentes de fotoinibição e manter um balanço de carbono positivo.

Embora parte do copado possa apresentar folhas com maior inclinação (BURRIEL *et al.* 1993), *Q. ilex* não altera significativamente os ângulos foliares. Assim, a redução do excesso de luz absorvida pela folha dependerá apenas da estrutura e composição dos seus tecidos, por exemplo espessura da cutícula, altos teores em ceras, *etc.* (EHLERINGER & COMSTOCK 1987). Em *Q. ilex* as mesmas folhas são submetidas a duas limitações anuais (a seca estival, e o frio do Inverno) e parecem depender sobretudo de uma maior eficiência dos processos fotoquímicos de dissipação (DEMMIG-ADAMS *et al.* 1996; FLECK *et al.* 1998; PEÑUELAS *et al.* 1998). Apesar do grau relativamente elevado de fotoinibição nas folhas expostas a Sul, a persistência dessas folhas (Fig. 3) e a reversibilidade dos valores baixos de Fv/Fm (Fig. 2) indicam que, pelo menos em Sant Llorenç, a fotossíntese não foi irreversivelmente comprometida durante os períodos mais frios. De facto, as taxas de assimilação de *Q. ilex* nestes locais podem ser bastante altas no Inverno, pelo menos durante as horas mais quentes do dia (PEÑUELAS e LLUSIÀ, resultados não publicados).

Relativamente aos condicionamentos da seca estival, considera-se normalmente que as esclerófilas perenifolias os toleram e que as espécies semi-decíduas os evitam (HARLEY *et al.* 1987; CORREIA & CATARINO 1994; WERNER *et al.* 1999). A mesma classificação parece poder aplicar-se relativamente ao frio de Inverno, pelo menos para as espécies aqui estudadas. Embora o condicionamento estival possa e deva ser considerado a principal limitação à produtividade destas plantas, a restrição imposta pelas condições de Inverno não deverá ser desprezada (ÖGREN & SJÖSTRÖM 1990; GROOM *et al.* 1991). Ela será mais importante quando ocorram frios extremos e, desse

modo, a assimilação de carbono se reduza e não se acumulem as reservas suficientes até à Primavera seguinte (LARCHER 1995), quando são necessárias para suportar o novo crescimento. As plantas aqui estudadas encontravam-se frequentemente submetidas a temperaturas abaixo das que se consideram óptimas para a vegetação mediterrânica (MILLER 1982; TENHUNEN *et al.* 1985) e dentro dos limites (0 - 20 °C) que correspondem geralmente a 50% da sua taxa fotossintética máxima (LARCHER 1995).

Varição da fotoinibição com a posição no copado

Neste estudo, as folhas menos expostas à radiação solar (*i.e.* N, NW) mostraram geralmente maiores eficiências fotoquímicas do PSII do que as folhas expostas a Sul (Figs. 1 e 2), à semelhança do que foi referido por outros autores (GROOM *et al.* 1991; BARKER *et al.* 1998). No entanto, os resultados dos dias mais frios também indicam ocorrência de fotoinibição noutros tipos de folhas (*e.g.* N e NW, Fig. 2). De acordo com o papel protector atribuído aos ângulos foliares (EHLERINGER & COMSTOCK 1987), as folhas mais inclinadas de *C. albidus* apresentaram níveis muito baixos ou inexistentes de fotoinibição durante a estação fria (Fig. 2).

Varição da fotoinibição com o local

Tal como foi referido por TRETIACH *et al.* (1997), condições ecológicas um pouco diferentes conduziram a diferenças importantes no comportamento das espécies. Do ponto de vista climático, os locais estudados têm temperaturas de Inverno bastante diferentes (Tabela 1) e esta diferença foi evidente durante o período estudado (Figs. 1 e 2). A comparação destes locais pode, por isso, servir para avaliar os efeitos a longo prazo do frio de Inverno sobre o comportamento das espécies em questão. Assim, os resultados indicam que embora *Q. ilex* fosse mais fotoinibido do que *C. albidus*, a espécie semi-decídua tendeu a apresentar maior grau de fotoinibição no local mais frio (Figs. 1 e 2). Por seu lado, *Q. ilex* manteve níveis de fotoinibição semelhantes nos dois locais (ou até menores no local mais frio, Fig. 2), sugerindo algum grau de adaptação às condições de frio, tal como foi sugerido para *Quercus coccifera* por MITRAKOS (1980).

AGRADECIMENTOS

À administração do Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac e a C. Castell pela colaboração e cedência de dados meteorológicos. A C. Werner pelo apoio e comentários às primeiras versões deste manuscrito. Este trabalho teve os apoios do Programa PRAXIS XXI (BPD/11810/97, G.O.) e dos projectos CICYT-CLI 97-0344 e AMB 97-0334 (J.P).

BIBLIOGRAFIA

- BARKER D.H., LOGAN B.A., ADAMS III W.W., DEMMIG-ADAMS B. 1998 - Photochemistry and xanthophyll cycle-dependent energy dissipation in differently oriented cladodes of *Opuntia stricta* during the winter. *Aust. J. Plant Physiol.* 25:95-104.
- BILGER W., SCHREIBER U., BOCK M. 1995 - Determination of the quantum efficiency of photosystem II and of non-photochemical quenching of chlorophyll fluorescence in the field. *Oecologia* 102:425-432.
- BURRIEL J.A., CALVET S., SALA A., GRACIA C. 1993 - Ángulo foliar en *Quercus ilex*: modulación por el ambiente, y contribución a la economía hídrica de la planta. *Proceedings Congreso Forestal Español, Lourizán (Pontevedra)*, pp. 225-232.
- CORREIA O.A. 1988 - Contribuição da fenologia e ecofisiologia em estudos da sucessão e dinâmica da vegetação mediterrânica. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa. 196 pp.
- CORREIA O.A., CATARINO F.M. 1994 - Seasonal changes in soil-to-leaf resistance in *Cistus* sp. and *Pistacia lentiscus*. *Acta Oecol.* 15(3):289-300.
- DEMMIG-ADAMS B., ADAMS III W.W., BARKER D.H., LOGAN B.A., BOWLING D.R., VERHOEVEN A.S. 1996 - Using chlorophyll fluorescence to assess the fraction of absorbed light allocated to thermal dissipation of excess excitation. *Physiol. Plant.* 98:253-264.
- EHLERINGER J.R., COMSTOCK J. 1987 - Leaf absorptance and leaf angle: mechanisms for stress avoidance. In: Tenhunen J.D., Catarino F.M., Lange O.L., Oechel W.C. (eds.) *Plant response to stress. Functional analysis in Mediterranean ecosystems*. (NATO ASI Series, Vol. G15) Springer, Berlin, pp. 55-76.
- FLECK I., HOGAN K.P., LLORENS L., ABADÍA A., ARANDA X. 1998 - Photosynthesis and photoprotection in *Quercus ilex* resprouts after fire. *Tree Physiol.* 18:607-614.
- GROOM Q.J., BAKER N.R., LONG S.P. 1991 - Photoinhibition of holly (*Ilex aquifolium*) in the field during the winter. *Physiol. Plant.* 83:585-590.
- HARLEY P.C., TENHUNEN J.D., BEYSCHLAG W., LANGE O.L. 1987 - Seasonal changes in net photosynthesis rates and photosynthetic capacity in leaves of *Cistus salvifolius*, a European Mediterranean semi-deciduous shrub. *Oecologia* 74:380-388.
- INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA 1996 - Atlas climàtic de Catalunya. Termopluviometria. Departament de Medi Ambient, Barcelona.
- LARCHER W. 1995 - Photosynthesis as a tool for indicating temperature stress events. In: Schulze É.-D., Caldwell W.W. (eds.) *Ecophysiology of photosynthesis*. Springer, Berlin, pp. 261-277.
- MILLER P.C. 1982 - Environmental constraints to vegetation form in mediterranean type ecosystems. *Ecologia mediterranea* 8(1/2):411-416.
- MITRAKOS K. 1980 - Plant life under mediterranean climatic conditions. *Portug. Acta Biol. (A)* XVI(1-4):33-44.
- ÖGREN E., SJÖSTRÖM M. 1990 - Estimation of the effect of photoinhibition on the carbon gain in leaves of a willow canopy. *Planta* 181:560-567.
- PEÑUELAS J., FILELLA I., LLUSIÀ J., SISCART D., PIÑOL J. 1998 - Comparative field study of spring and summer leaf gas exchange and photobiology of the mediterranean trees *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia*. *J. Exp. Bot.* 49(319):229-238.

- SCARAŞCIA-MUGNOZZA G., DE ANGELIS P., MATTEUCCI G., VALENTINI R. 1996 - Long-term exposure to elevated [CO₂] in a natural *Quercus ilex* L. community: net photosynthesis and photochemical efficiency of PSII at different levels of water stress. *Plant Cell Environ.* 19:643-654.
- TENHUNEN J.D., LANGE O.L., HARLEY P.C., BEYSCHLAG W., MEYER A. 1985 - Limitations due to water stress on leaf net photosynthesis of *Quercus coccifera* in the Portuguese evergreen scrub. *Oecologia* 67:23-30.
- TRETIACH M., BOLOGNINI G., RONDI A. 1997 - Photosynthetic activity of *Quercus ilex* at the extremes of a transect between Mediterranean and submediterranean vegetation (Trieste-NE Italy). *Flora* 192:369-378.
- WERNER C., CORREIA O., BEYSCHLAG W. (1999) - Two different strategies of Mediterranean macchia plants to avoid photoinhibitory damage by excessive radiation levels during summer drought. *Acta Oecol.*

VARIAÇÃO DA ACTIVIDADE BACTERIANA AO LONGO DE UM GRADIENTE DE SALINIDADE

M. A. Cunha, M. A. Almeida, & F. Alcântara

Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campo Universitário de Santiago,
3810 AVEIRO

Cunha, A., Almeida, A., & Alcântara, F. (1999). Variação da actividade bacteriana ao longo de um gradiente de salinidade. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 261-273.

Os estuários são áreas de elevada produtividade e, frequentemente, de transporte e acumulação de quantidades substanciais de matéria orgânica alóctone. A variação das características hidrográficas com as correntes de maré e as variações de origem sazonal no interior do estuário levantam interrogações sobre a capacidade de autodepuração e sobre a distribuição espacial da actividade degradadora microbiana no seu interior. O estudo da variação da abundância e da actividade heterotrófica total e específica (por célula) do bacterioplâncton da Ria de Aveiro ao longo de um gradiente de salinidade definido por 6 locais de colheita, revelou que as comunidades bacterianas do sector interior do estuário podem atingir densidades de $15,3 \times 10^6$ cél.ml⁻¹, sendo os valores geralmente 2-3 vezes mais elevados do que os observados junto à embocadura em idênticas condições de maré. Os parâmetros relacionados com o metabolismo heterotrófico da glucose ($V_{máx}$ e T_p) e com a hidrólise ectoenzimática de macromoléculas ($V_{máx}$ das aminopeptidases e das β -glucosidases) revelaram que o potencial heterotrófico no interior do estuário foi 2 a 12 vezes superior ao da zona exterior e que as células bacterianas das comunidades salobras foram individualmente mais activas do que as da zona de influência marinha. Temperatura, salinidade e biomassa do fitoplâncton foram identificados como factores de controle da abundância bacteriana na Ria de Aveiro. Estes factores podem explicar as elevadas densidades e as elevadas actividades registadas no sector menos salino e menos profundo do perfil longitudinal estudado. Os resultados obtidos sugerem que a comunidade bacteriana da coluna de água salobra da zona estuarina interior é muito activa

correspondendo-lhe cerca de 80-90% da actividade heterotrófica total da Ria de Aveiro.

Palavras-chave: Bacterioplankton, actividade heterotrófica, actividade enzimática, ambiente estuarino.

Cunha, A., Almeida, A. & Alcântara, F. (1999). Variation of bacterial activity along a natural salinity gradient. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 261-273.

The estuaries are, in general, areas of high productivity and, frequently, of high transport and sedimentation of considerable amounts of organic matter. The variation of the hydrographical characteristics with the tidal currents and with the seasons within an estuary brings up the question of its capacity for self-depuration and of the spatial distribution of the microbial degrading activity. The study of the variation of abundance and of the total and specific (per cell) activities of the bacterioplankton in the Ria de Aveiro, along a salinity gradient defined by 6 sampling stations, showed that bacterial communities from the inner section of the estuary could reach densities as high as $15.3 \times 10^6 \text{ cel.ml}^{-1}$ and were in general 2-3 times denser than the communities in the outer marine zone in equivalent tidal conditions. The parameters related to the heterotrophic metabolism of glucose (V_{\max} and T_r) and with the ectoenzymatic hydrolysis of macromolecules (V_{\max} of aminopeptidases and β -glucosidases) indicated that the heterotrophic potential in the inner section was 2-12 times higher than in the outer section and that bacterial cells from the brackish water communities were individually more active when compared with the marine zone. Temperature, salinity and phytoplankton biomass were identified as major factors in the control of bacterial abundance. These factors can explain the increase in cell densities and in cell activity found in the brackish water section of the defined longitudinal profile. The results also point out to the major relative contribution (80-90 % of the total heterotrophic activity) of the inner shallower section of the Ria to the total recycling of organic matter in the water column.

Keywords: Bacterioplankton, heterotrophic activity, enzymatic activity, estuary environment.

INTRODUÇÃO

O papel das comunidades bacterianas no meio aquático tem sido alvo de numerosos estudos sendo actualmente considerado que estas podem desempenhar papeis tanto de remineralização como produção de biomassa (DUCKLOW, et

al., 1986) ou ainda funcionar como elo de ligação para níveis tróficos superiores (SHERR e SHERR, 1988). A actividade bacteriana em ambiente estuarino é regulada por factores sujeitos a variações de diferentes periodicidades. É conhecida a influência negativa da salinidade na actividade e na sobrevivência das células bacterianas de origem fluvial (PAINCHAUD, *et al.*, 1987), bem como a flutuação do efeito da predação na abundância do bacterioplankton (WICKNER, *et al.*, 1990). A temperatura e a disponibilidade em nutrientes podem, no entanto, assumir carácter preponderante no controle da abundância e actividade das comunidades bacterianas (PSENNER e SOMMARUGA, 1992). Do conjunto das várias interações resultam variações do impacte bacteriano nos ciclos biogeoquímicos com reflexo na capacidade de autodepuração dos estuários e, em última análise, no impacte destes no meio costeiro adjacente.

A Ria de Aveiro, pela expressão que tem a nível regional, tornou-se um polo de investigação ecológica. A sua conformação geográfica cria uma extensa mas pouco profunda zona salobra. A zona exterior do estuário, com grande influência marinha, em média cerca de 5 vezes mais profunda, corresponde a cerca de 30% do volume das água estuarinas. As trocas de biomassa, de actividade bioquímica, de nutrientes e de matéria orgânica entre o estuário e o oceano, dependem em grande parte, não só dos influxos e das produtividades nas duas massa de água, mas também da actividade heterotrófica microbiana, nomeadamente na remineralização de matéria orgânica. Os perfis de actividade microbiana segundo gradientes de salinidade na Ria de Aveiro vão permitir (1) localizar as zonas de maior actividade depuradora, (2) determinar o impacte dessas zonas na actividade heterotrófica total do estuário e (3) estimar o regime de trocas entre a Ria e o mar em termos de densidade de biomassa microbiana e de renovação de matéria orgânica.

MATERIAL E MÉTODOS

A Ria de Aveiro é uma laguna costeira de topografia complexa cuja descrição recente pode ser encontrada em MOREIRA, *et al.* (1993) e SILVA (1994). Compreende vários canais e pequenos braços com bancos de lodo ou mais ou menos arenosos, e extensas áreas de sapais. A área coberta é de 43 Km² em baixa mar e de 47 Km² em preia mar. O volume correspondente ao prisma de maré é de 25 Mm³ em marés de amplitude média, podendo atingir 70 Mm³ em maré viva, enquanto que o volume de água doce que atinge o estuário durante idêntico período é, em média, de 1,8 Mm³.

Para este estudo, foi delineado um perfil longitudinal composto por 6 locais de amostragem (Figura 1) espaçados de cerca de 3 Km, cobrindo o Canal de Navegação (locais N1 e I2), o Canal de Ílhavo (locais I4, I6 e I8) e o Rio Boco, que desagua na extremidade sul do Canal de Ílhavo. Os locais de amostragem foram visitados durante o início do Verão de 1997, em maré morta (12 de Julho) e em maré viva (20 de Julho). As amostras de água foram colhidas em preia mar

e em baixa mar, no centro dos canais, a 0,2 m de superfície. Para a amostragem foram utilizadas garrafas de polietileno de 5 l de capacidade.

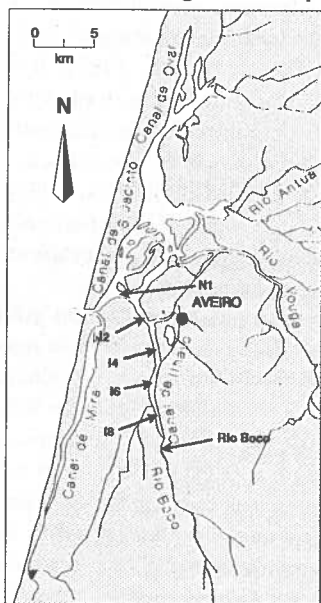


Fig. 1. Mapa da Ria de Aveiro indicando os locais de amostragem.

Os valores de temperatura e salinidade foram determinados com um condutímetro WTW LF 196. Para a determinação da concentração de oxigénio dissolvido utilizou-se um oxímetro WTW OXI 96 equipado com agitador WTW BR 190. A profundidade total em cada local de amostragem foi medida com Sonar e a turvação foi avaliada pela determinação da profundidade de Secchi.

Após filtração de 3 réplicas de 500 ml de amostra através filtros GF/C (Whatman) foi determinado o peso do seston por secagem a 60°C durante 24 horas. O teor em matéria orgânica particulada (POM) foi calculado após incineração do seston seco a 525°C durante 4 horas (PARSONS *et al.*, 1989). A concentração de clorofila *a* foi determinada fluorimetricamente (excitação 440 nm e emissão 660 nm) após extracção com acetona a 90% pelo método de YENTSCH e MENZEL (1963).

O número total de bactérias (NTB) foi obtido por microscopia de epifluorescência do bacterioplankton concentrado sobre membranas negras de policarbonato de porosidade 0,2 µm (Poretics), após coloração com laranja de acridina 0,03% (HOBBIE *et al.*, 1977). O estudo do metabolismo heterotrófico da glucose, caracterizado pelos parâmetros $V_{máx}$ (velocidade máxima de incorporação) e T_r (taxa de renovação), seguiu o procedimento descrito por GÖCKE (1977). Para a determinação de $V_{máx}$, as alíquotas de 10 ml de amostra foram adicionadas de uma solução de ^{14}C -glucose (Amersham) com uma concentração final saturante de 430 nM enquanto que para a determinação de T_r se utilizou uma concentração traçadora de 43 nM. As incubações decorreram durante cerca de 2 horas à temperatura *in situ*. T_r foi calculado considerando as fracções incorporada (radioactividade incorporada) e respirada (radioactividade libertada como $^{14}CO_2$), sendo ainda calculada a percentagem de glucose respirada relativamente ao total absorvido (incorporada e respirada). A radioactividade foi lida num contador de cintilação líquida Beckman LS 6000 IC usando Universal como líquido de cintilação. O potencial de degradação extracelular de macromoléculas foi avaliado fluorimetricamente pela degradação dos substratos-modelo metil-umbeliferil-β-D-glucose (Sigma-Aldrich) para as β-glucosidasas e L-leucina-7-amido-4-metil-coumarina (Sigma-

Aldrich) para as aminopeptidases, ambos adicionados em concentração final saturante de 1 mM (HOPPE, 1983).

Os dados obtidos foram sujeitos a tratamento estatístico. Para a descrição de gradientes ao longo do perfil longitudinal delineado para este estudo, utilizou-se a análise de classificação e ordenação aplicada separadamente aos conjuntos de dados físico-químicos e microbiológicos. A matriz de dados físico-químicos incluiu os valores de temperatura, salinidade, seston, POM, percentagem de POM no seston total, oxigénio dissolvido, profundidade total e profundidade de Secchi. Todas as variáveis foram estandardizadas e os valores em falta substituídos pelo valor médio do parâmetro. Como método de classificação seguiu-se o agrupamento por ligação média baseada em distâncias euclidianas. Como método de ordenação aplicou-se a análise de componentes principais (PCA) baseada numa matriz de correlação de Spearman. Os dados biológicos (clorofila *a*, NTB, $V_{\text{máx}}$ e T_r da glucose, percentagem de respiração da glucose e taxas máximas de hidrólise ectoenzimática) foram usados para a técnica de classificação, também por análise agrupamento por ligação média baseada em distâncias euclidianas e para a análise de ordenamento multidimensional (MDS). Com o intuito de explicar a variação dos parâmetros microbiológicos e eventualmente apontar factores de controle com efeito nas comunidades de bacterioplâncton, procedeu-se à análise de regressão múltipla (passo a passo) dos dados microbiológicos usando clorofila *a*, seston, POM, temperatura, salinidade, profundidade total e profundidade de Secchi como variáveis independentes. NTB foi também incluído como variável independente na análise de regressão dos parâmetros de actividade bacteriana. Todos os procedimentos estatísticos foram executados em SPSSWIN 7.1.

RESULTADOS

Os valores dos parâmetros físico-químicos são apresentados na Tabela 1. A salinidade em baixa mar variou entre 4,5 UPS na zona terminal do Rio Boco e 35,5 UPS no local N1. Em maré viva, os valores de salinidade foram elevados e próximos do valor correspondente à água do oceano ao longo do perfil estuarino com declínio marcado na água do Rio Boco. A temperatura variou entre 16,6 e 26,6 °C aumentando com o afastamento em relação à embocadura. A diferença máxima de 8,8 °C entre locais extremos registou-se em preia-mar de maré viva.

A concentração mínima de oxigénio (78 % de saturação) foi registada em preia mar, em condições de maré morta, na totalidade dos locais de amostragem à excepção do Rio Boco. Ainda em maré morta mas em baixa mar ocorreram, pelo contrário, valores de sobressaturação nos locais mais interiores com um máximo de 162 % no local I8. Não foi detectado padrão definido de variação longitudinal do teor de seston. As concentrações variaram entre 26 e 66 mg.l⁻¹. O teor de seston foi, no entanto, claramente mais elevado (3-44 %) em baixa mar.

Tabela 1: Valores de salinidade (UPS), temperatura (°C), oxigénio dissolvido (% saturação), clorofila *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$), seston (mg.l^{-1}), matéria orgânica particulada (mg.l^{-1}) registados à superfície da coluna de água (0,2 m), em baixa mar e em preia mar de maré viva e de maré morta (desvio padrão apresentado entre parêntesis).

		Salinidade	Temperatura	Oxigénio	Clorofila <i>a</i>	Seston	POM
12 de Julho de 1997 (maré morta)	Preia mar N1	35.6	16.6	78	6.9 (0.47)	49 (3)	12 (1)
	I2	34.7	18.5	78	8.2 (0.24)	48 (1)	12 (1)
	I4	33.0	20.6	78	8.7 (0.27)	50 (2)	12 (1)
	I6	32.3	21.3	78	12.1 (0.85)	51 (3)	13 (2)
	I8	29.0	23.3	78	33.5 (2.65)	53 (1)	13 (1)
	Rio Boco	7.3	24.1	116	22.8 (2.31)	36 (1)	13 (1)
	Baixa mar N1	32.7	20.7	88	11.4 (0.40)	49 (6)	14 (1)
	I2	32.6	22.2	84	12.9 (1.34)	48 (3)	12 (1)
	I4	30.0	24.5	109	30.3 (2.62)	58 (1)	14 (1)
	I6	28.2	25.1	115	38.4 (1.46)	59 (1)	13 (1)
20 de Julho de 1997 (maré viva)	Preia mar N1	35.5	17.8	99	3.7 (0.34)	57 (4)	14 (1)
	I2	35.5	18.4	103	3.8 (0.28)	53 (2)	14 (1)
	I4	34.4	21.2	96	7.8 (0.12)	58 (2)	14 (1)
	I6	34.2	19.5	92	5.7 (0.28)	60 (4)	15 (1)
	I8	33.2	25.5	91	12.9 (1.93)	53 (1)	13 (1)
	Rio Boco	17.7	26.6	90	32.7 (1.65)	38 (1)	13 (1)
	Baixa mar N1	33.5	20.8	96	11.2 (0.95)	61 (6)	13 (1)
	I2	33.3	22.1	92	9.6 (0.24)	60 (1)	12 (1)
	I4	30.2	24.3	79	20.9 (1.94)	66 (4)	12 (1)
	I6	28.9	24.9	76	19.2 (0.73)	62 (1)	12 (1)
	I8	25.2	25.9	--	18.6 (1.27)	57 (7)	14 (2)
	Rio Boco	4.5	26.6	--	13.0 (1.25)	52 (7)	11 (2)

Os valores de POM variaram entre 11 e 15 mg.l^{-1} não se registando diferenças apreciáveis quer ao longo do perfil longitudinal quer entre diferentes fases de maré. A concentração mais baixa foi geralmente registada na estação marinha N1, onde não excedeu o valor de 11,4 mg.l^{-1} . Os teores de clorofila *a* variaram entre 3,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$ no local N1 e 41,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$ no Rio Boco. As concentrações registadas em baixa mar revelam acréscimos de 1,2 a 3,5 vezes relativamente aos teores registados em preia mar com excepção do Rio Boco, onde os valores máximos foram observados em preia mar.

A variação longitudinal dos parâmetros microbiológicos é apresentada na figura 2. O número total de bactérias variou entre $2,6 \times 10^6$ e $15,3 \times 10^6$ cél.ml^{-1} , definindo claramente um perfil longitudinal de enriquecimento no sentido dos locais mais interiores do Canal de Ílhavo seguido de decréscimo no Rio Boco. Os factores de variação da abundância bacteriana entre o local estuarino mais interior e o local de referência junto à entrada da Ria (I8/N1) variaram entre 2,1 em baixa mar de maré viva e 4,3 em preia mar de maré morta.

