

UNIVERSIDADE DE LISBOA

FACULDADE DE CIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA VEGETAL



**BRIÓFITOS RIPÍCOLAS DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS DA
ILHA DA MADEIRA.**

BIODIVERSIDADE, BIOINDICAÇÃO E CONSERVAÇÃO.

LEENA MARGARIDA XAVIER LUÍS TOMÁS

DOUTORAMENTO EM BIOLOGIA

(ECOLOGIA)

2009

UNIVERSIDADE DE LISBOA

FACULDADE DE CIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA VEGETAL



**BRIÓFITOS RIPÍCOLAS DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS DA
ILHA DA MADEIRA.**

BIODIVERSIDADE, BIOINDICAÇÃO E CONSERVAÇÃO.

LEENA MARGARIDA XAVIER LUÍS TOMÁS

Orientadores

PROF. DOUTORA MARIA MANUELA PINHEIRO SIM-SIM

DOUTOR RUI PAULO NÓBREGA FIGUEIRA

DOCTORAMENTO EM BIOLOGIA

(ECOLOGIA)

2009

Os estudos que conduziram à elaboração da presente dissertação foram financiados pela bolsa de doutoramento com a referência (**SFRH/BD/12444/2003**), concedida pela **Fundação para a Ciência e a Tecnologia** no âmbito do III Quadro Comunitário de Apoio através do **Programa Operacional Ciência e Inovação 2010** (POCI 2010) e comparticipada pelo **Fundo Social Europeu**.

À minha família, em especial ao Rogério

Agradecimentos

Um projecto de doutoramento constitui uma experiência de grande envolvimento não só profissional, mas sobretudo pessoal. É influenciado por um vasto conjunto de pessoas contribuíram, uns de uma forma mais profissional e técnica e outros claramente a nível pessoal.

Não querendo ser demasiado extensiva agradeço aos meus orientadores, nomeadamente à Prof. Manuela Sim-Sim, pelo apoio, incentivo