O metabolismo heterotrófico da glucose mostrou também sinais de estimulação na direcção do interior do estuário. $V_{\text{máx}}$ de incorporação de glucose atingiu o valor máximo de 17,7 $\text{mmol.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$ no local I8. Os valores de $V_{\text{máx}}$ neste local foram 2 a 15 vezes mais elevados do que os registados no local N1 em condições de maré correspondentes. A variação longitudinal de T_r mostrou padrão de variação longitudinal semelhante ao de $V_{\text{máx}}$. Os valores mínimos foram

registados junto à embocadura (0,4 – 4,1 $\% \cdot h^{-1}$) aumentando para o interior até atingir valores máximos no local I8 em maré morta (13,1 $\% \cdot h^{-1}$ em preia mar e 25,6 $\% \cdot h^{-1}$ em baixa mar) ou no Rio Boco em maré viva (10,4 $\% \cdot h^{-1}$ em preia mar e 39,4 $\% \cdot h^{-1}$ em baixa mar).

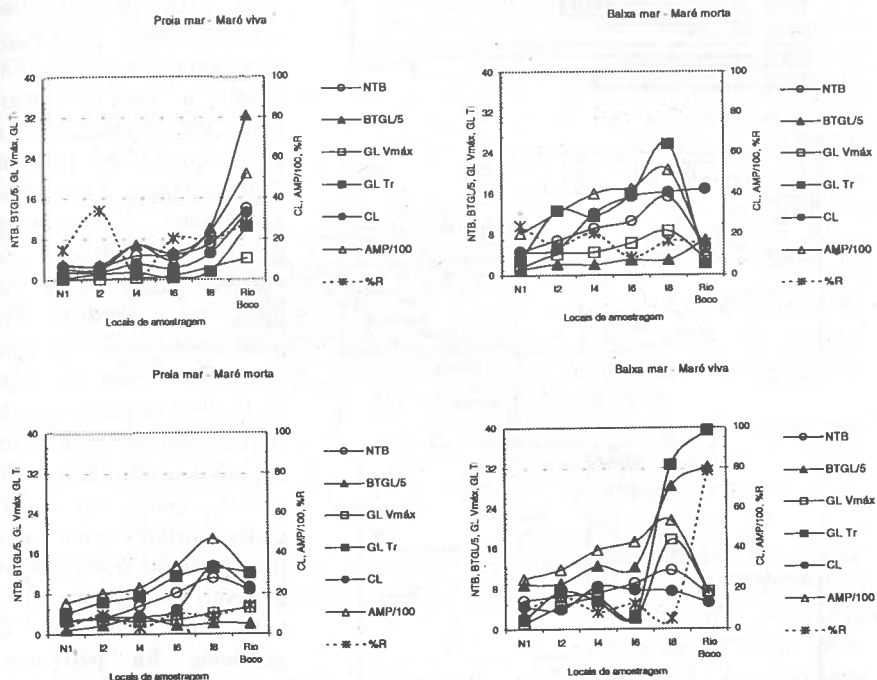


Fig. 2. Variação longitudinal de parâmetros biológicos em diferentes condições de maré: NTB, número total de bactérias (cél.ml⁻¹); BTGL/5, β-glucosidase (x 5 nmol.l⁻¹.h⁻¹); GL Vmáx, Vmáx de incorporação de glucose (nmol.l⁻¹.h⁻¹); GL Tr, Tr da glucose ($\% \cdot h^{-1}$); CL, clorofila a (μg.l⁻¹); AMP/100, aminopeptidase (x 100 nmol.l⁻¹.h⁻¹); %R, percentagem de respiração de glucose (%).

Os resultados apontam ainda para a preponderância da incorporação sobre a respiração na renovação da glucose. A percentagem máxima de respiração registada foi de 34 % não sendo possível definir claramente um padrão de variação longitudinal. Um valor excepcionalmente alto de 75 % de respiração de glucose foi registado no Rio Boco. Os efeitos tidais foram caracterizados por decréscimo de 40-97 % de Vmáx e Tr em preia mar em condições de maré viva. Em preia mar de maré morta o decréscimo das taxas de actividade só foram detectadas no sector

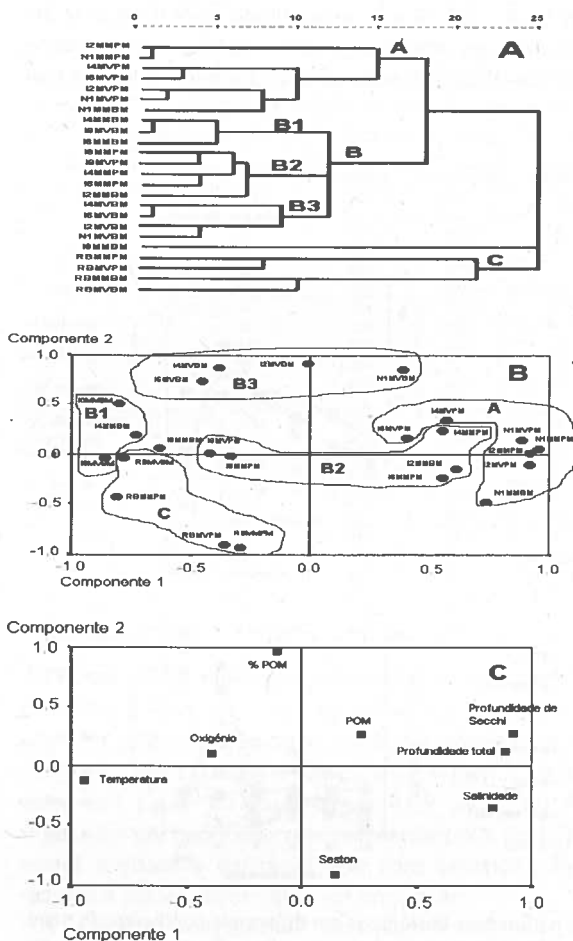


Fig. 3. Resultados das análises de classificação e de ordenação dos dados físico-químicos. Dendrograma obtido a partir da distância euclidiana (A), e representação bidimensional das amostragens (B) e dos parâmetros (C) segundo os dois primeiros eixos da análise PCA (MM-maré morta; MV-maré viva; BM-baixa mar, PM-preia mar).

do agrupamento por ligação média da matriz de dados físico-químicos permite a definição de 3 grupos principais (Figura 3A). O grupo A inclui preferencialmente os locais N1 e I2 embora os locais I4 e I6 estejam também representados (preia mar de maré viva). O grupo B inclui todos os locais estuarinos mas não o Rio

intermédio (entre os locais I2 e I8). Junto à embocadura e no Rio Boco houve considerável estimulação em preia mar (40-55%).

As taxas de hidrólise ectoenzimática ($V_{máx}$) variaram entre 531 e 5200 $\text{nmol.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$ para as aminopeptidases e entre 14,3 e 181,3 $\text{nmol.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$ para as β -glucosidases. Estas duas actividades mostraram diferentes padrões de variação longitudinal. As taxas de actividade das aminopeptidases foram geralmente mais elevadas no local I8 enquanto que as β -glucosidases registaram máximos no Rio Boco. No sector salobro, as actividades hidrolíticas em baixa mar foram até 6 vezes mais elevadas do que as registadas em preia mar. O gradiente foi particularmente acentuado em maré viva. No Rio Boco a situação foi novamente inversa, sendo a variação tidal da actividade ectoenzimática caracterizada por decréscimo (máximo de 60%) entre a preia e a baixa mar.

O resultado da análise

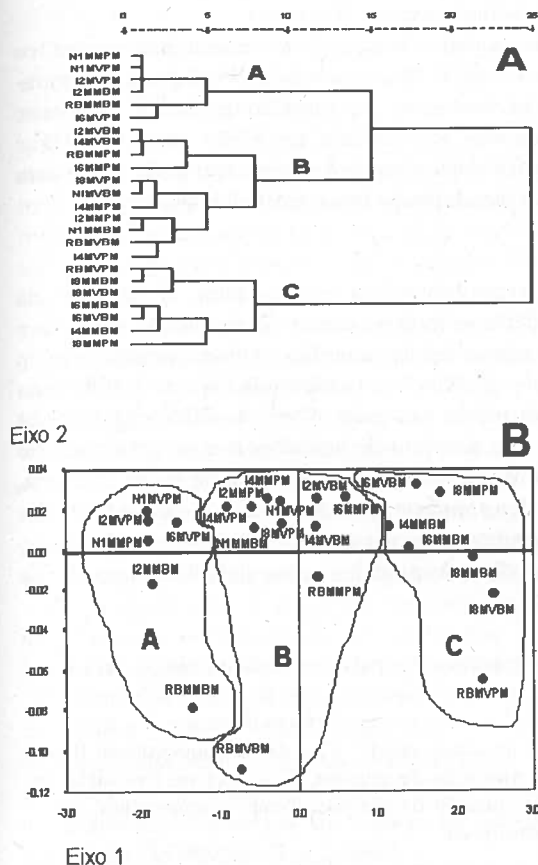


Fig. 4. Resultados das análises de classificação e de ordenação dos dados biológicos. Dendrograma obtido a partir da distância euclidiana (A), e representação bidimensional das amostragens (B) segundo os dois primeiros eixos da análise MDS (MM-maré morta; MV-maré viva; BM-baixa mar, PM-preia mar).

total e percentagem de POM. O resultado da análise de classificação baseada nos dados microbiológicos é apresentada na figura 4A. Foram identificados 3 grupos que estão também representados na representação gráfica segundo os primeiros dois eixos resultantes da análise por MDS (Figura 4B). Os 3 grupos são geograficamente heterogêneos. O grupo A inclui principalmente os locais N1 e I2 mas os locais I6 e o Rio Boco surgem também representados. O grupo B inclui todos os locais de amostragem sob diferentes condições de maré e o grupo

Boco. Este grupo pode ser subdividido em 3 subgrupos mais homogêneos: o subgrupo B1 inclui amostras dos locais N1, I2, I4 e I6 em baixa mar; o subgrupo B2, mais heterogêneo reúne os locais I2, I6 e I8 em diferentes condições de maré; o subgrupo B3 inclui os locais N1, I2, I6 e I8 em condições de preia mar ou de maré viva. O grupo C inclui apenas o Rio Boco. O local I8 em baixa mar de maré morta não aparece incluído em nenhum dos grupos.

A identificação dos grupos sobre a representação bidimensional da ordenação por PCA é apresentada na figura 3B. Os dois primeiros componentes explicam cerca de 64% da variação total. A ordenação por variáveis (Figura 3C) mostra relação negativa entre temperatura e salinidade, profundidade de Secchi e profundidade total e ainda entre seston

C inclui apenas os locais estuarinos interiores e o Rio Boco.

A análise de regressão, presumindo relações de causalidade entre os parâmetros microbiológicos e as variáveis físico-químicas e biológicas, encontra-se sumariada na tabela 2. A percentagem de variação explicada com este conjunto de variáveis independentes foi elevada (> 80%) para o NTB e actividades ectoenzimáticas mas foi relativamente pequena (cerca de 30%) para os parâmetros relacionados com o metabolismo heterotrófico da glucose.

DISCUSSÃO

A variação dos parâmetros microbiológicos aponta para o aumento da densidade das comunidades bacterianas e dos índices de actividade absoluta e específica no salobro do perfil longitudinal de salinidade. O local de amostragem correspondente ao extremo juzante do Rio Boco está ainda exposto à influência das correntes de maré, particularmente em maré viva. A influência marinha sentida em preia-mar, produziu aqui aumento de abundância e de actividade do bacterioplâncton. Os baixos valores registados noutras fases de maré, excluem, no entanto, este local como determinante da densidade e actividade das comunidades bacterianas encontradas no extremo interior do Canal de Ílhavo pelo que os efeitos da preia mar são interpretados como devidos à intrusão de águas estuarinas mais produtivas.

Tabela 2. Parâmetros da regressão múltipla passo a passo de variáveis biológicas para o conjunto dos dados referentes a 6 locais de amostragem em 4 fases de maré (n=24); β : coeficiente de regressão estandardizado; p: nível de significância de declive nas equações de regressão (NTB - número total de bactérias; Amp - $V_{m\acute{a}x}$ das aminopetidases; Btgl - $V_{m\acute{a}x}$ das β -glucosidasases; $V_{m\acute{a}x}$ - incorporação de glucose; T_r - taxa de renovação da glucose; % Resp - percentagem de respiração da glucose; Temp - temperatura; Sal - salinidade; Clor - concentração de clorofila *a*).

Variável dependente	Variável independente	Equação de regressão	R ² (Ajust.)
LogNTB	Temp ($\beta = 0.715$; $p = 0.000$) Sal ($\beta = 0.321$; $p = 0.011$) LogClor ($\beta = 0.424$; $p = 0.013$)	LogNTB = $-0.908 + 0.052 \text{ Temp} + 0.007127 \text{ Sal} + 0.299 \text{ LogClor}$	0.824
Amp	NTB ($\beta = 0.906$; $p = 0.000$)	Amp = $-333.898 + 414.966 \text{ NTB}$	0.813
Btgl	Sal ($\beta = -0.634$; $p = 0.000$) NTB ($\beta = 0.478$; $p = 0.000$)	Btgl = $105.170 - 2.934 \text{ Sal} + 6.335 \text{ NTB}$	0.822
$V_{m\acute{a}x}$	Temp ($\beta = 0.584$; $p = 0.003$)	$V_{m\acute{a}x} = -11.584 + 0.704 \text{ Temp}$	0.310
T_r	Temp ($\beta = 0.577$; $p = 0.003$)	$T_r = -34.568 + 1.954 \text{ Temp}$	0.333
% Resp.	Sal ($\beta = -0.558$; $p = 0.013$) LogClor ($\beta = -0.942$; $p = 0.003$) Temp ($\beta = 0.703$; $p = 0.030$)	% Resp = $13.072 - 0.864 \text{ Sal} - 44.253 \text{ LogClor} + 3.572 \text{ Temp}$	0.435

O comportamento variável do Rio Boco, quanto ao potencial heterotrófico das comunidades bacterianas, manifesta-se nos resultados de PCA, em que as amostras deste local constituem, quanto às características físico-químicas, um grupo distinto, e nos resultados de MDS, em que dependendo das condições de maré, este local assume carácter estuarino ou, pelo contrário, carácter marinho mais semelhantes ao da zona próxima da embocadura (local N1). Estes resultados evidenciam a forte influência das correntes de maré, apontada como um dos principais factores de regulação da distribuição das comunidades bacterianas em estuários bem misturados das zonas temperadas, com reduzidos caudais de entrada de água doce (PAINCHAUD *et al.*, 1987).

Os resultados da análise de correlação múltipla podem explicar parcialmente as causas da maior abundância e actividade heterotrófica das comunidades bacterianas do sector interno do Canal de Ílhavo. Esta zona é pouco profunda e nos meses de mais quentes a coluna de água regista temperaturas mais elevadas do que a dos sectores mais profundos e sujeitos à influência directa da água do mar. A temperatura mostrou ter valor explicativo elevado no controle da actividade do bacterioplâncton, no que está de acordo com os resultados obtidos na maior parte dos ecossistemas aquáticos (CHRISTIAN e KARL, 1995).

No conjunto dos 6 locais de amostragem a salinidade apresentou relação positiva com NTB, reflectindo sobretudo os baixos valores de abundância bacteriana associados ao local de menor salinidade (Rio Boco).

A abundância de fitoplâncton, traduzida pela concentração de clorofila a, apresentou também relação significativa com a abundância bacteriana. Esta relação, frequente em sistemas costeiros, pode resultar de um controle simultâneo de ambas as comunidades outros factores ou pode revelar a importância da decomposição bacteriana de células de fitoplâncton ou de produtos da sua actividade (KORMAS *et al.*, 1998).

A actividade ectoenzimática parece ser uma capacidade comum ao bacterioplâncton da Ria de Aveiro uma vez que mais de 80% da variação pode ser explicada pelo NTB. Relação positiva entre actividade ectoenzimática e biomassa bacteriana pode ser encontrada em ambientes de diferentes graus de eutroficação (RATH *et al.*, 1993). A falta de relação entre actividade enzimática e a disponibilidade de POM pode reflectir a existência de elevados fluxos de material recalcitrante à degradação produzido localmente ou de origem alóctone. O efeito negativo da salinidade sobre a actividade das β -glucosidases revela que a zona salobra é o ambiente preferencial para a actividade desta enzima. Este padrão pode também resultar da relação positiva entre a actividade das β -glucosidases e o grau de eutroficação (RATH *et al.*, 1993) que, no caso do perfil longitudinal estudado, aumenta no sentido do afastamento da embocadura.

A explicação das elevadas taxas de incorporação, remineralização e consequente taxa de renovação da glucose na zona salobra do Canal de Ílhavo

não pode ser claramente identificada uma vez que a temperatura explica apenas cerca de 30% da variabilidade encontrada. A utilização bacteriana de monómeros depende obviamente da sua disponibilidade (BERMAN *et al.*, 1994) a qual pode, por sua vez, estar limitada pela hidrólise das macromoléculas (HOPPE, 1983). Os parâmetros estudados não fornecem informação sobre o *pool* de matéria orgânica dissolvida, tanto relativamente a substratos de utilização directa como de macromoléculas, o que poderia ser relevante para a explicação das taxas de incorporação e renovação de glucose. É, no entanto, significativa a relação negativa encontrada entre a concentração de clorofila *a* e a percentagem de respiração da glucose o que reflecte a influência da qualidade dos substratos disponíveis (BIANCHI *et al.*, 1995) sobre o grau de preponderância da actividade incorporadora das bactérias estuarinas.

A diferença do potencial heterotrófico dos sectores externo (N1) e interno (I2-I8) do perfil estuarino é evidenciada não só pelos valores 2 a 12 vezes mais elevados dos índices de actividade registados neste último, como também pelos valores médios de actividade por célula.

No perfil longitudinal delineado para este trabalho, a zona salobra, considerada como o segmento compreendido entre os locais I2 e I8, alberga, como se disse, comunidades 2-3 vezes mais densas e 2-12 vezes mais activas do que a zona marinha, representada pelo local N1. O reflexo negativo do gradiente de salinidade no gradiente de abundância e actividade microbiana pode corresponder a vários factores não discriminados neste trabalho. Sobressaem a riqueza em nutrientes e em matéria orgânica utilizável e a composição das comunidades bacterianas, essencialmente estuarinas ou marinhas.

A zona marinha é mais profunda e corresponde a 22% (PM) a 35% (BM) do volume total de água da Ria (SILVA, 1994). A extrapolação dos resultados aos restantes canais da Ria de Aveiro, ainda que com carácter especulativo, permitiria atribuir à zona marinha uma contribuição de cerca de 30 % para o volume de água mas de apenas 9-17% para as taxas de degradação ectoenzimática e de renovação de monómeros (glucose). As zonas periféricas menos profundas, assumem pois, um papel preponderante nos ciclos biogeoquímicos na Ria de Aveiro e podem ser determinantes da extensão das trocas entre este sistema estuarino e o oceano.

BIBLIOGRAFIA

- BERMAN, T., HOPPE, H.-G. e GOCKE, K. (1994). Response of aquatic bacterial populations to substrate enrichment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 104: 173-184.
- BIANCHI, M. e WAMBEKE, F. (1989). Les réseaux planctoniques ou la base de la production océanique. In Bianchi, M., Marty, D., Bertrand, J.-C., Caumette, P., Gauthier, M. *et al.* (Eds.), *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*. Masson. Paris. pp 65-100.

- CHRISTIAN, J. R. e KARL, D. M. (1995). Bacterial ectoenzymes in marine waters: activity ratios and temperature responses in three oceanographic provinces. *Limnol. Oceanogr.*, 40 (6): 1042-1049.
- DUCKLOW, H., PURDIE, D. WILLIAMS, P. e DAVIES, J. (1986). Bacterioplankton: a sink for carbon in a coastal marine plankton community. *Science*, 232:865-867.
- GOCKE, K. (1977). Comparison of methods for determining the turnover times of dissolved organic compounds. *Mar. Biol.*, 42:131-141.
- HOBBIE, J. E., DALEY, R. e JASPER, S. (1977). Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33:1225-1228.
- HOPPE, H. G. (1983). Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish waters: measurements by means of methyl-umbelliferyl substrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11: 299-308.
- KORMAS, K.A., KAPIRIS, K., THESSALOU-LEGAKI, M. e NICOLAIDOU, A. (1998). Quantitative relationships between phytoplankton, bacteria and protists in an Aegean semi-enclosed embayment (Maliakos Gulf, Greece). *Aquat. Microb. Ecol.*, 15: 255-264.
- MOREIRA, M. H., QUEIROGA, H., MACHADO, M. M. e CUNHA, M. R. (1993). Environmental gradients in a southern europe estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal. Implications for soft bottom macrofauna colonization. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 27 (2-4): 465-482.
- PAINCHAUD, J., LEFAIVRE, D. e THERRIault, J. C. (1987). Box-model analysis of bacterial fluxes in the St. Lawrence estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 41: 241-252.
- PARSONS, T. R., MAITA, Y. e LALLI, C. M. (1989). A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford.
- PSENNER, R. e SOMMARUGA, R. (1992). Are rapid changes in bacterial biomass caused by shifts from top-down to bottom-up control? *Limnol. Oceanogr.*, 37 (5): 1092-1100.
- RATH, J., SCHILLER, C. e HERNDL, G. J. (1993). Ectoenzymatic activity and bacterial dynamics along a trophic gradient in the Caribbean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 102: 89-96.
- SHERR, E., e SHERR, B. (1988). Roles of microbes in pelagic food webs: a revised concept. *Limnol. Oceanogr.*, 33 (5): 1225-1227.
- SILVA, J. J. F. (1994). Circulação de água na ria de Aveiro: contribuição para o estudo da qualidade da água. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro.
- WIKNER, J., RASSOULZADEGAN, F. e HAGSTROM, A. (1990). Periodic bacterivory balances bacterial growth in the marine environment. *Limnol. Oceanogr.*, 35 (2):312-324.
- YENTSCH, C. S. e MENZEL, D. W. (1963). A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep-Sea Res.*, 10:221-231.

**UTILIZAÇÃO DE INDICADORES BIOQUÍMICOS DO ESTADO
NUTRICIONAL EM LARVAS DE GÓBIO (*Pomatoschistus* sp.)
ESTUDO COMPARATIVO EM EXEMPLARES MANTIDOS EM CONDIÇÕES
CONTROLADAS E CAPTURADOS NO MEIO NATURAL**

Rui Sá¹ & António Paulo Carvalho^{1,2}

¹ Departamento de Zoologia e Antropologia da Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto

² Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMAR)
Universidade do Porto

Sá, R. & Carvalho, A. P. (1999). The use of biochemical indices in the determination of the nutritional status of *Pomatoschistus* sp. larvae. *Revista Biol. (Lisboa)* **17**: 275-282.

The study of some biochemical indices (RNA/DNA, Protein/DNA, RNA/Protein) allows the determination of the nutritional status of some organisms. That status, along with predation, determines the survival of these organisms. In the present work was tested the applicability of these indices in *Pomatoschistus* sp. larvae and was concluded that RNA/DNA and RNA/Protein rates were the best pointers of the nutritional condition that *Pomatoschistus* sp. larvae were subjected.

Comparing the results obtained with larvae kept in the laboratory in controlled feeding conditions, with those of larvae captured in nature, it seems that the specimens captured in the Lima River estuary were, at the time of capture, in a high nutritional status, which reflects the food abundance of this ecosystem.

Keywords: RNA/DNA rate, nutritional status, Lima River, *Pomatoschistus* sp. larvae.

Sá, R. & Carvalho, A. P.- Utilização de indicadores bioquímicos do estado nutricional em larvas de góbio (*Pomatoschistus* sp.). *Revista Biol. (Lisboa)* **17**: 275-282.

O estudo de alguns índices bioquímicos (RNA/DNA, Proteína/DNA, RNA/Proteína) permite a determinação do estado nutricional dos organismos, estado esse que, juntamente com a predação, determina a sua sobrevivência.

Neste trabalho testou-se a aplicabilidade destes índices a larvas de *Pomatoschistus* sp., constatando-se que as razões RNA/DNA e RNA/Proteína são as melhores indicadoras das condições de alimentação a que as larvas da espécie em estudo estão sujeitas.

Com base na comparação dos resultados obtidos em larvas mantidas em condições laboratoriais de alimentação controlada, e em larvas capturadas no meio natural, concluiu-se que os exemplares desta espécie provenientes do estuário do Rio Lima se encontravam, no momento das capturas, num bom estado nutricional, o que reflectirá a riqueza alimentar do ecossistema.

Palavras chave: RNA/DNA, estado nutricional, larvas de *Pomatoschistus* sp., Rio Lima.

INTRODUÇÃO

Uma gestão racional das populações piscícolas depende da possibilidade de previsão do recrutamento das várias espécies, o qual é determinado em grande medida pelas potencialidades do meio para a propagação (sobrevivência e crescimento) dos organismos.

A escassez de alimento, conjuntamente com a predação, são factores determinantes do recrutamento, sendo dos principais responsáveis pela elevada mortalidade que caracteriza as primeiras fases do desenvolvimento dos peixes (BUCKLEY, 1979). Assim, a determinação do estado nutricional em larvas de peixes tem sido sugerida como um método apropriado para a previsão do recrutamento e do efectivo de cada classe de idade (CLEMMESSEN, 1994), de forma a proporcionar uma gestão mais eficaz das populações.

Com o presente trabalho pretende-se verificar a aplicabilidade de alguns índices bioquímicos, que são utilizados como indicadores do estado nutricional em peixes, em exemplares de góbio (*Pomatoschistus* sp.) capturados no estuário do rio Lima e em exemplares sujeitos a diferentes regimes alimentares em condições controladas.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram efectuadas quatro capturas de larvas de *Pomatoschistus* sp. no estuário do Rio Lima (23/3; 30/3; 14/4 e 23/5/98), tendo os exemplares sido transportados vivos para o laboratório em recipientes com água do meio natural. Após serem mantidos em jejum durante cerca de 24 horas (para assegurar o esvaziamento do tubo digestivo), os exemplares foram pesados individualmente, congelados em azoto líquido e mantidos em arca congeladora a -70°C até à realização das análises. Na última captura, parte dos exemplares recolhidos foram divididos em diferentes lotes, colocados em tanques de 4 litros de capacidade num sistema com recirculação de água do mar, a 20° C, e sujeitos a diferentes regimes alimentares à base de náuplios recém-eclodidos de *Artemia* sp. (INVE AF) (Fig. 1).

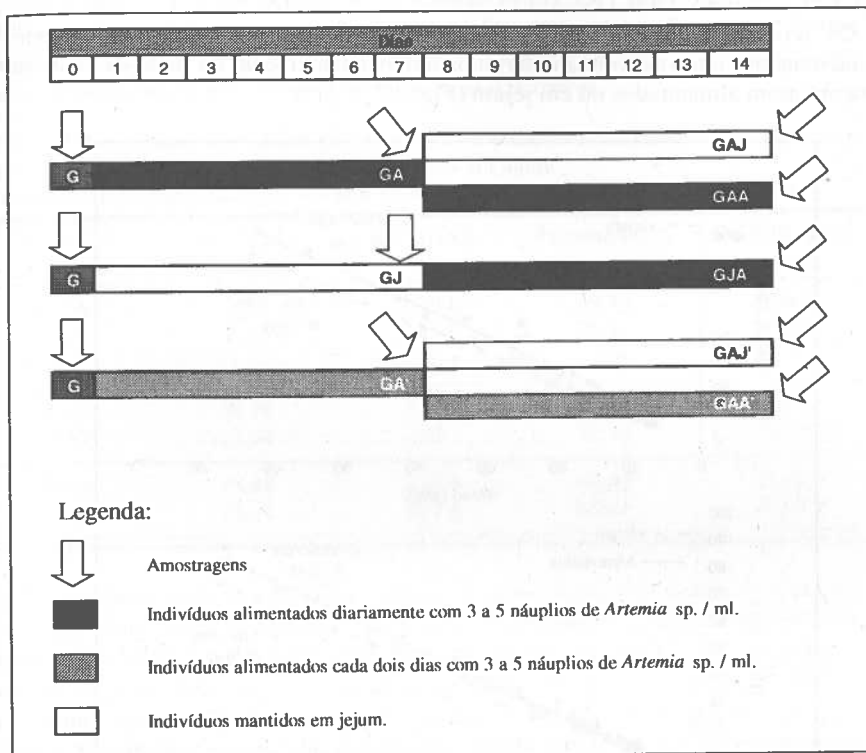


Fig. 1. Esquema representativo do procedimento experimental e das amostragens efectuadas.

As larvas amostradas foram sujeitas ao mesmo tratamento realizado para as larvas capturadas no meio natural.

Todas as análises foram efectuadas nas larvas individuais, o teor em ácidos nucleicos de acordo com SCHMIDT & THANNHAUSER (1945) modificado por MUNRO & FLECK (1966) e o teor em proteína pelo método de LOWRY *et al.* (1951) utilizando albumina sérica bovina como padrão. A partir dos valores obtidos estabeleceram-se os índices RNA/DNA, RNA/Proteína e Proteína/DNA.

Os resultados obtidos foram tratados estatisticamente através de ANOVA e do teste de Newman-Keuls sempre que foram detectadas diferenças entre as médias (nível de significância de 0.05), recorrendo aos programas Statgraphics 7.0 e Excel 7.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores de RNA, DNA e Proteína verificou-se estarem directamente relacionados com o peso dos indivíduos independentemente do facto de estes se encontrarem alimentados ou em jejum (Fig. 2).

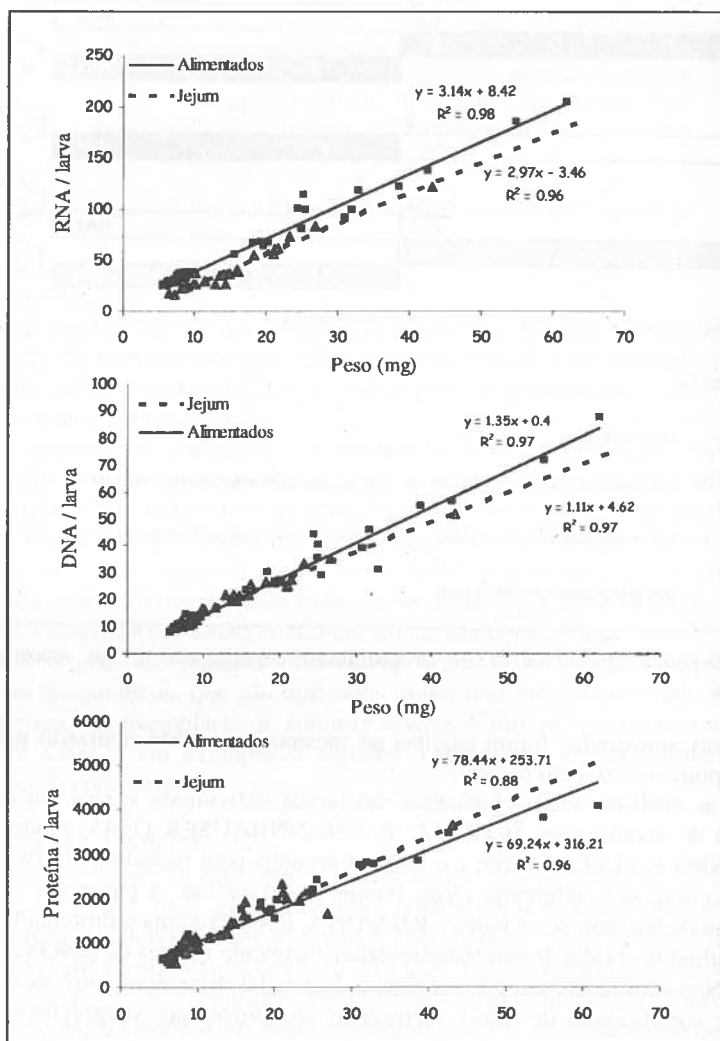


Fig. 2. Variação do RNA (μ g), DNA (μ g) e Proteína (μ g) com o peso larvar (mg).

Nas tabelas 1 e 2 apresentam-se os valores médios do peso e dos diferentes índices estudados nos indivíduos mantidos em condições controladas, representando-se nas Figs. 3, 4 e 5 a evolução temporal do peso e dos índices que se revelaram indicadores do estado nutricional das larvas.

Tabela 1. Comparação dos valores médios do peso e dos diferentes índices estudados entre larvas alimentadas (com e sem restrição) e larvas em jejum.
(Valores com diferentes índices em expoente na mesma coluna são significativamente diferentes)

Situações comparadas	Peso Médio (mg)	RNA/DNA ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$)	Proteína/DNA ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$)	RNA/Proteína ($\mu\text{g}/\text{mg}$)
GA	23,33 c	2,79 b	69,30	40,63 c
GA'	15,15 b	2,45 b	75,51	32,82 b
GJ	11,14 a	1,82 a	67,98	27,16 a
GAA	36,78	2,55	63,45	40,68
GAJ	27,90	2,35	71,54	33,92
GAA'	18,36	2,25 b	67,86	33,53 b
GAJ'	12,33	1,62 a	63,24	25,94 a

Em nenhum caso foi possível evidenciar diferenças significativas entre os regimes alimentares recorrendo ao índice Proteína/DNA. Pelo contrário, os índices RNA/DNA e RNA/Proteína diferiram significativamente, permitindo, de um modo geral, diferenciar as situações de jejum das de alimentação (Tabela 1), e mesmo, no caso do índice RNA/Proteína, a situação de restrição alimentar (GA'). No entanto, no caso das larvas alimentadas sem restrição, uma semana de supressão de alimento (GAA *versus* GAJ) não foi suficiente para provocar uma diminuição significativa em qualquer dos índices.

A realimentação de larvas sujeitas a uma semana de inanição (Fig. s 3, 4 e 5: GJ \rightarrow GJA) conduziu a uma recuperação do peso e a um acentuado aumento nos valores dos índices RNA/DNA e RNA/Proteína, os quais igualaram os valores obtidos para os exemplares que se mantiveram continuamente alimentados (Tabela 2), sugerindo a ocorrência de uma situação de crescimento compensatório.

Tabela 2. Comparação dos valores médios do peso e dos diferentes índices entre larvas continuamente alimentadas (com e sem restrição) e larvas realimentadas.
(Valores com diferentes índices em expoente na mesma coluna são significativamente diferentes)

Situações comparadas	Peso Médio (mg)	RNA/DNA ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$)	Proteína/DNA ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$)	RNA/Proteína ($\mu\text{g}/\text{mg}$)
GAA	36,78 a	2,55	63,45	40,68
GAA'	18,36 b	2,25	67,86	33,52
GJA	21,75. b	2,66	65,10	41,11

A comparação dos valores obtidos para as larvas capturadas no meio natural com os das larvas mantidas em condições controladas (Tabela 3) sugere que aquelas estariam, no momento da captura, num estado nutricional mais próximo do das larvas alimentadas do que das mantidas em jejum (Fig. s 4 e 5).

Tabela 3. Comparação dos valores médios dos vários índices entre larvas recolhidas no meio natural (G, N1, N2, N3) e larvas em condições de alimentação controlada.

(Valores com diferentes índices em expoente na mesma coluna são significativamente diferentes.)

(* → Situações para as quais a ANOVA detectou diferenças, mas nas quais o teste de comparação de médias não foi capaz de discernir entre que tratamentos essas diferenças ocorriam)

Situações comparadas	RNA/DNA ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$)	Proteína/DNA ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$)	RNA/Proteína ($\mu\text{g}/\text{mg}$)
G	2,91	77,64	37,94
N1	3,34	73,91	46,16
N2	3,07	70,39	43,98
N3	2,91	75,62	40,88
GA	2,79	69,30	40,63
GA'	2,45	75,51	32,82
G	2,91 b	77,64	37,94 b
N1	3,34 b	73,91	46,16 b
N2	3,07 b	70,39	43,98 b
N3	2,91 b	75,62	40,88 b
GJ	1,82 a	67,98	27,16 a

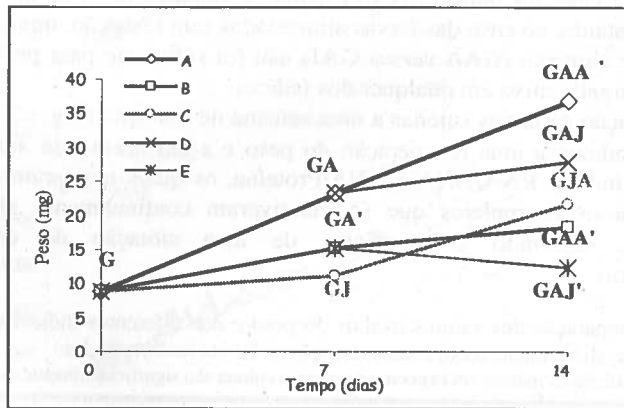


Fig. 3. Variação dos valores médios do peso durante o decorrer da experiência (Cada ponto constitui a média de 6 determinações)

A - Larvas alimentadas sem restrição (G → GA → GAA'); B - Larvas alimentadas com restrição (G → GA' → GAA'); C - Larvas realimentadas sem restrição durante uma semana, após uma semana de jejum (G → GJ → GJA); D - Larvas em jejum após 7 dias de alimentação sem restrição (G → GA → GJA); E - Larvas em jejum após 7 dias de alimentação com restrição (G → GA' → GAJ')

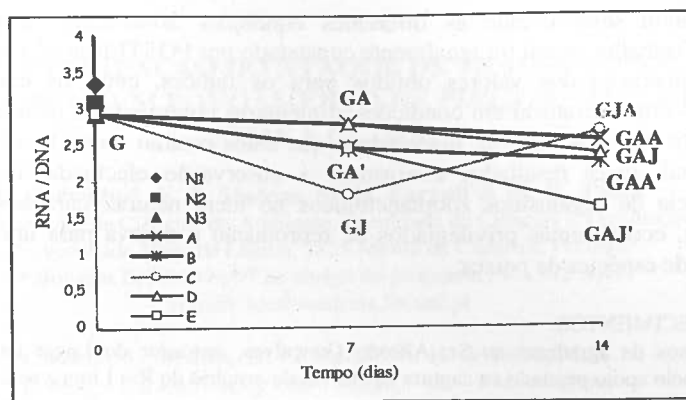


Fig. 4. Variação dos valores médios do índice RNA/DNA durante o decorrer da experiência. (Cada ponto constitui a média de 6 determinações)
 N1 - Larvas recolhidas no meio natural no dia 23 de Março; N2 - Larvas recolhidas no meio natural no dia 30 de Março; N3 - Larvas recolhidas no meio natural no dia 14 de Abril; A, B, C, D, E - (Ver legenda da Fig. 3)

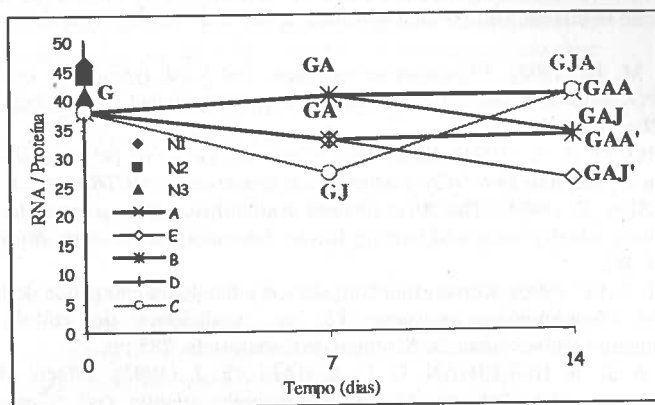


Fig. 5. Variação dos valores médios do índice RNA/Proteína durante o decorrer da experiência. (Cada ponto constitui a média de 6 determinações).
 N1, N2, N3, A, B, C, D, E - (Ver legenda das Fig. 3 e 4)

CONCLUSÃO

Os índices RNA/DNA e RNA/Proteína, à semelhança de outros trabalhos com várias espécies (BUCKLEY, 1979; WRIGHT & MARTIN, 1985; CHÍCHARO, 1993; CANINO, 1994; CLEMMESSEN, 1994; CUNHA, 1996), revelaram-se bons indicadores do estado nutricional dos indivíduos, reflectindo as condições alimentares a que estes estavam sujeitos e as respectivas variações de peso. Pelo contrário, o índice Proteína/DNA, por vezes apontado como sendo igualmente apropriado como indicador do estado nutricional dos peixes (CUNHA, 1996),

não revelou sensibilidade às diferentes condições alimentares testadas no presente trabalho, como foi igualmente constatado por FOSTER *et al.* (1993).

A comparação dos valores obtidos para os índices, entre os exemplares mantidos em laboratório em condições alimentares controladas e os exemplares recolhidos no meio natural, demonstrou que estes estarão numa boa condição nutricional. Estes resultados confirmam a observação efectuada, de grande abundância de organismos zooplactónicos no meio natural, característica de estuários, ecossistemas privilegiados de reprodução e desova para um número elevado de espécies de peixes.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer ao Sr. Alfredo Gonçalves, pescador do Lugar da Areia - Darque, pelo apoio prestado na captura das larvas do estuário do Rio Lima e pela cedência do material de pesca utilizado. Agradecemos também o apoio prestado nas amostragens pelos colegas Gabriela Lima, Paulo Canedo, Débora Borges, Sandra Ramos, Sandra Beleza e Jorge Salgueiro.

BIBLIOGRAFIA

- BUCKLEY, L. J. (1979). Relationships between RNA-DNA ratio, prey density, and growth rate in atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36: 1497-1502.
- CANINO, M. F. (1994). Effects of temperature and food availability on growth and RNA/DNA ratios of walleye pollock *Theragra chalcogramma* (Pallas) eggs and larvae. *J. Exp. Biol. Ecol.* 175: 1-16.
- CHÍCHARO, M. A. T. (1993). Estado nutricional em larvas de peixe: análise de ácidos nucleicos e proteínas. *Bol. UCA. Universidade dos Algarve, UCTRA*, vol. 1: 653-669.
- CLEMMESSEN, C. (1994). The effect of food availability, age or size on the RNA/DNA ratio of individually measured herring larvae: laboratory calibration. *Marine Biology*, 118: 377-382.
- CUNHA, I. C. G. (1996). Comportamiento trófico y fisiología energética de las larvas de rodaballo (*Scophthalmus maximus* L.) en condiciones de cultivo. Tese de Doutoramento, Universidade de Santiago de Compostela. 283 pp.
- FOSTER, A. R. & HOULIHAN, D. F. & HALL, S. J. (1993). Effects of nutritional regime on correlates of growth rate in juvenile atlantic cod (*Gadus morhua*): comparison of morphological and biochemical measurements. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 502-512.
- LOWRY, O.H., ROSENBROUGH, N.J., FARR, A.L. & RANDALL, R.J. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.*, 193: 265-275.
- MUNRO, H.N. & FLECK, A. (1966). *The determination of nucleic acids*. In D. Glick (ed.), *Methods of Biochemical Analysis*, vol. 14: 113-176. John Wiley and Sons, Inc., New York, N.Y..
- SCHMIDT, G. & THANNHAUSER, S.J. (1945). A method for the determination of deoxiribonucleic acid, ribonucleic acid, and phosphoproteins in animal tissues. *J. Biol. Chem.*, 161: 83-89.
- WRIGHT, D. A. & MARTIN, F. D. (1985). The effect of starvation on RNA:DNA ratios and growth of larval striped bass, *Morone saxatilis*. *J. Fish Biol.*, 27: 479-485.

CARACTERIZAÇÃO DO ATAQUE DE *THAUMETOPOEA PITYOCAMPA* NUM POVOAMENTO DE *PINUS PINASTER* POR SPME E GC-MS

L. Carvalho*, E. P. Mateus, M. H. Farrall & M. R. Paiva

Departamento de Ciências do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia
Universidade Nova de Lisboa, 2825 Monte da Caparica, Portugal

* Bolseira BIC/16994/97 ao abrigo do programa PRAXIS XXI

E-mail: ldc@students.fct.unl.pt

Carvalho, L., Mateus, E. P., Farrall, M. H. & Paiva, M. R. (1999). Caracterização do ataque de *Thaumetopoea pityocampa* num povoamento de *Pinus pinaster* por SPME e GC-MS. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 283-287.

Este trabalho pretende estudar a relação entre as emissões voláteis libertadas por pinheiros-bravos (*Pinus pinaster*) e o número de ninhos provisórios e definitivos do insecto desfolhador processionária (*Thaumetopoea pityocampa*), neles encontrados. Estes compostos foram identificados e quantificados por GC-MS. A análise estatística realizada teve por base a correlação de Spearman. Verificou-se existirem relações significativas entre os teores de limoneno e de α -pineno com o número de ninhos de processionária.

Palavras Chave: Compostos voláteis; Cromatografia de partição gás/líquido; *Pinus pinaster*, Processionária do pinheiro.

Carvalho, L., Mateus, E. P., Farrall M. H. & Paiva, M. R. (1999). Attack characterization of *Thaumetopoea pityocampa* in a stand of *Pinus pinaster* using SPME and GC-MS. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 283-287.

This work aimed at the establishment of a relationship, between the number of larval nests (provisional and definitive) of the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*), found on *Pinus pinaster*, and the composition of the volatile emissions by different trees located in the same stand. The volatile compounds were identified and quantified using GC-MS, and the results analysed using the Spearman correlation test. Significant relationships were detected between the emissions of limonene and α -pinene and the number of larval nests.

Keywords: Volatile compounds; Gaseous/liquid partition chromatography; *Pinus pinaster*; Processionary moth.

INTRODUÇÃO

Para vários insectos fitófagos, a atracção primária, constitui o principal processo de selecção do hospedeiro. Este mecanismo tem sido relacionado com as variações registadas na composição das emissões voláteis das árvores hospedeiras. Neste contexto, a cromatografia gasosa de alta resolução (HRGC), apresenta-se como um instrumento muito útil no estudo das interacções insecto-hospedeiro (MATEUS, FARRALL & PAIVA, 1995).

A microextracção por fase sólida (SPME) é uma técnica extractiva variante da extracção por fase sólida, em que não há adição de solventes e onde os analitos são rapidamente desadsorvidos na coluna. Desta forma, o tempo de análise é reduzido, aumentando-se os limites de detecção, e mantendo-se ao mesmo tempo o mesmo nível de resolução (SUPELCO, 1994; PAWLISZYN, 1997).

A processionária do pinheiro, *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.), é uma praga que ataca os géneros *Pinus* e *Cedrus*, com importante impacte económico na região mediterrânea. Na sua fase larvar este insecto é caracterizado pela construção de ninhos, que podem ser classificados em provisórios e definitivos, sendo estes últimos tecidos pelas larvas dos últimos estágios (SCHMIDT, 1990). Assim, a intensidade do ataque de *T. pityocampa* pode ser quantificada através da contagem de ninhos. Neste trabalho, procurou-se estabelecer uma correlação entre o nível de ataque da processionária, e a emissão de monoterpenos voláteis por uma das espécies coníferas mais atacadas pelo desfolhador: *Pinus pinaster* Ait.

MATERIAIS E MÉTODOS

O local de estudo consistiu num povoamento de *P. pinaster*, originando por regeneração natural, com cerca de 10 anos de idade, situado na zona da Apostiça (Península de Setúbal).

Foram recolhidas amostras de 22 pinheiros (agulhas e casca), que foram analisadas no laboratório. Introduziram-se as amostras, separadamente, em frascos de 7,0 ml, para extracção dos componentes voláteis por microextracção por fase sólida (Figuras 1 e 2), recorrendo a uma fibra de 100 µm de polidimetilsiloxano (PDMS). Cada extracção demorou cerca de 45 minutos à temperatura ambiente, após a qual se introduziu a fibra no injector do cromatógrafo, que se encontrava a uma temperatura de 250°C. Os componentes voláteis foram posteriormente analisados por cromatografia gasosa (cromatógrafo HP5890), utilizando uma coluna capilar DB-5 com 30 m x 0,32 mm i.d. e 1,0 µm de espessura de filme que constituiu a fase estacionária (J&W Scientific). A temperatura inicial do forno foi de 50°C durante 1 minuto, depois incrementada até 125°C a 4,0°C/min, seguida de novo incremento até 250°C a 10°C/min. O gás de arraste foi o hidrogénio (H₂) e utilizou-se um detector de ionização de chama (FID) a 250°C.

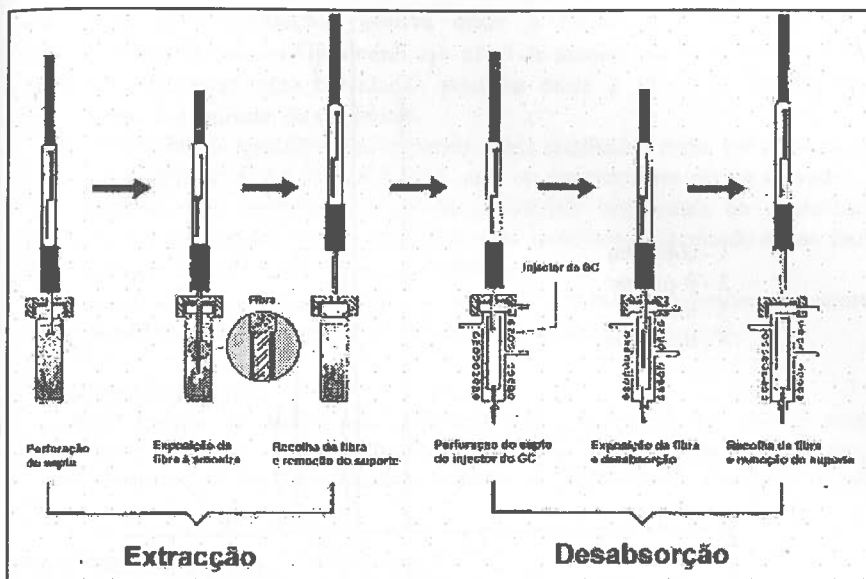


Figura 1. Microextração por fase sólida

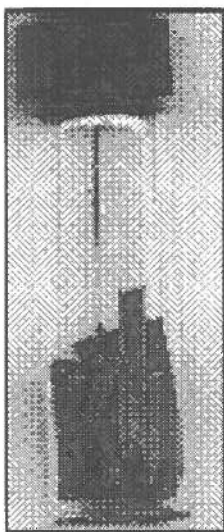


Figura 2. Fase da extração dos compostos voláteis de uma amostra de agulhas de *Pinus pinaster*

Os componentes voláteis foram identificados por espectrometria de massa (GC-MS). Procedeu-se à análise estatística dos resultados obtidos utilizando o teste não paramétrico de Spearman, com o objectivo de se detectarem eventuais correlações entre o número de ninhos (provisórios e definitivos) de *T. pityocampa* e a emissão dos seguintes monoterpenos: α -pineno, β -pineno, mirceno, limoneno e da razão β -pineno / limoneno.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na figura 3 apresenta-se um cromatograma, no qual se encontram identificados os 4 monoterpenos relevantes para o estudo efectuado.

Nas Tabelas 1 e 2 indica-se o grau de significância das correlações calculadas entre as emissões destes monoterpenos, e o número de ninhos (provisórios ou definitivos) de processionária contabilizados para os pinheiros estudados, respectivamente para as amostras de agulhas e de casca.

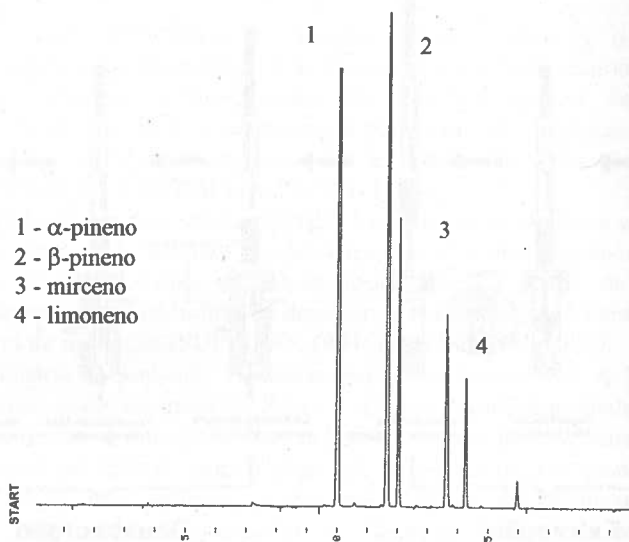


Figura 3. Cromatograma dos compostos voláteis de uma agulha de *Pinus pinaster*

Tabela 1. Correlação de Spearman para as agulhas de *P. pinaster*

Tipo de Ninhos	Monoterpenos	N	R (Spearman)	Nível - p
Provisórios	Limoneno	22	- 0.53	0.002 **
Provisórios	Razão β-pineno/limoneno	22	+ 0.54	0.001 **
Definitivos	Limoneno	22	- 0.39	0.03 *
Definitivos	Razão β-pineno/limoneno	22	+ 0.37	0.04 *

Tabela 2. Correlação de Spearman para a casca de *P. pinaster*

Tipo de Ninhos	Monoterpenos	N	R (Spearman)	Nível - p
Provisórios	α-pineno	22	+ 0.50	0.003 **
Definitivos	α-pineno	22	+ 0.28	0.13

* - significativo para $p < 0.05$

** - significativo para $p < 0.01$

Para as agulhas de *P. pinaster*, foram encontradas correlações significativas, de sinal negativo, entre as emissões de limoneno e o número de ninhos, quer provisórios, quer definitivos, de *T. pityocampa*. Complementarmente, encontrou-

-se ainda uma correlação positiva entre a razão de combinação de 2 monoterpenos: β -pineno / limoneno, e o nível de ataque pelo desfolhador. Para a casca, encontrou-se uma correlação positiva entre o nível de ataque de *T. pityocampa* e a emissão de α -pineno.

Relativamente às emissões de limoneno, estes resultados estão em consonância com o trabalho de SADOFF & GRANT, que se encontraram níveis elevados do monoterpeno, em variedades de *Pinus sylvestris* resistentes ao desfolhador *Dioryctria zimmermani*. O limoneno tem sido igualmente apontado como factor de resistência em coníferas, a insectos xilófagos.

Os resultados aqui apresentados, embora preliminares, apontam no sentido deste monoterpeno poder ter um papel de protecção do hospedeiro.

AGRADECIMENTOS

À Eng.^a Evelyne B. Moura pela disponibilidade demonstrada nas idas ao campo. Trabalho realizado no âmbito do Projecto PRAXIS/2/2.1/BIA/221/94 "Ecossistema de Pinhal: Conservação da Biodiversidade e Gestão de Recursos" do programa PRAXIS XXI.

BIBLIOGRAFIA

- MATEUS, E. P., FARRALL, M. H. & PAIVA, M. R. (1995). Characterization of the physiological condition of *Eucalyptus globulus* Labil by Headspace HRGC analysis of the bouquet of odours. *J. Microcolumn Separations*, 7 (6):641-645.
- SUPELCO (1994). Technical note number 56.
- PAWLISZYN, J. (1997). Solid phase microextraction: theory and practice – Wiley – VCH, Inc. United States of America.
- SCHMIDT, GERHARD H. (1990). On the Biology and Control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta). Proceedings of Thaumetopoea-Symposium, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover. University of Hannover.
- SADOFF, C. S. & GRANT, G. G. (1997). Monoterpene composition of *Pinus sylvestris* varieties resistant and susceptible to *Dioryctria zimmermani*. *J. Chem Ecology*, 23 (8).

A ACUMULAÇÃO DE CÁDMIO POR *HALIMIONE PORTULACOIDES*. EFEITOS FISIOLÓGICOS

F. Reboredo

Universidade Nova de Lisboa-F.C.T., S.A. Biotecnologia, 2825 Monte da Caparica

Reboredo, F. (1999). A acumulação de cádmio por *Halimione portulacoides*. Efeitos fisiológicos. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 289-299.

Estudaram-se os efeitos de diferentes concentrações de Cd (1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd sob a forma de CdCl_2) sobre a fisiologia do halófito *Halimione portulacoides*. A acção prejudicial do elemento fez-se sentir, essencialmente, a nível das raízes com reflexos na percentagem de morte da população inicial que chegou a ser > 50%, ao fim do 30º dia de exposição a 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd.

Os teores de clorofila *a* e *b* decresceram ligeiramente ao longo do tratamento, muito embora os teores de Cd das folhas tenham decrescido acentuadamente do 15 para o 30º dia de exposição, fenómeno que pode ser explicado por: a) processo activo de excreção através de glândulas salinas, comprovado pela localização do Cd sobre a epiderme da folha; b) manuseamento de folhas mais jovens; c) deficiente absorção com reflexo na translocação em especial a partir do 15º dia; d) coexistência de ambos os fenómenos.

As diferenças nos espectros de emissão devem reflectir neste caso particular, as diferenças na concentração de clorofila e não qualquer fenómeno de complexação.

Palavras chave: Poluição, Ecofisiologia, *Halimione portulacoides*, Cádmio

Reboredo, F. (1999). Cadmium accumulation on *Halimione portulacoides*. Physiological effects. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 289-299.

The effects of different concentrations of Cd (1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd as CdCl_2) on the physiology of the halophyte *Halimione portulacoides* were studied. The deleterious action of Cd was essentially expressed at the roots (stunted roots, very few root hairs and lack of lignification) reflecting a high tax of mortality (>50%) of the initial population (n=20), in the 30th day of treatment with 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd.

The chlorophyll *a* and *b* levels slightly decrease during the treatment, although the Cd levels of the leaves strongly decrease from the 15th to the 30th day of treatment, which can be explained by : a) an active process of excretion through the salt glands as seen by the localization of Cd over

the epidermis of the leaf; **b**) the use of younger leaves; **c**) a defficient uptake with consequences to the translocation, specially from the 15th day; **d**) coexistence of both phenomena.

The differences in the emission spectra must reflect in this particular case, the differences in the levels of chlorophylls instead any complexation phenomenon.

Keywords: Pollution, Ecophysiology, *Halimione portulacoides*, Cadmium.

INTRODUÇÃO

A acumulação de cádmio (Cd) por halófitos vivendo nos sapais do estuário do Rio Sado foi objecto de estudo relativamente recente (REBOREDO, 1992). Os resultados demonstraram que o elemento é facilmente absorvido e translocado para as folhas, onde se acumula.

A elevada mobilidade do Cd foi igualmente detectada em *Azolla filiculoides*, tendo-se observado que o teor relativo das raízes era semelhante ao encontrado nas folhas, que formam a parte flutuante (SELA *et al.*, 1988).

Da análise dos Factores de Concentração obtidos a partir da relação concentração total de Cd na planta/concentração total de Cd no solo, FARAGO *et al.*, (1992) concluíram que as espécies estudadas (*Quercus rotundifolia* e *Cistus ladanifer*) são acumuladoras de Cd, dado que a razão é sempre >1.

OTTE *et al.*, (1991) verificaram que em relação às monocotiledóneas estudadas (*Spartina anglica*, *Scirpus maritimus* e *Triglochin maritima*) os valores médios de Cd eram sempre superiores aos de Cu e Zn não se detectando o mesmo padrão para as dicotiledóneas *Aster tripolium*, *Suaeda maritima* e *Spergularia maritima*. Estes resultados, confirmam a elevada capacidade de acumulação de Cd por algumas espécies vegetais, bem como a grande mobilidade do elemento.

O cádmio é um elemento não essencial, com comprovados efeitos tóxicos sobre várias plantas, que se reflectem quer a nível ultraestrutural (SMITH, 1983), quer a nível da actividade enzimática (TU & BROUILLETTE, 1987) e balanço iónico (SELA *et al.*, 1988).

Tomando como ponto de referência os teores observados nas folhas de *Halimione portulacoides* "in vivo", desenvolveram-se ensaios "in vitro" usando para o efeito culturas hidropónicas.

Plantas de *Halimione portulacoides* foram submetidas, durante um mês, a concentrações de 1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd sob a forma de CdCl_2 , tendo-se estudado os efeitos do elemento a nível dos teores de clorofila **a**, **b**, carotenos e dos espectros de absorção e fluorescência. A microanálise de Raio-X permitiu estabelecer o percurso do elemento, dentro da folha, de modo a esclarecer se o mesmo pode ser excretado para o exterior.

MATERIAIS E MÉTODOS

Plantas de *Halimione portulacoides* (L.) Aellen em culturas hidropônicas (n=20) foram submetidas, durante um mês, a concentrações de 1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd sob a forma de CdCl_2 em solução nutritiva de BAUMEISTER & SCHMIDT (1962) - pH 5.5, tendo-se estudado os efeitos do Cd a nível dos teores de clorofila a, b, carotenos e dos espectros de absorção e fluorescência ao fim de 15 e 30 dias de exposição ao elemento. As plantas eram observadas diariamente de modo a detectar sinais de toxicidade - clorose, necrose ou outros sintomas, sendo as análises efectuadas exclusivamente, em plantas aparentemente saudáveis.

O material vegetal foi digerido pela mistura ácida $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (4:1) de acordo com a metodologia descrita por REBOREDO (1988) tendo-se determinado o Cd por espectrofotometria de absorção atômica. A determinação do Cd nas folhas efectuou-se em triplicado (n=3) sendo os valores expressos em $\mu\text{g/g}$ de peso seco.

Os teores de clorofila a, clorofila b e carotenos foram determinados em material fresco de acordo com ARNON (1949). Para as clorofilas, os valores são expressos em $\mu\text{g/g}$ de peso fresco sendo n=3. Os espectros de absorção e emissão foram realizados usando um espectrofotómetro Shimadzu UV-160 e SPEX Fluorolog FIII ($\lambda_{\text{exc}} = 450 \text{ nm}$), respectivamente. Os estudos por microscopia electrónica de varrimento e microanálise de Raio-X efectuaram-se em material fresco (cortes transversais de folhas) usando o microscópio Jeol 330A com uma microsonda (Tracor Series II) acoplada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As alterações morfológicas, essencialmente a nível das raízes, traduziam-se no seu enrugamento, no não desenvolvimento de pêlos radiculares, e na ausência de lenhificação. A percentagem de morte da população inicial, após um mês, foi de 30 e 55% para os tratamentos com 1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd, respectivamente.

Enquanto que para as plantas controlo (plantas em solução nutritiva sem Cd), os teores de clorofila a, b, carotenos e Cd se mantiveram constantes, ao longo do tempo - Figs. 1-3 (foram efectuadas análises ao 15° e 30° dias), para as plantas tratadas observou-se um decréscimo destes parâmetros (Figs 1-3).

Comparativamente com os teores das plantas control, os teores de clorofila a, das plantas tratadas com 1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd (ao 30° dia), decresceram aproximadamente, 20% e 12%, respectivamente.

BRAUWERS (1982) observou uma redução de 8 e 40% do teor de clorofila de *Chlorella pyrenoidosa* após um dia de tratamento com 0.5 e 1.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd, respectivamente, enquanto que para as folhas de *Lycopersicum esculentum* BASZYNSKI *et al.*, (1980), detectaram uma redução superior a 50%.

Estranhamente, os teores de Cd das folhas baixaram do 15° para o 30° dia (Fig.4), o que está, provavelmente, relacionado ou com um processo activo de excreção através de glândulas salinas, ou com um manuseamento de folhas mais

juvenes, ou ainda como consequência de uma deficiente absorção daí resultando uma menor translocação para as folhas. Aliás, ao 15º dia de tratamento com 1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd, apenas dois exemplares se encontravam ligeiramente emurchecidos (1 exemplar por tratamento) enquanto os 15 dias subsequentes se revelaram letais para grande parte da população inicial.

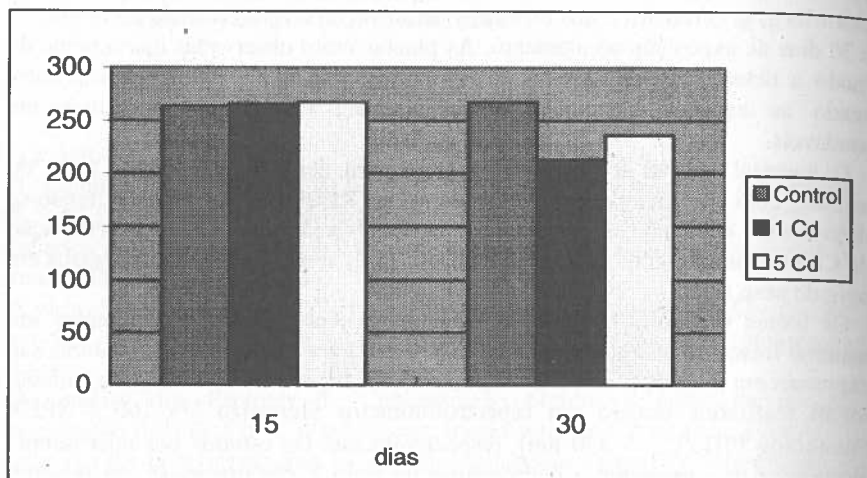


Fig. 1. Variação da concentração de Clorofila a

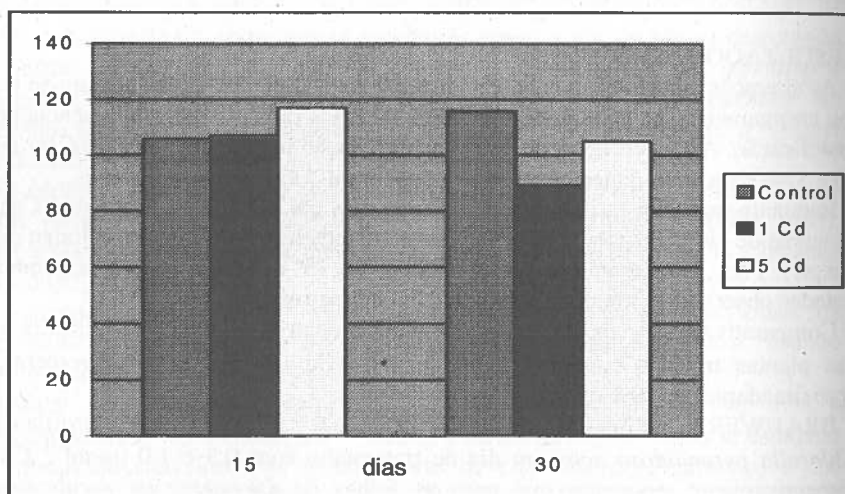


Fig. 2. Variação da concentração de Clorofila b

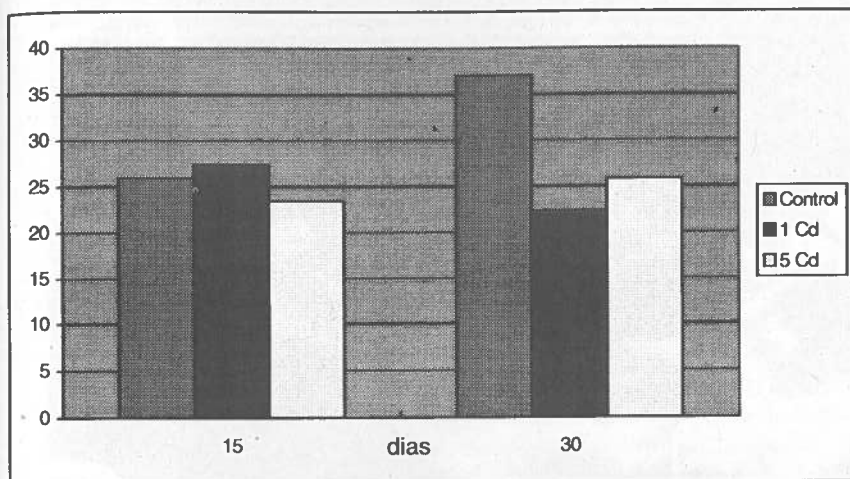


Fig. 3. Variação da concentração de Carotenos

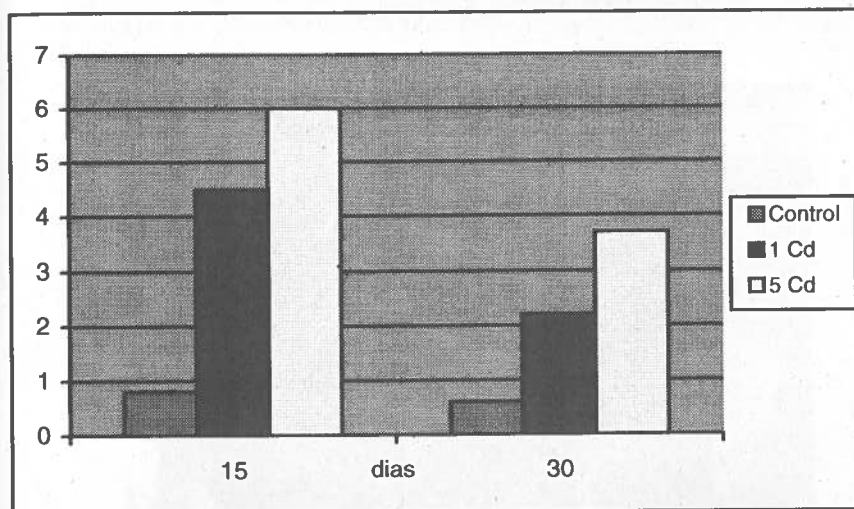


Fig. 4. Variação da concentração de Cádmio nas folhas.

De qualquer modo, os teores de Cd das folhas das plantas tratadas eram ao 30º dia, 3.7 e 6.2 vezes superiores aos teores das plantas control, para 1.0 e 5.0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd, respectivamente.

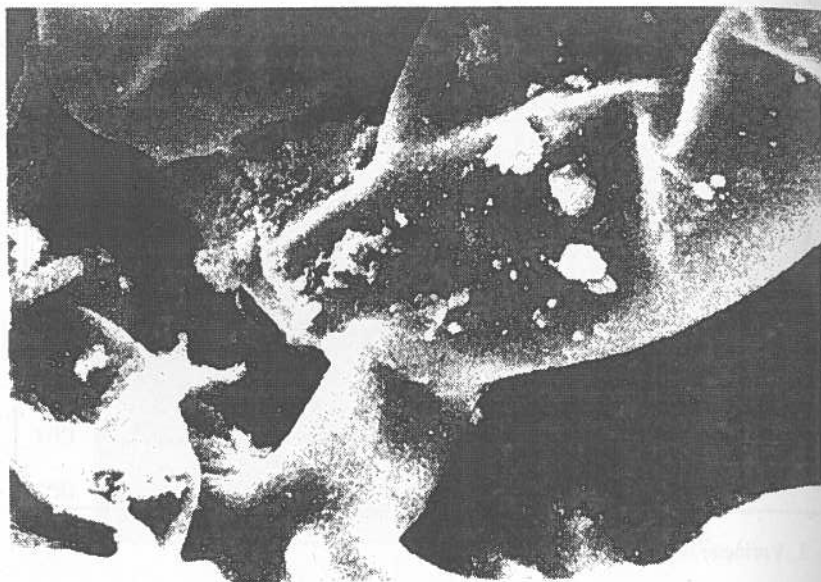


Fig. 5. Aspecto parcial (3000x) e geral (1000x) das glândulas salinas de *Halimione portulacoides*.

A microanálise de Raio-X permitiu detectar o Cd, quer sobre a epiderme da folha (Figs. 6,7 e 8), quer a nível dos feixes vasculares e clorênquima (Fig. 6 e 8), o que reforça a possibilidade de excreção.

A análise dos espectros de fluorescência mostra-nos uma característica intrigante e que se traduz por um pico de emissão para as plantas tratadas com $5.0 \mu\text{g.ml}^{-1}$ Cd sempre superior ao observado para as plantas tratadas com $1.0 \mu\text{g.ml}^{-1}$ Cd. De qualquer modo, o pico das plantas controlo é sempre superior a ambos (Fig. 9).

Este facto, pode estar apenas relacionado com as diferenças dos teores de clorofila das folhas - ao fim do 30º dia de exposição os teores de clorofila a das folhas das plantas tratadas com $1.0 \mu\text{g.ml}^{-1}$ Cd e $5.0 \mu\text{g.ml}^{-1}$ Cd eram de 213 e 236 $\mu\text{g.g}$ peso fresco, respectivamente. Portanto, a concentrações inferiores corresponderão picos de emissão mais baixos.

A possível complexação do Cd pela molécula de clorofila (com interferência directa com o Mg^{2+}) é uma hipótese a considerar, embora os teores de Cd usados sejam baixos, bem como os teores verificados nas folhas ao fim do 30º dia de exposição - 2.2 e 3.7 $\mu\text{g.g}$ peso seco para plantas tratadas com $1.0 \mu\text{g.ml}^{-1}$ Cd e $5.0 \mu\text{g.ml}^{-1}$ Cd, respectivamente. Aliás, estes valores são inferiores ao valor máximo observado nas folhas da mesma espécie recolhida *in vivo* (min. 1.0 - max. 4.9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ Cd) - REBOREDO (1992).

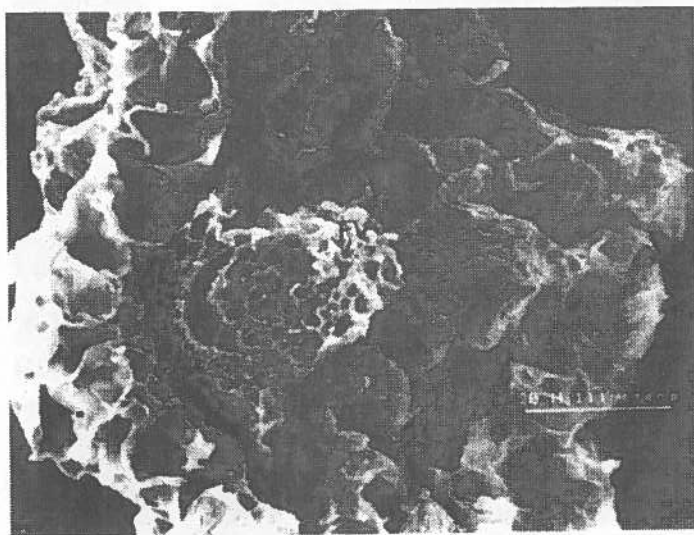


Fig. 6. Localização do Cd (→) sobre a epiderme (E), clorênquima (C) e feixe vascular (FV) da folha de *Halimione portulacoides*. Plantas tratadas com $1 \mu\text{g.ml}^{-1}$ Cd- 30 dias.

O estudo por microanálise de Raio-X permitiu sugerir um processo activo de excreção de Cd através de glândulas salinas (Fig. 5), em especial para as plantas tratadas com $5.0 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$ Cd (Fig. 7), significando que a excreção deste elemento deverá efectuar-se quando a concentração interna do mesófilo atingir um determinado valor.

Saliente-se a abundante deposição do Cd quase exclusivamente sobre a epiderme da folha (Fig. 7) comparativamente com os escassos depósitos observados, quer para as plantas tratadas com $1.0 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$ Cd (Fig. 6), quer para as plantas control (Fig. 8).

Nos casos em que se verifique um processo activo de excreção, a superfície foliar deve apresentar comparativamente com o interior da folha uma maior concentração de Cd, pelo que é razoável admitir que aquando da extração da clorofila com acetona o filtrado deverá conter uma maior concentração de Cd que a massa tecidual que fica retida no papel de filtro. Se existisse um fenómeno de complexação do Cd pela molécula de clorofila o espectro de emissão seria afectado por comparação com espectros obtidos a partir de plantas control e de plantas tratadas com baixas concentrações de Cd, por exemplo ($1.0 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$ Cd). No nosso caso, o espectro de emissão das plantas tratadas com $1.0 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$ Cd era sempre inferior ao obtido para plantas tratadas com $5.0 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$ Cd (Fig. 9).

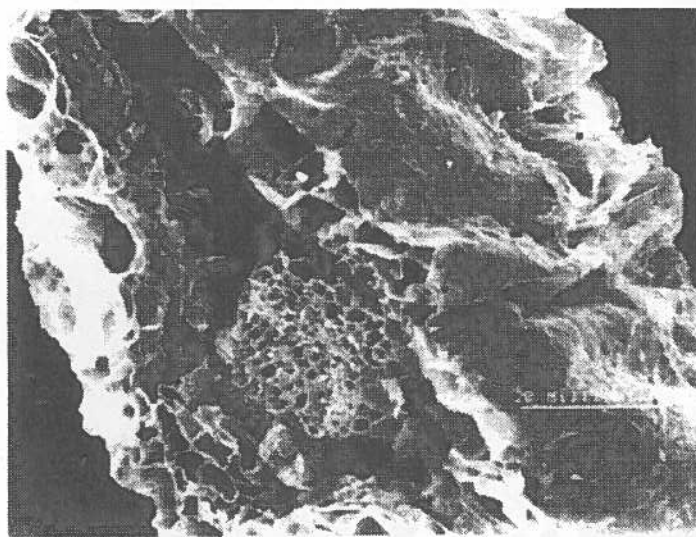


Fig. 7. Localização do Cd (→) sobre a epiderme (E) da folha de *Halimione portulacoides*. Plantas tratadas com $5 \mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$ Cd- 30 dias.

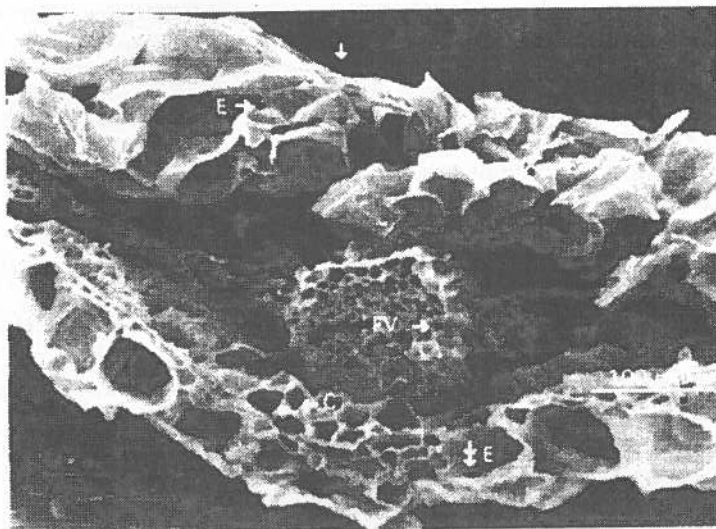


Fig. 8. Localização do Cd ($\rightarrow\rightarrow$) sobre a epiderme (E), na epiderme ($\rightarrow\rightarrow$), clorênquima (C) e feixe vascular (FV) da folha de *Halimione portulacoides*. Plantas control – 30 dias.

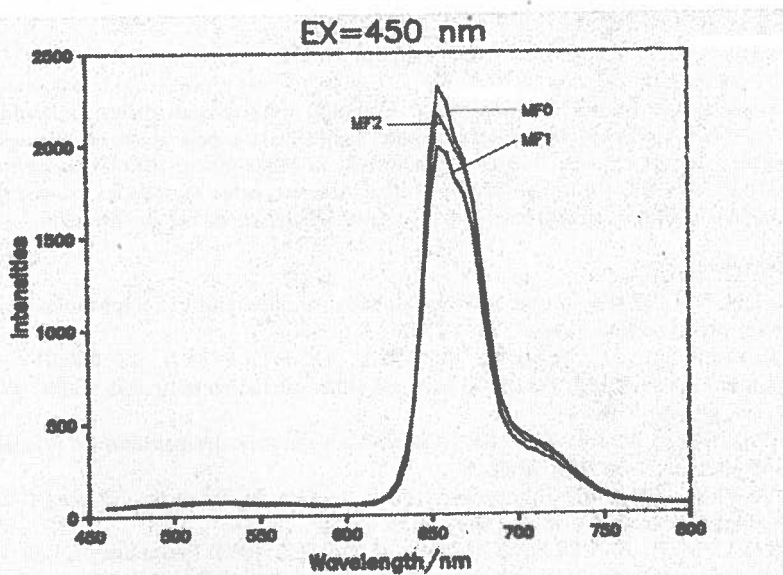


Fig. 9. Espectro de emissão das clorofilas das plantas tratadas com $1 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd (Mf_1), $5 \mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ Cd (Mf_2) e plantas control (Mf_0) – 30 dias

A própria variação dos teores de Cd das folhas do 15º para o 30º dia de tratamento pode estar relacionada com o processo de excreção, como se referiu anteriormente – os teores de Cd diminuíram de 4.5 para 2.2 µg.g peso seco e de 6.0 para 3.7 µg.g peso seco, para plantas tratadas com 1.0 µg.ml⁻¹ Cd e 5.0 µg.ml⁻¹ Cd, respectivamente.

CONCLUSÕES

De um modo succinto podemos retirar as seguintes conclusões:

- 1 - Os efeitos do Cd incidiram em particular a nível das raízes com consequências directas na absorção.
- 2 - Os teores de clorofila a e b decresceram ligeiramente como resultado da acumulação do Cd nas folhas ao fim do 30º dia de exposição ao elemento.
- 3 - Os teores de Cd das folhas decresceram acentuadamente do 15º para o 30º dia de exposição, fenómeno que pode ser explicado por:
 - 3.1. Processo activo de excreção através de glândulas salinas.
 - 3.2. Manuseamento de folhas mais jovens.
 - 3.3. Deficiente absorção com reflexo na translocação.
 - 3.4. Coexistência de ambos os fenómenos.
- 4 - As diferenças nos espectros de emissão devem reflectir as diferenças na concentração de clorofila e não qualquer fenómeno de complexação.

AGRADECIMENTOS

O autor quer expressar os mais sinceros agradecimentos ao Dr. Paulo Legoinha (Departamento de Ciências da Terra – F.C.T./U.N.L.) pela preciosa ajuda nos estudos de Microanálise de Raio-X, ao Prof. Engº Fernando Pina (Departamento de Química – F.C.T./U.N.L.) pela disponibilidade sempre manifestada e pela ajuda na obtenção dos espectros de absorção e emissão e finalmente ao Responsável pelo Departamento de Ciências da Terra, Prof. Dr. Miguel Telles Antunes pelas facilidades concedidas na utilização de espaços e equipamento e pelo apoio incondicional sempre prestado.

BIBLIOGRAFIA

- ARNON, D. L. (1949) Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxydases in *Beta vulgaris*. *Plant Physiol.*, **24**, 1-15
- BASZYNSKI, T., L. WAJDA, M. KROL, D. WOLINSKA, Z. KRUPA & A. TUKENDORF (1980) Photosynthetic activities of cadmium-treated plants. *Physiol. Plant.*, **48**, 365-370
- BAUMEISTER, W. & L. SCHMIDT (1962) Über die rolle des natriums im pflanzlichen stoffwechsel. *Flora*, **152**, 24-56
- BRAUWERS, C. (1982) Comparaison de la toxicité du Zn et du Cd chez *Chlorella pyrenoidosa*. *Bull. Soc. R. Bot. Belge*, **115**, 78-90
- FARAGO, M. E., M. COLE, X. XIAO & M. C. VAZ (1992) Preliminary assessment of metal bioavailability to plants in the Neves Corvo area of Portugal. *Chem. Speciation and Bioavailability*, **4**, 19-27

- OTTE, M. L., S. J. BESTEBROER, J. M. VAN DER LINDEN, J. ROZEMA & R. A. BROEKMAN (1991) A survey of zinc, copper and cadmium concentrations in salt marsh plants along the Dutch coast. *Environ. Pollut.*, **72**, 175-189
- REBOREDO, F., (1988) Alguns aspectos sobre a acumulação de Fe, Cu e Zn por *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, 165 pg.
- REBOREDO, F., (1992) Cadmium accumulation by *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. A seasonal study. *Mar. Environ. Res.*, **33**, 17-29
- SELA, M., E. TEL-OR, E. FRITZ & A. HUTTERMANN (1988) Localization and toxic effects of cadmium, copper and uranium in *Azolla*. *Plant Physiol.*, **88**, 30-36
- SMITH, M. A. (1983) The effect of heavy metals on the cytoplasmic fine structure of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyta). *Protoplasma* **116**, 14-23
- TU, S-I., & J. N. BROUILLETTE (1987) Metal ion inhibition of corn root plasma membrane ATPase. *Phytochemistry* **26**, 65-69

ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS EM *SPARTIUM JUNCEUM* RECOLHIDO EM ÁREAS ADJACENTES À AUTO-ESTRADA LISBOA-PORTO

C. Silveiras & F. Reboredo

Universidade Nova de Lisboa, F.C.T., S.A.Biotecnologia, 2825 Monte da Caparica

Silveiras, C. & Reboredo, F. (1999). Alterações morfológicas em *Spartium junceum* recolhido em áreas adjacentes à auto-estrada Lisboa-Porto. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 301-309.

Observaram-se alterações morfológicas em caules de *Spartium junceum* recolhidos em áreas adjacentes da auto-estrada Lisboa-Porto. O fenómeno de fasciação traduzia-se essencialmente pelo aparecimento de massas celulares indiferenciadas, formando como que uma crista de galo e mais raramente pela presença de caules achatados. Notou-se um forte decréscimo dos teores de Ca, Mg e pigmentos fotossintéticos (clorofila *a* e *b*) associados às formas alteradas, enquanto que para o Mn esse decréscimo era menos acentuado. Quanto aos solos, deve destacar-se o enriquecimento de Fe e Mn da camada superficial (0-2 cm) na estação 4 e o elevado teor de Ca das estações 1 e 5, reflectindo o teor de carbonatos dos mesmos.

Palavras chave: Fasciação, alterações morfológicas, auto-estrada, *Spartium junceum*.

Silveiras, C. & Reboredo, F. (1999). Morphological changes in *Spartium junceum* collected in adjacent areas of the Lisbon-Oporto motorway *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 301-309. Morphological changes in the stems of *Spartium junceum* collected in adjacent areas of the Lisbon-Oporto motorway were observed. Fasciation phenomena was essentially expressed by the appearance of undifferentiated cellular masses forming a rooster crest and scarcely by the presence of flattened stems. A strong decrease of the levels of Ca, Mg and photosynthetic pigments (chlorophyll *a* and *b*) in the altered forms was noted, while for Mn such decrease was less marked. As for the soils, it must be emphasized the enrichment in Fe and Mn of the top layer of the soil (0-2 cm)

in station 4 and the high level of Ca in stations 1 and 5, reflecting their high carbonate contents.

Keywords: Fasciation, morphological changes, motorway, *Spartium junceum*

INTRODUÇÃO

A detecção de alterações morfológicas nos caules de *Spartium junceum* recolhido em áreas restritas da auto-estrada Lisboa-Porto, foi evidenciada pela primeira vez por REBOREDO (1994). Tais alterações traduziam-se do seguinte modo: os caules eram achatados em vez de cilíndricos, medindo entre 0.4-0.9 cm de largura; algumas vezes a extremidade superior era fortemente curva, formando como que um anzol. Em casos pontuais, a planta apresentava manchas necróticas nos caules, não apresentando, contudo, quaisquer alterações.

O estudo de plantas que vivem na vizinhança dos principais eixos rodoviários centra-se, essencialmente, na acumulação de metais pesados em particular de Pb (JONES & THORNTON, 1983; COOK *et al.*, 1994) para além de parâmetros fisiológicos, como por exemplo, teor de pigmentos fotossintéticos, teor proteico (BANERJEE *et al.*, 1983) não se verificando contudo, alterações morfológicas.

O fenómeno denominado fasciação, que se traduz essencialmente pelo achatamento dos caules é causado pelo agente patogénico *Rhodococcus fascians*; sendo relativamente raro, estão descritas algumas mutações recessivas em *Arabidopsis* que originam fasciação (LEYSER & FURNER, 1992). Durante a infecção de *Populus* por *Agrobacterium rhizogenes*, o gene *rolC* é transferido e expresso a nível celular alterando o normal crescimento e desenvolvimento e originando fasciação caulinar (NILSSON *et al.*, 1996).

As causas deste fenómeno têm sido estudadas a nível genético, molecular e balanço fitohormonal, em particular citocininas (NILSSON *et al.*, 1996), muito embora os efeitos sobre a fisiologia das espécies em particular a nível da nutrição mineral e pigmentos fotossintéticos sejam ignorados.

O alargamento da auto-estrada, precisamente no local correspondente à área de amostragem, levou-nos a recolher a maior quantidade possível de material em 5 locais de amostragem, previamente seleccionados, bem como a produzir vasta documentação fotográfica. O(s) efeito(s) das alterações morfológicas na fisiologia das espécies está a ser determinado tendo os trabalhos incidido sobre a acumulação de dois macronutrientes (Ca e Mg) e dois micronutrientes (Fe e Mn), para além da determinação do Pb(chumbo). Os teores de clorofila *a*, clorofila *b* e carotenos foram igualmente quantificados estando a decorrer estudos por RMN sobre o fósforo (P).

Os resultados já obtidos, não englobam ainda, a determinação do Pb embora um estudo preliminar (análise semi-quantitativa) de secções transversais dos caules por Microanálise de Raio-X tenha revelado a ausência do elemento no interior da estrutura.

MATERIAIS E MÉTODOS

Plantas de *Spartium junceum* foram recolhidas entre o quilómetro 33,5 e 35,0 da auto-estrada Lisboa-Porto em 5 locais de amostragem criteriosamente seleccionados. Recolheram-se igualmente amostras da camada superficial do solo (0-2 cm). As plantas foram cuidadosamente lavadas com água destilada e separadas em fracções de acordo com as alterações morfológicas observadas e com o estado vegetativo - caules normais (C.N.), caules floridos (C.F.), flores (F.), caules achatados (C.A.) e massas celulares indiferenciadas (M.C.I.).

O material vegetal e os solos foram digeridos pela mistura ácida $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (4:1) de acordo com a metodologia descrita por REBOREDO (1988) tendo-se determinado por espectrofotometria de absorção atómica os teores de Ca, Fe, Mg e Mn.

Os teores de clorofila *a*, clorofila *b* e carotenos foram determinados em material fresco de acordo com LICHTENTHALER (1987). A determinação do Ca, Fe, Mg e Mn nos solos e material vegetal efectuou-se para cada local de amostragem em triplicado ($n=3$), sendo os valores expressos em $\mu\text{g/g}$ de peso seco. Para as clorofilas, os valores são expressos em $\mu\text{g/g}$ de peso fresco sendo $n=2$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Detectou-se frequentemente a presença de massas celulares indiferenciadas (M.C.I.) de tamanho variável, na extremidade dos eixos caulinares, formando como que uma crista de galo (Figs. 1 e 2), e mais raramente, a presença de caules achatados (C.A.) - Figs. 3 e 4. Caules floridos e caules normais coexistindo com caules achatados foram igualmente observados (Fig. 4).



Figura 1. Observação de massas celulares indiferenciadas (M.C.I.) nas extremidades dos eixos caulinares de *Spartium junceum*

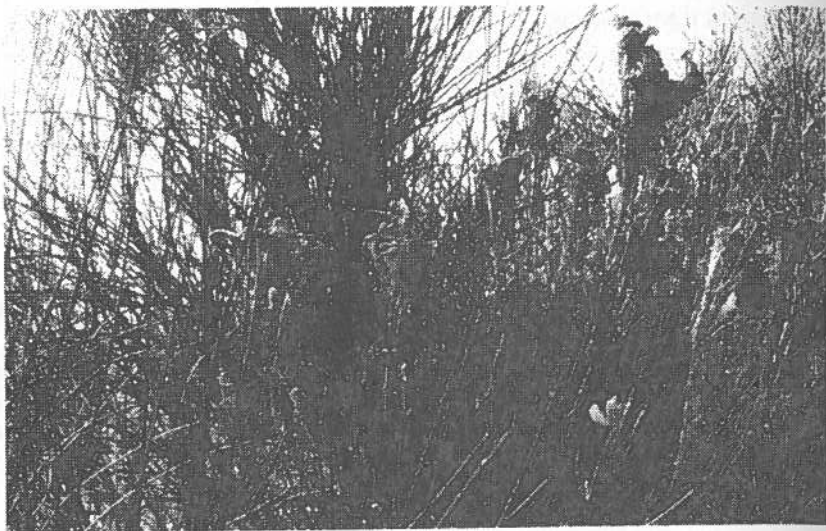


Fig. 2. Observação de numerosas massas celulares indiferenciadas (M. C. I.)

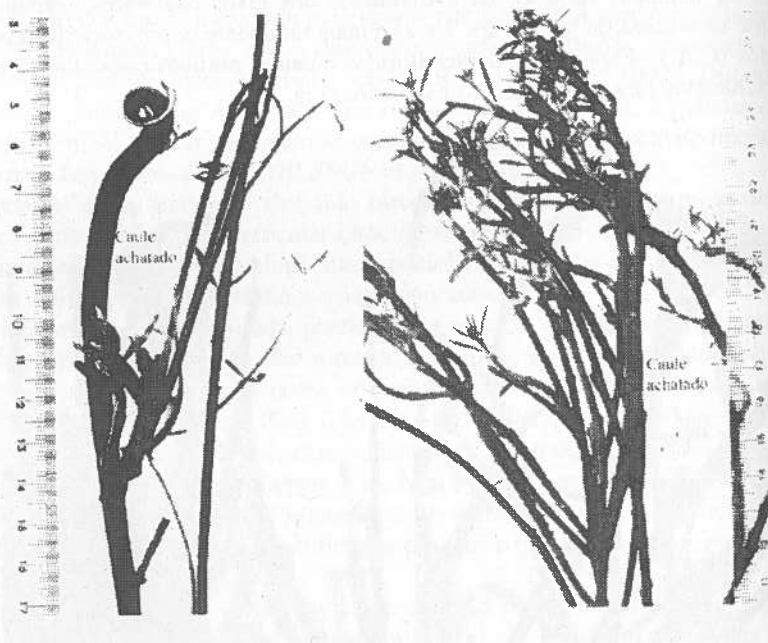


Fig. 3. Observação de caules achatados (C. A.)

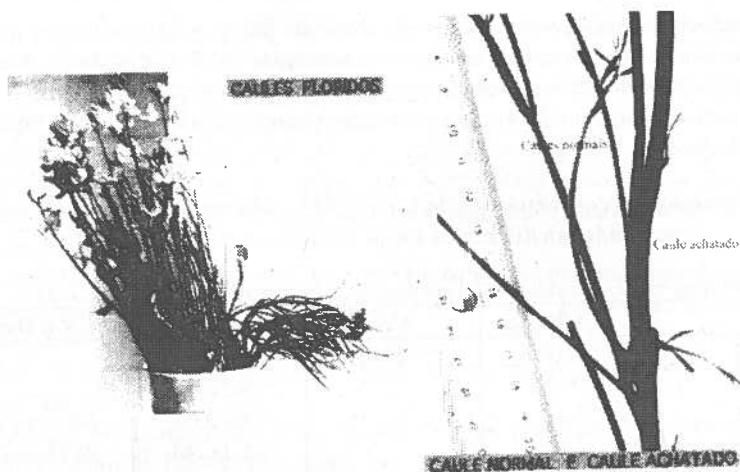


Fig. 4. Observação de caules floridos e caule normal conjuntamente com caule achatado.

Os teores médios de clorofila a, b e carotenos dos caules de plantas sem alterações morfológicas - caules normais (C.N.), eram respectivamente, 1,9, 2,0 e 3,0 vezes superiores aos apresentados pelas plantas com caules achatados (C.A.) - Tab. 1.

Tab. 1 - Teores de clorofila a, b e carotenos em *Spartium junceum* expressos em $\mu\text{g/g}$ de peso fresco \pm desvio padrão ($n=3$)

	CN (Est.1)	CA (Est. 1)	MCI-eixo (Est.2)	MCI (Est.2)	CN c/ flor (Est.3)
Clorofila a	302 \pm 21	158 \pm 34	314 \pm 5,6	236 \pm 20	245 \pm 13
Clorofila b	108 \pm 9,9	54 \pm 7,8	170 \pm 2,8	92 \pm 14	85 \pm 11
Carotenos	71 \pm 4,2	24 \pm 4,2	84 \pm 7,1	67 \pm 4,2	59 \pm 5,6

Abreviaturas: CN(Caule Normal); CA(Caule Achatado); CN c/ flor (Caule Normal c/ flor; MCI (Massa Celular Indiferenciada); MCI-eixo (eixo que suporta a Massa Celular Indiferenciada)

Em relação às plantas com massas celulares indiferenciadas (M.C.I.), podem-se destacar duas diferenças na distribuição das clorofilas e carotenos, consoante a amostra tenha sido retirada do eixo que suporta a massa celular indiferenciada ou da própria massa celular. As M.C.I. apresentavam valores inferiores, para clorofila a, clorofila b e carotenos, aos do eixo de suporte e caules normais (C.N.). Contudo, o eixo de suporte apresentava valores ligeiramente superiores aos dos C.N. (Tab. 1).

As análises por espectrofotometria de absorção atômica demonstraram que os níveis de cálcio nas massas celulares indiferenciadas (M.C.I) e caules achatados (C.A.) eram claramente inferiores aos observados para os caules normais (C.N) e caules normais com flor (Tab. 2), ocorrendo situação semelhante em relação ao Mg (Tab. 3)

Varição das concentrações de Ca, Fe, Mg e Mn em *Spartium junceum* recolhido em diferentes locais de amostragem-Estações

Tab. 2. Valores médios de cálcio (Ca) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco \pm desvio padrão (n=3)

	CN	CA	MCI	CN c/ flor
Estação 1	5714 \pm 874	1907 \pm 132		
Estação 2	4758 \pm 537		1562 \pm 128	
Estação 3			899 \pm 37,5	6891 \pm 611
Estação 4			1211 \pm 144	4282 \pm 482
Estação 5			1115 \pm 127	2630 \pm 486

Tab. 3 - Valores médios de magnésio(Mg) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco \pm desvio padrão (n=3)

	CN	CA	MCI	CN c/ flor
Estação 1	305 \pm 23,0	216 \pm 41,0		
Estação 2	266 \pm 23,6		116 \pm 9,55	
Estação 3			142 \pm 6,36	374 \pm 63,0
Estação 4			134 \pm 34,6	294 \pm 14,9
Estação 5			134 \pm 11,8	300 \pm 35,9

Tab. 4 - Valores médios de ferro(Fe) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco \pm desvio padrão (n=3)

	CN	CA	MCI	CN c/ flor
Estação 1	74,5 \pm 14,8	62,8 \pm 14,5		
Estação 2	140 \pm 15,6		73,3 \pm 6,63	
Estação 3			77,5 \pm 8,49	61,8 \pm 8,52
Estação 4			77,5 \pm 13,6	76,5 \pm 14,7
Estação 5			84,3 \pm 4,51	64,7 \pm 12,8

Tab. 5 - Valores médios de manganês(Mn) em $\mu\text{g/g}$ de peso seco \pm desvio padrão (n=3)

	CN	CA	MCI	CN c/ flor
Estação 1	32,2 \pm 7,54	18,1 \pm 1,41		
Estação 2	42,2 \pm 12,9		29,7 \pm 7,57	
Estação 3			19,3 \pm 4,21	26,8 \pm 3,00
Estação 4			24,9 \pm 2,54	16,1 \pm 4,21
Estação 5			12,9 \pm 0,34	16,3 \pm 4,37

Abreviaturas: CN(Caule Normal); CA(Caule Achatado); CN c/ flor (Caule Normal c/ flor); MCI(Massa Celular Indiferenciada)

No que diz respeito ao Fe, os C.N. apresentavam os teores médios mais elevados (140 $\mu\text{g/g}$ peso seco) notando-se alguma constância dos teores de Fe associados, independentemente das alterações morfológicas observadas (Tab. 4).

Em relação ao Mn, os teores mais elevados estavam associados aos C.N. (apresentavam aproximadamente 40 $\mu\text{g/g}$ peso seco), enquanto que os teores associados às M.C.I. variavam entre 12,9 e 29,7 $\mu\text{g/g}$ peso seco e aos caules normais com flor entre 16,1 e 26,8. Para os C.A. o valor médio foi de 18,1 $\mu\text{g/g}$ peso seco (Tab. 5).

No que diz respeito à análise dos solos (camada 0-2 cm), os teores de Ca mais elevados foram encontrados nas estações 1 e 5, o que deve reflectir o elevado teor de carbonatos dos mesmos (aproximadamente 18% e 13%, respectivamente) - Tab. 6. Os teores de Mg, na mesma camada, seguem um perfil em tudo idêntico ao Ca (Tab. 7).

Quanto ao Mn (camada 0-2 cm), observou-se que a estação 4 (E_4) apresentava um valor médio de Mn de 141 $\mu\text{g/g}$ peso seco, enquanto nas estações 3 e 5 os valores eram próximos dos 40 $\mu\text{g/g}$ peso seco apresentando as restantes estações (E_1 e E_2) valores inferiores (Tab. 8). O enriquecimento em Mn da camada superficial na E_4 pode estar relacionado com qualquer anomalia geoquímica indeterminada.

Quanto ao Fe nos solos, a E_4 confirmou a tendência em relação ao Mn, apresentando o valor médio mais elevado de 9458 $\mu\text{g/g}$ peso seco, sendo o valor mais baixo observado na E_1 (Tab. 9).

Varição das concentrações de Ca, Fe, Mg e Mn na camada superficial Do solo (0-2 cm) em diferentes locais de amostragem-Estações

Tab. 6 - Valores médios de Ca (em %/g de peso seco) \pm desvio padrão (n=3)

Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5
2,91 \pm 0,50	0,54 \pm 0,02	0,47 \pm 0,04	1,34 \pm 0,06	3,28 \pm 0,23

Tab. 7 - Valores médios de Mg (em $\mu\text{g/g}$ peso seco) \pm desvio padrão (n=3)

Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5
2799 \pm 211	1558 \pm 170	1834 \pm 55,9	2038 \pm 115	2698 \pm 27,6

Tab. 8 - Valores médios de Mn (em $\mu\text{g/g}$ de peso seco) \pm desvio padrão (n=3)

Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5
30,6 \pm 3,0	18,6 \pm 1,84	40 \pm 9,37	141 \pm 35,3	40,9 \pm 15,7

Tab. 9 - Valores médios de Fe (em $\mu\text{g/g}$ de peso seco) \pm desvio padrão (n=3)

Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5
3775 \pm 387	5892 \pm 902	5108 \pm 581	9458 \pm 918	6167 \pm 651

Estas diferenças podem estar relacionadas, quer com a distância das fontes de poluição, quer com as condições microclimáticas dominantes, quer ainda com a natureza dos próprios solos.

As alterações morfológicas observadas não devem estar relacionadas com a intensidade do tráfego automóvel porque as espécies observadas antes do Km 33,5 e depois do Km 35,0 não apresentavam qualquer alteração, embora fosse visível a deposição de partículas sobre os caules diminuindo necessariamente a função clorofilina.

Desconhece-se o agente patogénico responsável pela fasciação e não se entende, igualmente, a restrição da área. Se o fasciação *per si* é considerada mais uma condição do que uma doença que factores concorrerão para que este fenómeno se expresse? Será que a resistência da planta é diminuída por um conjunto de efeitos múltiplos (velocidade de deposição de partículas, alteração do balanço nutricional, decréscimo da função clorofilina, ataque patogénico) que temporalmente podem coincidir? Ou será que existem nichos (com ventos dominantes que fazem precipitar as partículas em locais preferenciais ou taludes com considerável inclinação que não captam a água de precipitação) que potenciam uma forte diminuição da resistência a ataques patogénicos?

CONCLUSÕES

De um modo succinto podemos retirar as seguintes conclusões:

- 1 - Presença predominante de Massas Celulares Indiferenciadas (M.C.I.) nas extremidades dos eixos caulinares de tamanho variável.
- 2 - Decréscimo acentuado dos teores de Ca e Mg associados às alterações morfológicas; decréscimo dos teores de clorofila *a*, *b* e carotenos associados às mesmas alterações.
- 3 - Os teores de Fe associados às alterações morfológicas eram semelhantes, independentemente do tipo de alteração observado.
- 4 - Os solos da Estação 4 apresentavam teores de Fe e Mn muito superiores aos observados nas restantes Estações.

AGRADECIMENTOS

Os autores querem expressar os mais sinceros agradecimentos à BRISA e em particular à Arquitecta Cristina Almeida (Brisa), ao Eng^o Paulo Caetano (Departamento de Ciências da Terra - F.C.T./U.N.L.) pela disponibilidade e ajuda na determinação dos elementos por espectrofotometria de absorção atómica e ao responsável pelo Departamento de Ciências da Terra - F.C.T./U.N.L., Prof. Dr. Miguel Telles Antunes, pelas facilidades concedidas na utilização de espaços e equipamento e ajuda incondicional sempre prestada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BANERJEE, A., R.K. SARKAR & S. MUKHERJI (1983) Reduction in soluble protein and chlorophyll contents in a few plants as indicators of automobile exhaust pollution. *Intern. J. Environmental Studies* 20, 239-243.

- COOK, C. M., S. P. SGARDELIS, J. D. PANTIS & T. LANARAS (1994) Concentration of Pb, Zn and Cu in *Taraxacum spp.* in relation to urban pollution. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 53, 204-210.
- JONES, T. H & I. THORNTON (1983) Lead, zinc, cadmium, copper and nickel in British urban soils: uptake into vegetables and implications to public health. Proc. International Conference on Heavy Metals in the Environment, Heidelberg, vol. II, pg. 1178-1182.
- LEYSER, H.M.O. & I. J. FURNER (1992) Characterisation of three shoot apical meristem mutants of *Arabidopsis thaliana*. *Development* 116, 397-403
- LICHTENTHALER, H. K. (1987) Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology*, vol., 148, 350-382
- NILSSON, O., T. MORITZ, B. SUNDBERG, G. SANDBERG & O. OLSSON (1996) Expression of the *Agrobacterium rhizogenes rolC* gene in a deciduous forest tree alters growth and development and leads to stem fasciation. *Plant Physiol.*, 112, 493-502.
- REBOREDO, F. (1988) Alguns aspectos sobre a acumulação de Fe, Cu e Zn por *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências e Tecnologia/Universidade Nova de Lisboa, 165 pg.
- REBOREDO, F. (1994) Morphological changes in species (*Spartium junceum*) collected in areas adjacent to a major motorway. Proc. 6th International Conference on Environmental Contamination (Delphi, Greece).

INTERACÇÃO ENTRE O CICLO DE NUTRIENTES EM MONTADOS DE *QUERCUS ROTUNDIFOLIA* LAM. E AS CARACTERÍSTICAS DO SOLO

J. Nunes¹, C. Sá¹, T. Soares-David², M. Madeira³ & L. Gazarini¹

¹Departamento de Biologia, Universidade de Évora, 7000 Évora

²Estação Florestal Nacional, 1300 Lisboa

³Departamento de Ciências do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017Lisboa

Nunes, J., Sá, C., Soares-David, T., Madeira, M., & Gazarini, L. Nutrient cycling interactions in *Quercus rotundifolia* Lam. formations and soil characteristics. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 311-325.

Different aspects of nutrient cycling in *Quercus rotundifolia* Lam. systems were studied at Évora (Southern Portugal), since March of 1994 until September of 1997. Litter traps were used to collect litterfall and were placed 2 and 4 m away from the tree stem. The amounts of gross rainfall, throughfall (at different distances from the stem) and stemflow, were measured continuously and samples for chemical analysis were collected weekly. At different distances from the tree stem underneath the canopy and in the open soil samples were collected for chemical characterisation.

The annual litterfall production was 0.42 kg m⁻². The amounts of N, P, K, Mg and Ca returned to the soil through leaf litterfall were, respectively, 1.49, 0.63, 0.09, 0.24 and 1.92 g m⁻². The concentration of nutrients was higher in the throughfall than in the gross rainfall, especially in the areas closer to the tree trunk. The highest concentration of nutrients was found in the stemflow water. The concentration of organic C and N and extractable Ca, K and P in the soil underneath the canopy increased with the trunk proximity. This pattern may be attributed to the spatial variability of the amounts of nutrients which reach the soil through litterfall and throughfall and stemflow.

Key- words: *Quercus rotundifolia*, nutrient cycling, soil.

Nunes, J., Sá, C., Soares-David, T., Madeira, M., & Gazarini, L. Interação entre o ciclo de nutrientes em montados de *Quercus rotundifolia* Lam. e as características do solo. *Revista Biol. (Lisboa)* 17: 311-325.

Estudaram-se diversos componentes do ciclo de nutrientes em sistemas de *Quercus rotundifolia* Lam., no Sul de Portugal, desde Março de 1994 a Setembro de 1997. A folhada foi recolhida por intermédio de "litter-traps", instalados a 2 e 4 m de distância do tronco das árvores. A precipitação bruta, a precipitação sob coberto (a diferentes distâncias do tronco) e o escoamento ao longo do tronco foram registados continuamente e semanalmente foram recolhidas amostras para a respectiva análise. Amostragem para a caracterização físico-química do solo foi efectuada a diferentes distâncias do tronco das árvores e fora da área de influência da copa destas. A produção anual média de folhada foi de 0,42 kg m⁻². A devolução correspondente de N, P, K, Mg e Ca ao solo através da queda de folhas atingiu, respectivamente, 1,49, 0,63, 0,09, 0,24 and 1,92 g m⁻². A precipitação sob coberto apresentou concentrações de N-NH₄⁺, N-NO₃, Ca, Mg e K mais elevadas do que a precipitação bruta, sendo a diferença tanto mais acentuada quanto maior a proximidade do tronco; todavia, foi o escoamento ao longo do tronco que apresentou a concentração mais elevada daqueles nutrientes. Os teores do solo em C e N totais, bem como em Ca, P e K extractáveis, foram mais elevados nas áreas sob as copas e aumentaram com a proximidade ao tronco. Este padrão explica-se pela variação espacial dos "inputs" devidos à folhada e à precipitação sob coberto.

Palavras-chave : *Quercus rotundifolia*, ciclo de nutrientes, solo.

INTRODUÇÃO

A área ocupada¹ pelos montados de sobre e azinho assume grande importância a Sul do rio Tejo, devido, por um lado, à sua extensão e, por outro, à sua importância económica e social, uma vez que muitas das actividades económicas da região têm como base o seu uso múltiplo. Além disso, aqueles sistemas agro-florestais desempenham um importantíssimo papel ecológico, na ocorrência de

¹ A área de montados de sobre nesta zona do país é de 519,4 x 10³ ha e a de montados de azinho é de 426,3 x 10³ ha (D.G.F., 1992).

muitas das nossas espécies faunísticas e florísticas, bem como na protecção do solo e no combate à desertificação.

Os montados de sobre e de azinho caracterizam-se por serem povoamentos pouco densos, podendo a maioria dos indivíduos que os compõem encontrarem-se isolados. Esta situação sugere que o funcionamento daqueles seja melhor compreendido considerando as árvores como indivíduos independentes interagindo com o solo e com a respectiva vegetação herbácea e arbustiva. Estudos realizados em sistemas semelhantes indicam que as árvores isoladas podem funcionar como "armadilhas" da precipitação e dos nutrientes por ela veiculados, na dependência da acção do vento, melhorando, assim, tanto o regime hídrico (DANCETTE & POULIN, 1969; JOFFRE & RAMBAL, 1988) como a disponibilidade de nutrientes do solo (ATTWILL & LEEPER, 1987; GAUQUELIN *et al.*, 1992). Com efeito, GERSPER & HOLOWAYCHUK (1970) encontraram uma estreita correlação entre as características do solo sob árvores isoladas e as do respectivo *stemflow*, enquanto RYAN & MCGARITY (1983) verificaram uma acentuada variação das características do solo com a distância ao tronco da árvore. Além disso, as árvores isoladas modificam as condições térmicas sob a respectiva copa, determinando temperaturas do ar e do solo mais baixas durante o Verão (JOFFRE *et al.*, 1991).

A melhoria do regime e da disponibilidade hídrica do solo é atribuída tanto à intercepção da chuva pela copa como à maior acumulação de matéria orgânica no solo sob aquela, decorrente da queda de folhada e da senescência das raízes finas das árvores (JOFFRE & RAMBAL, 1988).

Os aspectos referidos sugerem que, para as condições do nosso país, as árvores isoladas de *Q. suber* e de *Q. rotundifolia* terão um papel fundamental no regime hídrico e nas características do solo sob a respectiva copa, o que poderá assumir enorme relevância para a sobrevivência destes ecossistemas, sobretudo para suportar condições de eventos extremos. Com efeito, estudos realizados em algumas das nossas áreas de montado têm demonstrado que a biomassa da sua vegetação herbácea tende a ser mais elevada sob a copa do que fora da respectiva projecção (SALGUEIRO, 1973; BALTASAR *et al.* 1983) e que os solos sob a copa de *Q. rotundifolia* podem apresentar maior disponibilidade de nutrientes em relação às áreas limítrofes (BALTASAR *et al.*, 1983). Embora estes dados obtidos em Portugal corroborem os de literatura estrangeira, eles são escassos e pontuais, não facultando informação adequada sobre o funcionamento do sistema solo-árvore isolada, bem como das interacções deste com a vegetação herbácea e arbustiva associada.

Neste contexto, foram iniciados estudos com vista à caracterização e modelização de processos fundamentais da interacção solo-árvore isolada em povoamentos de *Q. rotundifolia*, no âmbito do projecto "Ecologia dos montados de *Quercus suber* e *Quercus rotundifolia*: intercepção, transpiração, ciclo de nutrientes e vegetação espontânea" (PAMAF-4005-95), destacadamente no

tocante ao efeito de árvores isoladas na distribuição de precipitação e nutrientes, na variação espacial de características físico-químicas do solo e na produtividade da respectiva vegetação herbácea. No presente trabalho apresentam-se resultados obtidos durante o primeiro ano desses estudos, resultados que na sua maioria fazem parte de uma dissertação de mestrado (NUNES, 1998) e de uma comunicação apresentada ao V Congresso Hispano-Luso de Fisiologia Vegetal (Sá *et al.*, 1997).

ÁREA EXPERIMENTAL

Os trabalhos experimentais decorreram no Centro de Estudos e Experimentação da Mitra (C. E. E. M.), da Universidade de Évora, conhecido vulgarmente por Herdade da Mitra. O Centro dista cerca de 12 km da cidade de Évora e está enquadrado pelos paralelos de 38° 31' e de 38° 32' de latitude norte e pelos meridianos de 8° 00' e de 8° 01' de longitude oeste de Greenwich.

A área de estudo caracteriza-se por uma temperatura média anual do ar de 15,6 °C e uma quantidade de precipitação média anual de 655,6 mm (REIS & GONÇALVES, 1985). Corresponde-lhe um clima sub-húmido chuvoso, mesotérmico, com grande deficiência de água no Verão e pequena concentração estival da eficiência térmica ($C_2 B_2 s_2 a'$), segundo a classificação climática de **Thorntwaite**, e um clima mesotérmico húmido com o Verão seco e muito quente (Csa), segundo a de **Köppen** (REIS & GONÇALVES, 1985).

A área de estudo apresenta um relevo ondulado com declives entre 5% e 16%. A litologia corresponde a rochas gnaissóides. Na área experimental são predominantes os Solos Litólicos Não Húmicos Pouco Insaturados Normais de Gnaisses (AGUIAR & GRILO, 1975).

A vegetação consiste num montado aberto de *Q. suber* L. e *Q. rotundifolia* Lam., com um estrato arbustivo dominado pela *Cistus salvifolius* L., acompanhada principalmente por *Cistus ladanifer* L., *Cistus crispus* L., *Quercus coccifera* L., *Myrtus communis* L. e *Arbutus unedo* L.

MATERIAL E MÉTODOS

A folhada foi recolhida quinzenalmente por intermédio de "litter-traps" instalados a 2 e a 4 m do tronco de cinco árvores seleccionadas aleatoriamente, segundo a direcção dos quatro pontos cardeais. Aquelas distâncias correspondiam, respectivamente, a 33 e a 66% da distância entre o tronco e o limite da projecção vertical da copa.

A precipitação bruta foi recolhida por intermédio de udómetros colocados numa torre de 12 m de altura, acima da copa das árvores. Para a recolha da precipitação sob coberto instalaram-se udómetros ao nível da superfície do solo a 1,5, 5,2 e 6,9 m (no limite da projecção da copa) de distância ao tronco. Foram ainda instalados udómetros, para cada uma das direcções dos pontos cardeais, fora da projecção da copa. O escorrimento ao longo do tronco foi recolhido por

intermédio de uma caleira helicoidal colocada à volta deste. A precipitação bruta, a precipitação sob coberto e o escorrimento ao longo do tronco foram quantificados continuamente, tendo-se colhido semanalmente amostras para análise.

As amostras de solo foram colhidas por sondagem a 0-5 cm de profundidade, segundo a direcção dos quatro pontos cardeais, sob a projecção da copa de quatro árvores isoladas (a 0,25 e a 1,0 m de distância do tronco), no limite da projecção vertical da copa daquelas, e fora da acção daquela, para a respectiva caracterização físico-química.

A folhada foi subdividida por componentes (folhas, ramos, flores e frutos), sendo o peso de cada uma delas determinado a partir de sub-amostras, após secagem a 80 °C. Aquelas componentes foram moídas num moinho centrífugo, utilizando um crivo de malha de 0,5 mm.

Os materiais terrosos, depois de secos ao ar, foram crivados através de um crivo de 2 mm.

As soluções foram filtradas (sob vácuo) através de uma membrana de nitrato de celulose com uma porosidade de 0,45 µm de diâmetro. As amostras foram congeladas ou colocadas no frigorífico, consoante o tempo de espera para o início do processamento analítico.

O N (Kjeldahl) dos materiais orgânicos foi determinado por intermédio de um sistema de destilação Kjeltac Auto 1030 Analyzer. A solubilização dos elementos minerais (K, Mg, Ca e P) foi efectuada num digestor CEM Microave Digestion System Model MDS-2000. Para o efeito colocou-se 0,5 g de material em tubos LDV (Line Digestion Venel), em contacto com 10 ml de HNO₃ concentrado a 65%. A solução resultante foi evaporada em copos de "Fourneau", solubilizando-se o resíduo pela adição de 10 ml de HCl 3 M.

O pH dos materiais terrosos foi determinado numa suspensão de solo em água e KCl 1 M (suspensão 1:2,5) por intermédio do método electrométrico. O C orgânico foi determinado por via seca. O N foi determinado pelo método atrás mencionado. As bases de troca (Ca, Mg, K, Na) foram extraídas por uma solução de acetato de amónio ajustada a pH 7. O P e o K extractáveis foram obtidos pelo método de Egnér- Riehm.

A concentração de Ca, Mg, K e Na nos extractos de materiais terrosos ou orgânicos, bem como nas soluções (precipitação bruta, sob coberto e escorrimento ao longo do tronco) foi determinada por espectrofotometria de absorção atómica; a de P foi determinada colorimetricamente (MURPHY & RILEY, 1962). O NH₄⁺ foi determinado através do método do fenol-nitroprussiato (DORICH & NELSON, 1983). Os aniões (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻) foram determinados por cromatografia iónica.

Para a comparação entre a concentração de nutrientes na precipitação bruta, na precipitação sob coberto e no escorrimento ao longo do tronco, durante o período

de estudo, considerou-se para a segunda, em cada data de amostragem, a média de todos os pontos de amostragem sob a copa da árvore. Para a avaliação da variabilidade da concentração de nutrientes na precipitação sob coberto com a distância ao tronco, considerou-se para cada data de amostragem, a média dos pontos de amostragem para cada uma das distâncias, independentemente do sistema de amostragem seguido.

Para verificação da natureza das diferenças entre os valores médios da concentração de nutrientes nas precipitações bruta e sob coberto e no escoamento ao longo do tronco, da concentração da precipitação sob coberto com a distância ao tronco da árvore e de parâmetros químicos de solo sob e fora da copa das árvores, efectuaram-se análises de variância (ANOVA) de classificação simples, tendo-se previamente testado a homogeneidade de variâncias das amostras, e procedido à transformação dos dados sempre que necessário e possível através da transformação de *Box-Cox*. A comparação múltipla de médias foi realizada pelo teste de *Student-Newman-Keuls* (SOKAL & ROHLF, 1995).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. Quantidade de folhada e devolução de nutrientes

A interacção entre o ciclo de nutrientes e as características do solo, na área da projecção vertical das copas das árvores, consubstancia-se, em grande parte, pelos "inputs" de matéria orgânica devido à queda de folhada e pelo retorno de nutrientes ao solo devido à decomposição daquela.

A quantidade de folhada recolhida apresentou um padrão muito diferenciado de ano para ano (Tabela 1). Além disso aquele padrão foi bastante variável ao longo do ano, tendendo o respectivo máximo a ocorrer entre o fim do Inverno e meados do Verão (Figura 1). Estes resultados vão de encontro aqueles obtidos por RAPP (1969) para a *Quercus ilex*, na região mediterrânica francesa.

Tabela 1. Quantidades anuais de folhas, frutos, ramos e amentilhos de *Q. rotundifolia*, determinadas durante o período compreendido entre Março de 1994 e Fevereiro de 1996.

Ano	Folhas	Frutos	Ramos	Amentilhos
 g m ⁻²			
1994/95	246,3	176,8	74,3	56,9
1995/96	114,7	74,2	74,5	11,6

A folhada atingiu 554,3 g m² em 1994/95 e 275,0 g m² em 1995/96. A massa correspondente apenas às folhas atingiu, respectivamente, 246,3 e 114,7 g m². Os frutos atingiram 176,8 e 74,2 g m², enquanto os ramos apenas atingiram 74,3

e $74,5 \text{ g m}^{-2}$. A quantidade de folhas recolhida a 2 metros de distância do tronco foi mais elevada do que a recolhida a 4 metros de distância. Esta tendência de variação corrobora os resultados obtidos por ESCUDERO *et al.* (1985) para uma "dehesa" da região de Salamanca.

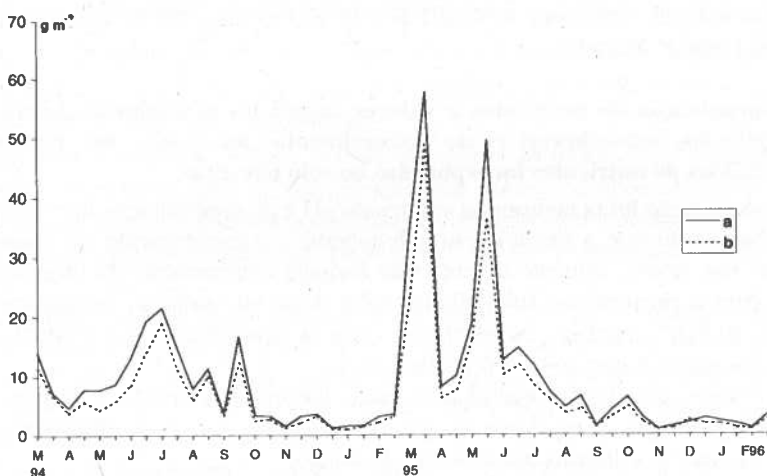


Figura 1. Variação quinzenal da queda de folhas (g m^{-2}) a 2 (a) e a 4 m (b) do tronco de *Q. rotundifolia* de Outubro de 1994 a Fevereiro de 1996.

O retorno de N, K, P, Ca e Mg ao solo decorrente da queda de folhas atingiu quantidades bastante significativas, pertencendo ao Ca a mais elevada (Tabela 2), a qual foi da ordem de grandeza da determinada, na vizinha Espanha, para a mesma espécie (ESCUDERO *et al.*, 1985; BELLOT *et al.*, 1992). Por força do padrão de distribuição com a distância ao tronco referido para a folhada, o retorno de nutrientes ao solo atinge maior importância nas áreas mais próximas daquele.

Tabela 2 - Retorno anual de nutrientes por intermédio das folhas de *Q. rotundifolia*, determinado durante o período compreendido entre Março de 1994 e Fevereiro de 1996.

Distância ao tronco (m)	N	K	P	Ca	Mg
2	1,81	0,82	0,11	2,31	0,24
4	1,39	0,63	0,08	1,77	0,18

O retorno de nutrientes referido será mais elevado se considerarmos as outras componentes da folhada (frutos e ramos). A quantidade devolvida pelos ramos será reduzida, dado estes, para além da baixa quantidade, apresentarem em geral uma concentração de nutrientes bastante menor à determinada para as folhas (CORTEZ, 1996). Pelo contrário, a quantidade respeitante aos frutos, devido à concentração de nutrientes nestes (ESCUADERO *et al.*, 1985), poderá atingir valores bastante elevados.

2. Concentração de nutrientes e valores de pH na precipitação bruta, na precipitação sob-coberto e no escoamento ao longo do tronco e quantidades de nutrientes incorporadas no solo por estas.

A precipitação bruta apresentou valores de pH e de concentração de nutrientes mais baixos do que a precipitação sob-coberto e o escoamento ao longo do tronco. Foi, assim, evidente o acréscimo daquela concentração da precipitação bruta para a precipitação sob-coberto; além disso tal variação, exceptuando o NH_4^+ e o PO_4^{3-} , também se verificou entre a precipitação sob-coberto e o escoamento ao longo do tronco (Tabela 3).

Os valores de pH da precipitação bruta foram ligeiramente inferiores aos determinados para a precipitação sob coberto, mas foram significativamente inferiores aos do escoamento ao longo do tronco.

Tabela 3. Valores médios de pH e das concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , azoto mineral (NH_4^+ e NO_3^-), PO_4^{3-} , Cl^- e SO_4^{2-} na precipitações bruta (Pb), na precipitação sob-coberto (Psc) e no escoamento ao longo do tronco (Elt), de Novembro de 1996 a Agosto de 1997. Letras diferentes na mesma coluna correspondem a diferenças significativas ($p < 0.05$) pelo teste de Student-Newman-Keuls.

	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	NH_4^+	PO_4^{3-}	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}
	 $\mu\text{mol}_c \text{l}^{-1}$								
Pb	6,16 a	65,65 a	30,27 a	78,79 a	15,80 a	55,70	18,44	78,05 a	25,13	57,47 a
Psc	6,25 ab	243,13 b	136,03 b	207,63 b	289,11 b	157,87	78,07	313,93 b	121,00	218,59 b
Elt	7,01 b	1847,76 c	543,28 c	414,68 c	948,47 c	105,54	71,97	670,69 b	254,35	469,59 b

As concentrações de Ca, Mg, K e Na apresentaram um padrão de variação semelhante, mas mais acentuado, ao verificado para os valores de pH, tendo aquelas respeitantes à precipitação bruta sido significativamente inferiores às verificadas para a precipitação sob-coberto e para o escoamento ao longo do

tronco. Além disso, os valores correspondentes às duas últimas soluções também foram significativamente diferentes entre si.

As concentrações de NH_4^+ , de NO_3^- e PO_4^{3-} não foram significativamente diferentes entre as formas de precipitação consideradas. Os valores médios da concentração de NH_4^+ e de PO_4^{3-} na precipitação bruta foram menores do que na precipitação sob coberto, mas maiores nesta do que no escoamento ao longo do tronco. A concentração do NO_3^- aumentou da precipitação bruta para a precipitação sob coberto e desta para o escoamento ao longo do tronco, mas sem apresentar diferenças significativas.

As concentrações de Cl^- e SO_4^{2-} na precipitação bruta foram significativamente inferiores às determinadas na precipitação sob coberto e no escoamento ao longo do tronco. As concentrações da precipitação sob coberto não foram significativamente diferentes das respeitantes ao escoamento ao longo do tronco.

A diferenciação da concentração das espécies iónicas verificada entre a precipitação bruta, a precipitação sob coberto e o escoamento ao longo do tronco, no estudo vertente, é semelhante à referida para a *Q. rotundifolia* em Espanha (RODÁ *et al.*, 1990; BELLOT & ESCARRÉ, 1991), bem como para outras espécies florestais (CORTEZ, 1996). Todavia, o acréscimo das concentrações por nós determinado foi superior aquele referido por RODÁ *et al.* (1990) e por BELLOT & ESCARRÉ, (1991).

A precipitação sob coberto traduz-se pela devolução de nutrientes ao solo, cuja quantidade foi muito elevada quando comparada com a a netrada de nutrientes devida à precipitação bruta (Tabela 4). Esta diferença foi sobretudo marcada para o K, cuja quantidade devida à primeira foi 18 vezes maior do que à segunda. O escoamento ao longo do tronco, não obstante a elevada concentração de nutrientes que o caracteriza, determinou uma devolução muito inferior à quantidade devida à entrada por via da precipitação bruta, quando expressa em unidade de área sob-coberto, mas certamente muito superior quando expressa pela área efectivamente por ele influenciada (VOIGHT, 1960).

3 Variação do pH e da concentração de nutrientes nas soluções com a distância ao tronco

Os valores de pH atingiram o nível mais elevado junto à base do tronco (7,01) e foram muito semelhantes nos restantes pontos sob coberto (6,19 – 6,35), sendo nestes da ordem de grandeza dos determinados na precipitação recolhida fora da projecção vertical da copa (Tabela 5).

A concentração de Ca, por seu turno, decresceu significativamente da base do tronco até ao limite da projecção da copa, bem como das áreas mais próximas do tronco para aquelas correspondentes ao limite da projecção vertical da copa;

além disso a concentração determinada sob a copa das árvores foi significativamente superior à determinada nas áreas fora da respectiva projecção. O padrão de variação dos restantes cationes básicos foi semelhante, embora com uma diferenciação menos acentuada com a distância ao tronco. A concentração de K na precipitação recolhida fora da projecção da copa, mas ao nível do solo, foi superior àquela determinada acima da copa da árvore, sugerindo o prolongamento do efeito da copa para além da respectiva projecção vertical, conforme tem sido sugerido por outros autores (ESCUADERO *et al.*, 1985) para a *Q. ilex*, na vizinha Espanha.

Tabela 4.- Quantidades de nutrientes transportados pelas precipitações bruta (Pb) e sob coberto (Psc) e pelo escoamento ao longo do tronco (Elt), de Novembro de 1996 a Agosto de 1997.

	H	Ca	Mg	Na	K	NNH	P	Cl	NNO	S
	$\mu\text{g m}^{-2}$									
Pb	<0,01	0,45	0,13	0,88	0,20	0,11	0,06	1,43	0,07	0,31
Psc	<0,01	1,93	0,53	2,03	3,64	0,31	0,13	4,32	0,28	0,97
Elt	<0,01	0,12	0,02	0,02	0,11	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01

As concentrações de NH_4^+ , PO_4^{3-} , Cl^- e SO_4^{2-} determinadas na precipitação sob coberto não apresentaram qualquer padrão de variação definido com a distância ao tronco. Apenas foi constatada a forte diferenciação entre aquelas concentrações e a determinada na base do tronco, o que expressa a grande importância do escoamento ao longo deste na diferenciação espacial da concentração das soluções que atingem o solo (WOLFE *et al.* 1987; KRETININ, 1993; SELER & MATZNER, 1995).

A concentração de NH_4^+ e de PO_4^{3-} determinadas ao nível da superfície do solo e fora da projecção vertical da copa da árvore, tal como o referido para o K, foi bastante superior à determinada na precipitação recolhida acima da copa daquela.

A concentração de NO_3^- no gotejo da copa, para além de ser bastante inferior à determinada na base do tronco, ao contrário do verificado para as outras espécies aniónicas, decresceu com o aumento da distância ao tronco da árvore. Todavia, os valores daquela concentração para as várias distâncias não foram significativamente diferentes entre si.

Tabela 5. Valores médios de pH e das concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , azoto mineral (NH_4^+ e NO_3^-), PO_4^{3-} , Cl^- e SO_4^{2-} nas soluções recolhidas na base do tronco (**Distância 0**), sob a copa da árvore (**Distâncias 1 e 2**), no limite da projecção da copa da árvore (**Distância 3**), fora do limite da projecção da copa da árvore (**Distâncias 4 e 5**) e na torre acima da copa da árvore (**Pb**), durante o período de Novembro de 1996 a Agosto de 1997. Letras diferentes na mesma coluna correspondem a diferenças significativas ($p < 0,05$) pelo teste de Student-Newman-Keuls.

Distância	pH	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	NH_4^+	PO_4^{3-}	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}
	 $\mu\text{mol}_e \text{l}^{-1}$								
0	7,01	1851,46 a	543,28 a	414,68 a	948,47 a	105,54	71,98	670,69 a	254,35	469,59 a
1	6,35	344,05 b	148,73 b	207,24 b	351,58 b	131,61	89,06	312,30 a	160,53	285,21 a
2	6,22	225,69 bc	153,75 b	229,79 b	314,76 b	214,32	91,58	341,68 a	102,81	187,66 a
3	6,19	161,11 cd	105,60 b	185,84 b	200,97 b	127,69	53,59	299,49 a	64,09	222,42 a
4	6,15	68,34 d	34,84 c	87,66 c	57,54 c	124,88	52,25	-	-	-
5	6,19	63,78 d	37,01 c	90,71 c	51,44 c	155,82	55,57	-	-	-
Pb	6,13	65,79 d	30,27 c	78,79 c	15,80 c	55,70	18,45	78,05 b	25,13	57,47 b

3. Solos

O efeito conjugado da devolução de nutrientes ao solo por via da decomposição da folhada e das soluções das precipitações que o atingem constitui, por vezes, um factor determinante na variação das características do solo com a distância ao tronco das árvores, como vários investigadores verificaram (ZINKE, 1962; ESCUDERO *et al.* 1985; WOLFE *et al.* 1987; KRETININ, 1993; SEILER & MATZNER, 1995). Tal efeito também foi constatado no estudo vertente, dado algumas das características da camada superficial do solo (0-5 cm) apresentarem tendência para se diferenciarem significativamente em função da distância ao tronco da árvore (Tabela 6).

Os teores de C e de N totais foram significativamente mais elevados nas áreas sob as copas das árvores do que naquelas sem influência destas. Além disso, o teor de C total decresceu das áreas mais próximas do tronco (1,0 m) para aquelas correspondentes ao limite da projecção vertical da copa das árvores. O teor de N total embora tenha manifestado tendência semelhante; esta não se expressou por diferenças significativas.

Tabela 6. Valores médios do pH e da concentração das bases de troca, potássio e fósforo extractáveis, carbono e azoto orgânicos totais determinados a partir de amostras (n=4) colhidas nos 5 cm superficiais do solo, a 0,25 m e 1,0 m do tronco, no limite da projecção copa (LPC) e fora do limite da projecção da copa (FPC). Letras diferentes na mesma coluna correspondem a diferenças significativas ($p < 0,05$) pelo teste de Student-Newman-Keuls.

Dist. ao tronco	pH		Bases de troca				Extractáveis			
	(H ₂ O)	(KCl)	Ca	Mg	Na	K	K	P	C	N
		cmol _c kg ⁻¹g kg ⁻¹g kg ⁻¹	
0,25 m	6,00	4,88	4,76	1,27	0,19	0,54 a	217,51 a	7,03	17,15 ab	1,35 a
1,0 m	5,76	4,63	4,37	1,35	0,17	0,37 a	124,11 ab	7,88	20,10 a	1,56 a
LPC	6,08	4,82	3,65	1,28	0,17	0,26 a	102,01 b	4,76	12,45 b	1,07 a
FPC	6,07	4,58	2,97	1,20	0,17	0,18 b	63,51 c	3,14	8,80 c	0,80 b

Os teores de Ca e de K de troca decresceram das áreas mais próximas do tronco (a 0,25 m) para aquelas correspondentes ao limite da projecção vertical da copa, não tendo, porém, os teores correspondentes a duas distâncias consecutivas sido significativamente diferentes. Os teores daquelas bases de troca foram menores nas áreas fora da influência da copa do que naquelas sob a sua projecção vertical, mas apenas os respeitantes ao K se expressaram por uma diferenciação significativa. Padrão semelhante foi verificado para o teor de K extractável, cuja diferenciação foi mais acentuada do que a encontrada para o de troca, dado o teor determinado para as áreas correspondentes ao limite da projecção das copas ter sido significativamente menor do que o determinado naquelas mais próximas do tronco (0,25 m).

O teor de P extractável, tal como o verificado para o C e o N orgânicos, atingiu o valor mais elevado a 1,0m de distância ao tronco, o qual decresceu para o limite da projecção vertical da copa, e deste para as áreas fora da influência directa desta. Porém, os valores encontrados não foram significativamente diferentes, não expressando assim, de forma inequívoca, um padrão de variação definido com distância ao tronco da árvore.

Os teores de Mg e de Na de troca, ao contrário do referido anteriormente, apresentaram uma clara homogeneidade entre as diversas áreas sob o coberto, bem como entre estas e aquelas fora da projecção vertical daquele.

Os valores de pH também manifestaram uma clara homogeneidade com a distância ao tronco, não obstante a variabilidade da concentração de bases de troca.

A variabilidade apresentada pelas características do solo com a distância ao tronco da árvore sugere a influência redistribuição de nutrientes pelas soluções da precipitação, bem como do padrão de distribuição espacial da folhada, tal como é referido por ZINKE (1962). Além disso, ter-se-á que considerar o efeito exercido pela vegetação herbácea e arbustiva fora e sob a projecção da copa das árvores na expressão das características físico-químicas do solo (ESCUADERO *et al.* 1985).

CONCLUSÕES

A precipitação sob-coberto e o escoamento ao longo do tronco apresentaram uma concentração de nutrientes significativamente mais elevada do que a verificada para a precipitação bruta.

A queda de folhada, bem como a precipitação sob coberto e o escoamento ao longo do tronco, determinaram a devolução ao solo de elevada quantidade de nutrientes.

Os teores de carbono e azoto, bem como de fósforo, potássio e cálcio extractáveis, do solo, diminuíram, em geral, com a distância ao tronco da árvore, reflectindo o efeito conjugado do padrão de distribuição espacial inerente à queda de folhada e às soluções de precipitação.

A maior disponibilidade de nutrientes nas áreas sob a copa das árvores do que naquelas for a da influência destas, dever-se-á ao retorno de nutrientes devido à queda de folhada em conjugação com o decorrente da precipitação sob coberto e do escoamento ao longo do tronco.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho realizou-se no âmbito do projecto "Ecologia dos montados de *Quercus suber* e *Quercus rotundifolia*: interceptação, transpiração, ciclo de nutrientes e vegetação espontânea" (PAMAF-4005-95), bem como no do programa de acção do Centro de Pedologia e do Instituto de Ciências Agrárias Mediterrânicas (Programa Plurianual) da Fundação para a Ciência e a Tecnologia.

O primeiro autor auferiu de uma bolsa de mestrado (PRAXIS XXI, BM/7222/95) no âmbito do mestrado em Gestão de Recursos Biológicos da Universidade de Évora.

BIBLIOGRAFIA

- AGUIAR, F. B. & GRILO, J. T. (1975). *Carta de Solos da Herdade da Mitra*. Universidade de Évora, Évora (n/publicado).
- ATTIWILL, P. M. & LEEPER, G. W. (1987). *Forest Soils and Nutrient Cycles*. Melbourne University Press, Victoria.
- BALTASAR, J. L.; REGO, F. C. & COUTINHO, J. M. (1983). *Efeitos do coberto de azinheira (*Quercus rotundifolia*) na ecologia de pastagens à base de trevo subtterrâneo*. Instituto Universitário de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

- BELLOT, J. & ESCARRE, A. (1991). Chemical characteristics and temporal variations of nutrients in throughfall and stemflow of three species in Mediterranean holm oak forest. *Forest Ecology and Management*, 41: 125-135.
- BELLOT, J.; SÁNCHEZ, J.R.; LLEDÓ, M.J.; MARTÍNEZ, P. & ESCARRÉ, A. (1992). Litterfall as a measure of primary production in Mediterranean holm-oak forest. In Romane, F. & Terradas J. (Edts) *Quercus ilex L. ecosystems: function, dynamics and management*, pp69-76, Kluwer Academic Publishers. Belgium.
- CORTEZ, N. R. S. (1996). *Compartimentos e ciclos de nutrientes em plantações de Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus e Pinus pinaster Aiton*. Dissertação para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Agrónoma. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- D.G.F. (1992). *Portugal, País de Florestas*. D.G.F., Lisboa.
- DANCETTE, C. & POULAIN, J. F. (1969). Influence of *Acacia albida* on pedoclimatic factors and crop yields. *African Soils*, 14: 143-184.
- DORICH, R. A. & NELSON, D. W. (1983). Direct colorimetric measurement of ammonium in potassium chloride extracts of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 47: 833-836.
- ESCUADERO, A.; GARCIA, B.; GOMEZ, J. M. & LUIS, E. (1985) The nutrient cycling in *Quercus rotundifolia* and *Quercus pyrenaica* ecosystems («dehesas») of Spain. *Acta OEcologica/OEcologia Plantarum*, 6(20): 73-86.
- GAUQUELIN, T., FROMARD, F., BADRI, W. & DAGNAC, J. (1992). Apports d'éléments minéraux au sol par l'intermédiaire de la litière, des pluies et des pluviollessivats dans un peuplement à genévrier thurifère (*Juniperus thurifera* L.) du Haut Atlas occidental (Maroc). *Annales des Sciences Forestières*, 49: 599-614.
- GERSPER, P. L. & HOLOWAYCHUK, N. (1970). Effects of stemflow water on a Miami soil under a beech tree: II. Chemical properties. *Soil Science Society of America Proceedings*, 34: 786-794.
- JOFFRE, R. & RAMBAL, S. (1988). Soil water improvement by trees in rangelands of southern Spain. *Acta OEcologica*, 9 (4): 405-422.
- JOFFRE, R.; HUBERT, B. & MEURET, M. (1991). *Les Systèmes Agro-Sylvo-Pastoraux Méditerranéens. Enjeux et Réflexions pour une Gestion Raisonnée*. Dossier MAB. UNESCO
- KRETININ, V. M. (1993). Change in soil properties in the tree trunk zone of forest windbreak belts. *Eurasian Soil Science*, 25: 88-96.
- MURPHY, J. & RILEY, J. P. (1962). A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36.
- NUNES, J. D. (1998). *Sistema de Ciclo de Nutrientes em Árvores Isoladas de Quercus rotundifolia Lam.*. Dissertação de mestrado em Gestão de Recursos Biológicos. Universidade de Évora, Évora.
- RAPP, M. (1969). Production de litière et apport au sol d'éléments menéraux dans deux écosystèméméditerranéens: la forêt de *Quercus ilex* L. et la garrigue de *Quercus coccifera* L. *Oecol. Plant.*, 4: 377-410.
- REIS, R. M. M. & GONÇALVES, M. Z. (1985). Caracterização climática da região agrícola do Alentejo. *O Clima de Portugal*, Fascículo XXXIV, I.N.M.G., Lisboa.
- RODÁ, F.; AVILA, A. & BONILLA, D. (1990). Precipitation, throughfall, soil solution and stream-water chemistry in a holm-oak (*Quercus ilex*) forest. *Journal of Hydrology*, 116: 167-183.

- RYAN, P. J. & MCGARITY, J. W. (1983). The nature and spatial variability of soil properties adjacent to large forest eucalypts. *Soil Science Society of America Journal*, 47:286-293.
- SÁ, C. S.; SIMÕES, M. P.; MADEIRA, M. A. & GAZARINI, L. C. (1997). Variação sazonal da queda de folhada e composição química em *Quercus suber* L. e *Quercus rotundifolia* Lam. Resúmen del V Congreso Hispano-Luso de Fisiologia Vegetal, p. 90, Junta de Andalucía, Córdoba.
- SALGUEIRO, T. A. (1973). A contribuição das azinheiras e dos sobreiros para a fertilidade do solo. *Estudos*, 1. F.F.F., Lisboa.
- SEILER, J. & MATZNER, E. (1995). Spatial variability of throughfall chemistry and selected soil properties as influenced by stem distance in a mature Norway spruce (*Picea abies*, Karst.). *Plant and Soil*, 176: 139-147.
- SOKAL, R. R. & ROLF, F. J. (1995). *Biometry*, Third edition, W. H. Freeman and Company, New York.
- VOIGT, G. K. (1960). Distribution of rainfall under forest stands. *Forest Science*, 6: 2-10.
- WOLFE, M. H.; KELLY, J. M. & WOLT, J. D. (1987). Soil pH and extractable sulfate-sulfur distribution as influenced by tree species and distance from the stem. *Soil Science Society of America Journal*, 51: 1042-1046.
- ZINKE, P. J. (1962). The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. *Ecology*, 43 (1): 130-133.

A UTILIZAÇÃO DE IMUNOESTIMULANTES EM AQUACULTURA E DIAGNÓSTICO DA PASTEURELOSE

A. Albuquerque*, T. Baptista, & M. T. Dinis

Universidade do Algarve - UCTRA - Campus de Gambelas - 8000 FARO

*e-mail: artur@nfh.uit.no

Albuquerque, A., Baptista, T. & Dinis, M. T. (1999). A utilização de imunoestimulantes em Aquacultura e Diagnóstico da Pasteurelose. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 327-338.

Devido ao aumento das necessidades alimentares do planeta, especial atenção tem sido dada à Aquacultura como método alternativo de produção alimentar. A intensificação da produção tem provocado, no entanto, o aparecimento de doenças, responsáveis por elevada mortalidade e perdas económicas. A utilização de antibióticos tem levantado questões relacionadas com o surgimento de estirpes resistentes e as respectivas implicações ambientais. Como alternativa têm sido utilizadas várias substâncias imunoestimulantes, que activam mecanismos de defesa. Na Presente experiência, juvenis de dourada foram alimentados com uma dieta contendo β -1,3 Glucanos (0.1%) e submetidos a uma infecção com *P. piscicida*. Os resultados indicam, para os indivíduos alimentados com o imunoestimulante: redução da mortalidade, menor taxa de recuperação da bactéria, igualmente, menor número de colónias de bactérias (aparentemente intactas) nos baços. Estes resultados sugerem que os β -1,3 Glucanos podem desempenhar um papel importante na prevenção de doenças em Aquacultura. A análise histológica dos baços revelou-se um método útil no diagnóstico da pasteurelose.

Palavras-chave: Aquacultura; Imunoestimulantes; Glucanos, Pasteurelose; Métodos de diagnóstico.

Albuquerque, A., Baptista, T. & Dinis, M. T. (1999). Immunostimulants utilization in aquaculture and pasteurellosis diagnosis. *Revista de Biol. (Lisboa)* 17: 327-338.

The global food demand continues to increase, thus Aquaculture has been accorded new importance as an alternative method of producing food. The high pressure on

the rearing systems often causes fish to be plagued with diseases, which are responsible for high mortality and economic losses in aquaculture throughout the world. The therapeutic use of antibiotics has raised some questions about increases in antibiotic-resistant strains of bacteria and related environmental implications. An optional prevention strategy consists in using several immunostimulatory substances to activate defence mechanisms. In the present experiment, *Sparus aurata* juveniles were fed a diet containing β -1,3 Glucans (0.1%) and challenged with a bath exposure to *P. piscicida*. The effects of such diet were: low mortality, low pathogen recovery and low number of (apparently intact) colonies of bacteria in the spleens. These results seem to indicate that β -1,3 Glucans could play an important role in the prevention of diseases in fish culture. Histological analysis of the spleens has revealed a powerful tool helping a reliable pasteurellosis diagnostic.

Keywords: Aquaculture, Immunostimulant, Glucans, Pasteurellose, diagnostic methods.

AQUACULTURA

Ciência nova, embora tradicional na sua origem, a Aquacultura, tem sido referida como sendo praticada na China, há pelo menos, 4000 anos (STICKNEY, 1979; ROBERTS & SHEPHERD, 1986; MEADE, 1989; MORALES, 1991; LALLI & PARSONS, 1993; BARNABÉ, 1994a).

Em 1995, a Aquacultura (dulçaquícola e marinha) contribuiu com cerca de 21.3 milhões de toneladas de pescado, o que representa 26.65% do disponível para consumo humano (FAO, 1997).

Para que a contribuição da Aquacultura em Portugal, acompanhe a tendência global de crescimento, várias medidas deverão ser adoptadas: criação de sistemas de produção intensiva - tanto na linha de costa como em regime de "off-shore" (DINIS, 1995; MENEZES, 1995); controlo das doenças (MENEZES, 1995); introdução de novas espécies (DINIS, 1992, 1995); aumento de investimentos; especialização dos operadores; desburocratização e resolução das questões ambientais (DGPA, 1997).

PATOLOGIA EM AQUACULTURA

O desenvolvimento da Aquacultura e a intensificação da produção larvar, nas últimas décadas, têm sido acompanhados por um aumento da incidência de doenças (ANDERSON & JENEY, 1992; VERPRAET *et al.*, 1992; CHAIR *et al.*, 1995), devido a importações e transferências de peixes e ovos, alterações das condições ambientais, aumento da densidade de cultivo ou como resultado da

introdução de novas espécies (PILLAY, 1992; BAPTISTA *et al.*, 1996; REAL *et al.*, 1997).

A patogénese bacteriana é resultado de uma série de interacções "agente patogénico x hospedeiro". Muitos factores determinantes da virulência, apenas se expressam em determinadas circunstâncias, sendo, frequentemente, regulados por factores ambientais - "stress" ambiental e devido a deficiências no manejo (ANDERSON & BARNEY, 1991).

PASTEURELOSE

A pasteurelose, ou pseudotuberculose, doença causada pela bactéria *Pasteurella piscicida* (*Photobacterium damsela* subsp. *piscicida* ou *Photobacterium piscicida* - dependendo do autor), tem provocado mortalidades importantes em peixes marinhos selvagens (SNIEZKO *et al.*, 1964; JANSSEN & SURGALLA, 1968) e, em Aquacultura, é considerada uma das mais importantes patologias (GAUTHIER *et al.*, 1995; MAGARIÑOS *et al.*, 1995a,b; BAPTISTA *et al.*, 1996; CANDAN *et al.*, 1996; REALI *et al.*, 1997).

Os sinais clínicos da pasteurelose variam de acordo com a forma da doença. Na sua forma aguda, os únicos sinais externos podem ser o escurecimento dos indivíduos afectados (SKARMETA *et al.*, 1995; CANDAN, 1996), ataxia locomotora, ocasionalmente pontos escurecidos na superfície do corpo (KUSUDA & SALATI, 1993) e, raras vezes, áreas ligeiramente hemorrágicas na cabeça e brânquias (BAPTISTA *et al.*, 1996).

Internamente, caracteriza-se pelo surgimento de pseudo-tubérculos granulomatosos esbranquiçados ($\varnothing=0.5-3.0\text{mm}$), compostos por colónias de bactérias (livres ou fagocitadas) - tanto nos capilares, como no espaço intersticial - que se formam no baço (frequentemente dilatado), rins e, com menor frequência, no fígado (geralmente pálido).

Podem verificar-se, por histopatologia, extensas zonas de necrose multifocal, contendo numerosos macrófagos, com bactérias intactas no interior, indiciando que *Pasteurella piscicida* sobrevive ao processo de fagocitose, sem ser



Figura 1. Esquema dos diversos factores que podem exercer influência no aparecimento de doenças em sistemas de produção em Aquacultura. (Adaptado de ALBUQUERQUE, 1997).

degradada (SANO & FUKUDA, 1987; KUSUDA & SALATI, 1993; SKARMETA *et al.*, 1995; BAPTISTA *et al.*, 1996; CANDAN, 1996).

O diagnóstico da pasteurelose é relativamente fácil, devido às características distintas da patologia (AUSTIN & AUSTIN, 1989; KUSUDA & SALATI, 1993;), e pode ser obtido através dos seguintes procedimentos: I) isolamento; II) identificação e; III) provas serológicas

Os métodos de tratamento da pasteurelose podem ser, de uma maneira geral, divididos em: métodos curativos (quimioterapia) e preventivos (vacinação e imunoprofilaxia).

Quimioterapia - a utilização dos antibióticos tem levantado sérias preocupações, na medida em que surgem cada vez mais estirpes resistentes a diversos antibióticos, tornando o controlo das epizootias cada vez mais complexo e difícil (ANDERSON & JENEY, 1992; SORGELOOS & LÉGER, 1992; VERPARET *et al.*, 1992; NIKL *et al.*, 1993; CHAIR *et al.*, 1994; LAVENS *et al.*, 1995; BARG & LAVILLA-POTIGO, 1996).

Vacinação - várias vacinas já foram testadas (ou estão em fase de desenvolvimento), não havendo, ainda, uma vacina comprovadamente eficaz, no controlo da pasteurelose (KUSUDA & SALATI, 1993).

Imunoprofilaxia - estratégia de prevenção de estados infecciosos dos organismos, utilizando os próprios mecanismos de defesa. Para a obtenção dos resultados esperados, podem utilizar-se: antibióticos (VAN DER HEIJDEN *et al.*, 1992), imunostimulantes, vacinas, adjuvantes e probióticos (ANDERSON, 1992; RAA, 1996; TANTI & LE BRETON, 1996). A imunoprofilaxia tornou-se estratégia dominante no controlo das epizootias em Aquacultura, devido às questões envolvidas com a utilização dos antibióticos (ANDERSON, 1992; ENGSTAD & ROBERSTSEN, 1995).

No caso específico da pasteurelose, a imunoprofilaxia parece ser a única forma de controlo da doença (KUSUDA & SALATI, 1993).

IMUNOESTIMULANTES

Os imunostimulantes são substâncias químicas que accionam um sistema de alarme, que activa o sistema imunitário, tornando os organismos mais resistentes; não só às infecções causadas por vírus, bactérias, fungos e parasitas, mas também menos susceptíveis ao "stress" ambiental (ANDERSON, 1992; VADSTEIN, 1995; RAA, 1996). É necessária cautela quanto à dosagem; doses inadequadas podem provocar efeitos indesejados, suprimindo os mecanismos de defesa (ANDERSON, 1992; RAA, 1996).

Outra situação na qual a utilização de imunostimulantes poderá apresentar vantagens é o processo de produção "Free Fish Farms at Sea" (FFFS) - cultivo de peixes livres (Fig. 2) em fase de implementação.

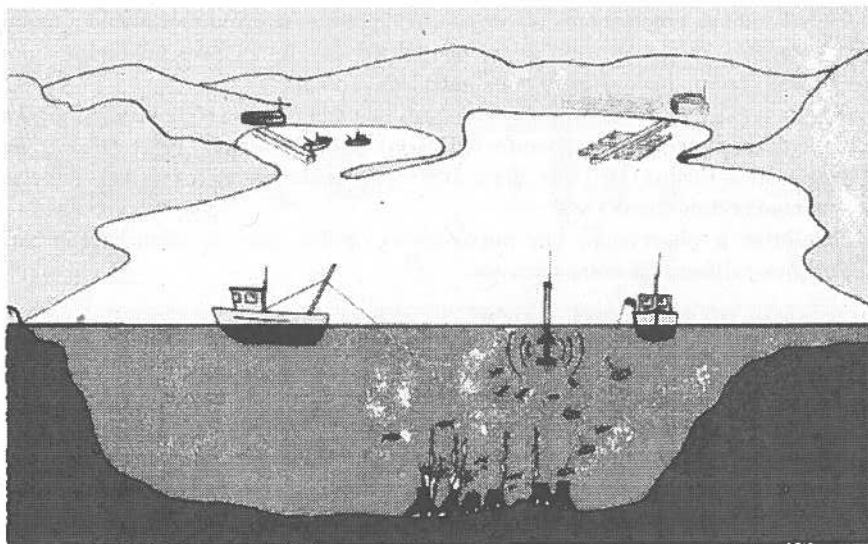


Figura 2. Esquema representativo do método de produção "FTS" (peixes livres).

OBJECTIVOS

A presente experiência teve como objectivos: conhecer o efeito da adição de substâncias imunoestimulantes - incorporadas na alimentação de juvenis de dourada (*Sparus aurata*) - na resposta a uma infecção bacteriana (*P. piscicida*), induzida artificialmente por imersão e avaliar a utilidade da Histologia como método de diagnóstico da pasteurelose.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram utilizados 444 juvenis de *Sparus aurata*, não vacinados, que foram distribuídos aleatoriamente por 4 circuitos.

A alimentação com imunoestimulante [$1g.Kg^{-1}$] foi ministrada da seguinte forma: Circuito 0 (Controlo) — sem Glucanos; Circuito 1 — Glucanos 1 Semana; Circuito 2 — Glucanos 2 Sem. e; Circuito 3 — Glucanos 3 Sem. A concentração escolhida, além da recomendação dos fabricantes, baseou-se na eficácia da dose (ENGSTAD & ROBERTSEN, 1995).

Findo o período previsto de alimentação (com imunoestimulante) foi induzida, artificialmente, uma infecção por imersão em suspensão de *P. piscicida* com concentração superior a 10^6 bactérias.ml⁻¹, onde os juvenis permaneceram durante 1 hora.

Foram preparados meios de cultura para as análises microbiológicas: Brain Heart Infusion Agar (BHIA + 1,5% sal), Marine Agar + Manitol e Vermelho de Fenol (MAMVF) e Thiosulphate Citrate Bille Salt Sucrose (TCBS); os dois últimos foram utilizados como meios selectivos.

Efectuaram-se amostragens semanais e sempre que ocorreu mortalidade, tendo por objectivo o re-isolamento do agente patogénico. As análises incidiram sobre os órgãos-alvo — baço, fígado e rim anterior.

Foram retirados os baços a 18 exemplares de cada circuito (6 por aquário) para análise histopatológica. Os cortes (5-6 μ m) foram corados pelo método de Hematoxilina-Eosina (HE) que, depois de secos receberam as respectivas lamelas — montadas com resina DPX.

Seguiu-se a observação em microscópio óptico, para a identificação das alterações e diferenças entre circuitos.

RESULTADOS

O número de exemplares analisados foi sensivelmente semelhante, em todos os circuitos, variando apenas em função da mortalidade verificada.

Tabela 1. Evolução da mortalidade nos grupos de tratamento, após a infecção.

Circuito	0	1	2	3
Mortalidade relativa	0%	-66.7%	-83.3%	-88.9%

O aspecto visual dos baços observados por histologia era semelhante, assim como os pontos escuros, tanto nas menores ampliações (Fig. 3A, B), como na maior (400 \times), identificando-se colónias de bactérias, aparentemente intactas (Fig. 3C).

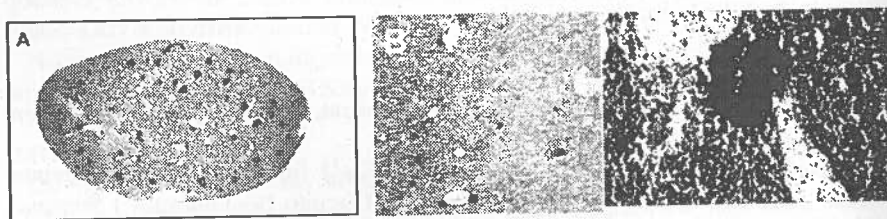


Figura 3. Exemplo da observação histológica de um baço de juvenil de dourada (*Sparus aurata*). (A e B) pontos escuros; (C) aglomerado de bactérias aparentemente intactas. (Ampliações: A=40 \times ; B=100 \times ; C=400 \times).

A média de aglomerados variou entre 40 e 18 nos circuitos 0 e 3, respectivamente; a diferença entre os circuitos 1 e 2 não foi muito acentuada, respectivamente, 33 e 30 aglomerados (Fig. 4). Foram verificados, entre os grupos, diferenças significativas (ANOVA: $F=4.44$; $F_{\text{crítico}}=1.95$; $\alpha=0.05$).

Quanto à taxa de recuperação do agente patogénico, por circuito, verificou-se uma redução à medida que aumentou o período de alimentação com glucanos (Fig. 5).

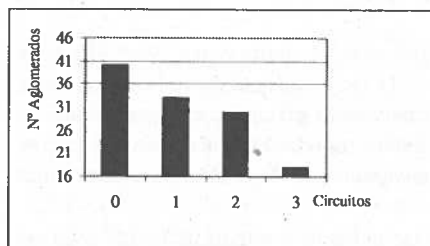


Figura 4. Número médio de aglomerados de bactérias presentes nos baços dos indivíduos, por circuito.

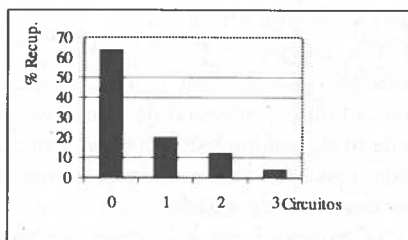


Figura 5. Percentagem das recuperações da bactéria, por circuito.

DISCUSSÃO

A opção por incorporar o imunostimulante na alimentação teve como objectivos principais evitar o "stress" adicional imposto aos organismos (método da injeção) e economia (face ao método de imersão) (ANDERSON *et al.*, 1991; ANDERSON *et al.*, 1992; JENEY & ANDERSON, 1993b). Além dos factores mencionados, o mais importante foi, provavelmente, a possibilidade de aplicação prática do método utilizado.

O facto de se ter verificado uma redução da mortalidade dos juvenis alimentados com imunostimulante pode significar que o imunostimulante (β -1,3 Glucano) desempenha uma função importante activando os mecanismos de defesa não-específica, permitindo uma melhor resposta defensiva, com reflexos na redução das taxas de mortalidade;

Embora em alguns dos exemplares examinados, os sinais clínicos característicos da pasteurelose fossem claros (esplenomegalia, pseudo-tubérculos no baço e rim, fígado pálido), a tentativa de recuperar a bactéria, a partir de peixes vivos, revelou-se difícil (baixas taxas de recuperação). Estas evidências estão de acordo com resultados de outros autores para os quais tal tentativa que se revelou infrutífera (MAGARIÑOS *et al.*, 1995). O facto de ter sido possível recuperar o agente patogénico, a partir de peixes vivos, parece ser um indício de que a metodologia de análise utilizada na experiência foi adequada.

O recurso à Histologia permitiu quantificar, de forma palpável, os possíveis efeitos do imunostimulante na resposta à infecção. A redução do número de colónias de bactérias presentes no baço, parece ser o resultado claro de uma resposta mais eficaz dos organismos, possibilitando a destruição intracelular do agente patogénico após a fagocitose.

CONCLUSÕES

A análise global dos resultados parece evidenciar a importância da qualidade da água, o potencial inerente às diversas estratégias de imunoprofilaxia, bem

como a importância que os métodos de diagnóstico podem representar para o sucesso da Aquicultura.

1) A adição de β -1,3 Glucanos, na alimentação, parece ter exercido uma influência positiva em juvenis de dourada: I) reduzindo a mortalidade destes, após a indução artificial da infecção com *Pasteurella piscicida* e; II) reduzindo o número de colónias de bactérias (aparentemente intactas), observadas nos baços, como resultado provável de um aumento da capacidade de destruição intracelular das bactérias fagocitadas.

2) É provável que, sob condições propícias, as bactérias aparentemente intactas que se encontram nos macrófagos dos tecidos possam libertar-se e provocar uma epizootia (ou a re-infecção dos peixes), sem que tenha ocorrido contacto aparente com o agente patogénico.

3) Uma vez que o sucesso e a eficiência da Aquicultura dependem de um controlo adequado das doenças e este, por sua vez, depende de métodos rápidos e precisos de diagnóstico, sugere-se, após a análise dos resultados obtidos, que o meio MAMVF passe a ser utilizado em lugar do BHIA e que a Histologia seja utilizada como método acessório de diagnóstico da pasteurelose.

As necessidades alimentares do planeta continuarão, provavelmente a aumentar, esperando-se da Aquicultura, uma contribuição crescente para a disponibilidade de pescado para consumo; para que tal produção seja alcançada, é necessário que haja planeamento adequado, melhor controlo e preservação do ambiente, correcta gestão dos "stocks", controlo das doenças e redução dos custos (FAO, 1997). Assim, tornam-se claras as vantagens inerentes às estratégias de imunoprofilaxia:

- a) contribuindo para um controlo geral e eficaz das doenças (aumentando a resistência dos organismos às infecções e ao "stress");
- b) reduzindo as taxas de mortalidade (aumento da produção e diminuição dos custos) e;
- c) minimizando os impactos ambientais.

AGRADECIMENTOS

Artur Albuquerque foi financiado pela Bolsa Ref.: PRAXXIS XXI / BD 16231 / 98 .

BIBLIOGRAFIA

- ALBUQUERQUE, A. (1997) Estudo do efeito da adição de β -1,3 Glucanos na alimentação de juvenis de dourada (*Sparus aurata*, L.) face a uma infecção artificial com *Pasteurella piscicida* (Janssen & Surgalla, 1968). Relatório de estágio do curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Universidade do Algarve.
- ANDERSON, D. P. & BARNEY, P. J., 1991. The role of the diagnostic laboratory in fish disease control. *Annual Review of Fish Diseases*, Vol. 1 (1): 41-62pp.
- ANDERSON, D. P.; DIXON, O. W. & LIZZIO, E. F., 1991. In Vivo to In Vitro Transfer of Trout Spleen Sections for Early Analysis of the Immune Response. *Fish and Shellfish Pathology*, Vol. 1 (1): 99-105pp.

- ANDERSON, D. P., 1992. Immunostimulants, Adjuvants, and Vaccine Carriers in Fish: Applications to Aquaculture. *Annual Review of Fish Diseases* (2): 281-307pp.
- ANDERSON, D. P. & JENEY, G., 1992. Immunostimulants Added to Injected *Aeromonas salmonicida* Bacterin Enhance Defense Mechanisms and Protection in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Veterinary Immunology and Immunopathology*, Vol. 34 (3-4): 379-389pp.
- ANDERSON, D. P.; MORITOMO, T. & DE GROOTH, R., 1992. Neutrophil, Glass-Adherent, Nitrobluc Tetrazolium Assays Gives Early Indication of Immunization Effectiveness in Rainbow Trout. *Veterinary Immunology and Immunopathology*, Vol. 30: 419-429pp.
- AUSTIN, B. & AUSTIN, D. A., 1989. *Bacterial Fish Pathogens: Disease in Farmed and Wild Fish*. Ellis Horwood, Ltd. U. K. 363p.
- BAPTISTA, T.; ROMALDE, J. L. & TORANZO, A. E., 1996. First Occurrence of Pasteurellosis in Portugal Affecting Cultured Gilthead Seabream (*Sparus aurata*). *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* (16): 92-95pp.
- BARG, U. C. & LAVILLA-PITOGO, R., 1996. The Use of Chemicals in Aquaculture: A Summary Brief of Two International Expert Meetings. Food and Agriculture Organization (FAO), *Fisheries Aquaculture Newsletter* (FAN), (14): 12-14pp.
- BARNABÉ, G., 1994a. *Aquaculture - Biology and Ecology of Cultured Species*. Barnabé, G. (Ed.), Ellis Horwood, London. 403p.
- BARNABÉ, G., 1994b. Biological Basis of Fish Culture. In: Barnabé, G. (Ed.). *Aquaculture - Biology and Ecology of Cultured Species*, Ellis Horwood, London: 227-370pp.
- BARR, Y. & MINKOF, G., 1995. *Pasteurella piscicida* in Israeli Aquaculture. In: Lavens, P.; Jaspers, E. & Roelants (Eds.). *Larvi 95 - Fish & Shellfish Larviculture Symposium*, 3-7 Sept. - Gent. *European Aquaculture Society*, Special Publication (24): 498-499pp.
- BONET, R.; MAGARIÑOS, B; ROMALDE, J.; SIMON-PUJOL, M. D.; TORANZO, A. E. & CONGREGADO, F., 1994. Capsular Polysaccharide Expressed by *Pasteurella piscicida* Grown In Vitro. *FEMS Microbiology Letters* (124): 285-290pp.
- CANDAN, A.; ANG KUCKER, M. & KARATAS, S., 1996. Pasteurellosis in Cultured Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*) in Turkey. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* Vol. 16, (5): 150-152pp.
- CHAIR, M.; GAPASIN, R. S. J.; DEHASQUE, M.; & SORGELOOS, P., 1994. Vaccination of European Sea Bass Fry Through Bioencapsulation of *Artemia Nauplii*. *Aquaculture International*. Vol. 2: 254-261pp.
- CHAIR, M.; DEHASQUE, M.; SORGELOOS, P.; NELIS, H.; & DE LEENHEER, A. P., 1995. Live Food Mediated Drug Delivery as a Tool for Disease Treatment in Larviculture: A Case Study with Turbot *Scophthalmus maximus*. *Journal of the World Aquaculture Society*. Vol. 26 (1): 217-219pp.
- DINIS, M. T., 1992. Aspects of the Potential of *Solea senegalensis* Kaup for Aquaculture: Larval Rearing and Weaning to an Artificial Diet. *Aquaculture and Fisheries Management* (23): 515-520pp.
- DINIS, M. T., 1995. A Aquacultura Marinha em Portugal. In: Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica Portuguesa (Ed.), *Directório de Aquacultura e Biotecnologia Marinha*. 46-47pp.

- DGPA (Direcção Geral da Pesca e Aquicultura), 1997. Sector da Pesca em Portugal: 1990-1996. *Relatório Técnico do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas* - DGPA - Lisboa, Agosto de 1997. 17p.
- DUNIER, M. & SIWICKI, A., K., 1993. Study of the Effect of Pollutants on Fish Defence Mechanisms. I. In Vitro Influence of Heavy Metals on the Spleen and Kidney Lymphocytes and Macrophags Activity in Carp (*Cyprinus carpio* L.). In: Siwicki, A. K.; Anderson, D. P. & Waluga, J. (Eds.), *Fish Disease Diagnosis and Preventions Methods*. Wydawnictwo Instytutu Rybactwa Strodładowego, Olsztyn, Poland. 69-79pp.
- ENGSTAD, R. E. & ROBERTSEN, B., 1995. The Effect of Structurally Different Yeast β -Glucans on Immune Responses in Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.). *J. Mar. Biotechnology*. (3):203-207.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 1997. *The State of World Fisheries and Aquaculture* (SOFIA), 1996, Rome. 125p.
- GAUTHIER, G.; LAFAY, B.; RUIMY, R.; BREITTMAYER, V.; NICOLAS, J. L.; GAUTHIER, M. & CHRISTEN, R., 1995. Small Subunit rRNA Sequences and Whole DNA Relatedness Concur for the Reassignment of *Pasteurella piscicida* (Snieszko et al.) Jansen & Surgalla to the Genus *Photobacterium* as *Photobacterium damsela* Subsp. *piscicida* Comb. Nov. *International Journal of Systematic Bacteriology*, Vol. 45, (1): 139-144pp.
- INGLIS, V.; RICHARDS, R. H. & WOODWARD, K. N., 1993a. Public Health Aspects of Bacterial Infections of Fish. In: Inglis, V.; Roberts, R. J. & Bromage, N. R. (Eds.). *Bacterial Diseases of Fish*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 284-303pp.
- INGLIS, V.; ROBERTS, R. J. & BROMAGE, N. R., 1993b. *Bacterial Diseases of Fish*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 312p.
- JANSSEN, W. A. & SURGALLA, M. J., 1968. Morphology, Physiology, and Serology of a *Pasteurella* Species Pathogenic for With Perch (*Roccus americanus*). *Journal of Bacteriology*, Vol. 96 (5): 1606-1610pp.
- JENEY, G. & ANDERSON, D. P., 1993. Glucan Injection or Bath Exposure Given Alone or in Combination with a Bacterin Enhances the Non-Specific Defence Mechanisms in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*. Vol. 116 (4): 315-329pp.
- KUSUDA, R., & SALATI, F., 1993. Major Bacterial Diseases Affecting Mariculture in Japan. In: Faisal, M. & Hetrick, F. M. (Eds.). *Annual Rev. of Fish Diseases*. Vol. 3: 69-85pp.
- LAVENS, P.; SORGELOOS, P.; DHERT, B. & DEVRESSE, B., 1995. Larval Foods. In: Bromage, N. R. & Roberts, R. J. (Eds.). *Broodstock Management and Egg and Larval Quality*. Blackwell Science, University Press, Cambridge. 373-397pp.
- MAGARIÑOS, B.; NOYA, M.; ROMALDE, J. L. & TORANZO, A. E., 1994. Influence of Fish Size and Vaccine Formulation of Gilthead Seabream Against *Pasteurella piscicida*. *Bull. Eur. Ass. Fish Path.* Vol. 14, (4): 120-122pp.
- MAGARIÑOS, B.; PAZOS, F.; SANTOS, Y.; ROMALDE, J. L. & TORANZO, A. E., 1995a. Response of *Pasteurella piscicida* and *Flexibacter maritimus* to Skin Mucus of Marine Fish. *Disease of Aquatic Organisms*, Vol. 21, (2): 103-108pp.
- MAGARIÑOS, B.; TORANZO, A. E. & ROMALDE, J. L., 1995b. Different Susceptibility of Gilthead Seabream and Turbot to *Pasteurella piscicida* Infection by the Water Route. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* (15): 1-3pp.
- MEADE, J. W., 1989. *Aquaculture Management*. Van Nostrand Reinhold, N.Y. 175p.

- MENEZES, J., 1995. Sobre a Investigação Científica e Desenvolvimento Tecnológico (IDT) na Piscicultura. In: Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica Portuguesa (Ed.), *Directório de Aquacultura e Biotecnologia Marinha*. 48-52pp.
- MORALES, J. C., 1991. *Acuicultura Marina Animal* (3ª Ed.), Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 670p.
- NIKL, L.; EVELYN, T. P. T. & ALBRIGHT, L. J., 1993. Trials with an Orally and Immersion-Administered β -1,3 Glucan as an Immunoprophylactic Against *Aeromonas salmonicida* in Juvenile Chinook Salmon *Onchorhynchus tshawytscha*. *Diseases of Aquatic Organisms*. Vol. 17: 191-196pp.
- NOYA, M.; MAGARINOS, B. & LAMAS, J., 1995. Interactions between peritoneal exudate cells (PECs) of gilthead seabream (*Sparus aurata*) and *Pasteurella piscicida*. A morphological study. *Aquaculture*, Vol. 131, (1-2): 11-21pp.
- PILLAY, T. V. R., 1992. *Aquaculture and the Environment*. Fishing News Books, England. 189p.
- PRESCOTT, L. M.; HARLEY, J.P. & KLEIN, D. A., 1996. *Microbiology*. Wm. C. Brown Publishers, U.S.A. 935p.
- RAA, J., 1996. The Use of Immunostimulatory Substances in Fish and Shellfish Farming. *Reviews in Fisheries Science* Vol. 4 (3): 229-288 pp.
- REAL, F. A.; OROS, J.; ACOSTA, F.; ACOSTA, B.; SANTANA, P. & DENIZ, S., 1997. Pasteurellosis of Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) in Gran Canaria Island, Spain. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, 17 (5): 153-157pp.
- REALI, D.; PRETTI, C.; TAVANTI, L. & COGNETTI-VARRIALE, A. M., 1997. *Pasteurella piscicida* (Janssen & Surgalla, 1964): A Simple Method of Isolation and Identification from Rearing-Water. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* Vol. 17 (2): 51-53pp.
- ROBERTS, R. J. & SHEPHERD, C. J., (1986). *Handbook of Trout and Salmon Diseases* (2nd Edition). Fishing News Books Ltd, Surrey, England. 222p.
- SANO, T. & FUKUDA, H., 1987. Principal Microbial Diseases of Mariculture in Japan. *Aquaculture* Vol. 67: 59-69pp.
- SKARMETA, A. M.; BANDÍN, I.; SANTOS, Y. & TORANZO, A. E., 1995. In Vitro Killing of *Pasteurella piscicida* by Fish Macrophages. *Diseases of Aquatic Organisms*, Vol. 23, (1): 51-57pp.
- SNIESZKO, S. F.; BULLOCK, G. L.; ROLLIS, E. & BOONE, J. G., 1964. *Pasteurella* sp. from an Epizootic of Withe Perch (*Roccus americanus*) in Cheesapeake Bay Tidewater Areas. *Journal of Bacteriology*, Vol. 88: 1814-1815pp.
- SORGELOOS, P. & LÉGER, P., 1992. Improved Larviculture Outputs of Marine Fish, Shrimp and Prawn. *Journal of the World Aquaculture Society*, 23 (4): 251-264pp.
- STICKNEY, R. R., 1979. *Principles of Warmwater Aquaculture*. John Wiley & Sons, Inc., U.S.A. 375p.
- VADSTEIN, O., 1995. Application of Immunostimulants in Marine Larviculture: Possibilities and Challenges. In: Lavens, P.; Jaspers, E. & Roelants (Eds.). *Larvi 95 - Fish & Shellfish Larviculture Symposium*, 3-7 Sept. - Gent. *European Aquaculture Society*, Special Publication 24. p. 500.
- VAN DER HEIJDEN, M.H T., VAN MUISWINKEL, W. B., GRONDEL, J. L. & BOON, J. H., 1992. Immunomodulating Effects of Antibiotics. In: Chemoterapy in Aquaculture: From Theory to Reality. *Office International des Épizooties* (OIE). Paris. 219-230pp.

VERPRAET, R.; CHAIR, M.; LÉGER, P.; NELIS, H.; SORGELOOS, P. & DE LEENHEER, A., 1992. Live-Food Mediated Drug Delivery as a Tool for Disease Treatment in Larviculture. The Enrichment of Therapeutics in Rotifers and *Artemia* Nauplii. *Aquacultural Engineering* Vol. 11: 133-139pp.

ÍNDICE POR AUTORES

Albuquerque, A., Baptista, T. & Dinis, M. T. - A utilização de imunostimulantes em Aquacultura e Diagnóstico da Pasteurelose.	327
Caixinhas, M. L., Jerónimo, A., Rocha, F. & Leitão, A. - Weed seedbank and actual weed flora.	89
Carvalho, A., Machado, C., Ramos, M. & Pires, J. - Ritmos de floração e frutificação do sobreiro em Monte Morais, Trás-os-Montes.	159
Carvalho, A., Rebelo, A. & Dias, J. - Distribuição e regeneração natural do teixo no Parque Nacional da Peneda-Gerês e no Parque Natural Baixa Limia Serra-Xurés.	43
Carvalho, L., Mateus, E. P., Farrall, M. H. & Paiva, M. R. - Caracterização do ataque de <i>Thaumetopoea pityocampa</i> num povoamento de <i>Pinus pinaster</i> por SPME e GC-MS.	283
Castro, P. & Freitas, H. - Dinâmica do azoto no sapal do rio Mondego.	241
Colaço, M. C. & Garrett, C. - Projecto "O Mundo Rural e a Conservação da Natureza".	229
Cunha, A., Almeida, A., & Alcântara, F. - Variação da actividade bacteriana ao longo de um gradiente de salinidade.	261
De Koe, T., Assunção A., Bleeker, P. M. - Fitoreabilitação das escombreyras das Minas de Jales, com génotipos tolerantes ao arsenato de <i>Holcus lanatus</i> L.	23
Diniz, M. A., Martins, E. S., Catarino, L. & Gonçalves, A. - Plantas silvestres utilizadas na alimentação humana na Guiné-Bissau, seu interesse e conservação.	121
Espírito-Santo, M. D., Costa, J. C., Capelo, J. & Arsénio, P. - Vegetação potencial das margens das Ribeiras do Algarve.	73
Fernández Alés, R. - Dehesas y montados. Bases ecológicas para su gestión.	147
Figueira, R., Pacheco, A. M. G., Sousa, A. J. and Catarino, F. - Biological Monitoring of Airborne Salinity through Epiphytic Lichens.	3
Gaio-Oliveira, G., Branquinho, C., Máguas, C. & Correia, O. - Spatial impact of atmospheric dust from a cement mill in Serra da Arrábida, using lichens as biomonitors.	33
Gouveia, I., Miguel, C., Chfcharo, M. A., Marques, M. H. & Chfcharo, L. M. - Plâncton do Estuário do Guadiana: sazonalidade e relação com parâmetros ambientais - resultados preliminares.	179
Lima, A. - O uso de plantas transgénicas na agricultura. Riscos e benefícios ambientais.	13
Lobo, F. F., Gonçalves, D., Fontoura, A. P. & Lopes, P. - A prevenção das colisões de aeronaves com aves no aeroporto Francisco Sá Carneiro (Porto) - Caracterização da avifauna na área do aeroporto.	109
Lourenço, D., Marques, A. & Bebianno, M. J. - Dinâmica das Comunidades Fitoplânctónica e Zooplânctónica da Albufeira da Bravura.	169

- Moreira, J. Vasconcelos, V. & Pardal, S. - Proposal for the use of aquatic macrophytes to reduce eutrophication in Park Lakes (Porto - Portugal). 217
- Moura, E. B., Rodrigues, M. T. & Paiva, M. R. - Estudo da distribuição espacial da processionária (*Thaumetopoea pityocampa*) num povoamento de *Pinus pinaster*. 203
- Nunes, J., Sá, C., Soares-David, T., Madeira, M., & Gazarini, L. Interação entre o ciclo de nutrientes em montados de *Quercus rotundifolia* Lam. e as características do solo. 311
- Oliveira, G. & Peñuelas, J. - Respostas fotoquímicas e fenológicas de uma espécie perenifólia e de uma espécie semi-decídua durante o Inverno mediterrânico. 249
- Quinta-Nova, L. B. G. - Índices de Caracterização Ecológica da Paisagem - Instrumentos Úteis para o Planeamento Ambiental? 97
- Ramos, S. & Santos, P. - Crescimento do Biqueirão (*Engraulis encrasicolus*, Linnaeus, 1758) na Costa Norte de Portugal. 211
- Reboredo, F. - A acumulação de cádmio por *Halimione portulacoides*. Efeitos fisiológicos. 289
- Sá, R. & Carvalho, A. P. - Utilização de indicadores bioquímicos do estado nutricional em larvas de góbio (*Pomatoschistus* sp.). 275
- Sequeira, M. M., Sousa, N., Arriegas, I. & Carvalho, L. - Estudo de referência para a recuperação do habitat de *Marsilea quadrifolia* L. (rio Corgo, Régua, Portugal). 1. Catálogo florístico, ecologia e cartografia. 59
- Silva, H., Freitas, H. & Caldeira, G. - Aspectos da biologia populacional de *Salicornia ramosissima* da Ria de Aveiro. 193
- Silvares, C. & Reboredo, F. - Alterações morfológicas em *Spartium junceum* recolhido em áreas adjacentes à auto-estrada Lisboa-Porto. 301
- Silveira, P., Paiva, J. & Marcos Samaniego, N. - Relevância florística da Serra do Açor e sua conservação. 51
- Sim-Sim, M., Jones, M. P. & Sérgio, C. - Duas hepáticas ameaçadas presentes no Algarve: *Riella notarissii* (Mont.) Mont e *Petalophyllum ralfsii* (Wils.) Nees & Gott. 129
- Sousa, E., Sequeira, R., Moreira, I., Monteiro, A., Vasconcelos, T. & Venade, J. - Sítio de Monfurado - Serra da Nogueirinha. 137
- Vasconcelos, L. T. & Martinho, G. - Novas questões nos processos de decisão em democracias participativas. 235

BACKFILE ISSUES
of this journal are available on
35 MM MICROFILM
University Microfilms

A Xerox Company Ann Arbor, Michigan 48106
Write for catalog and complete information.

Subsidiada pela SPECO (Sociedade Portuguesa de Ecologia)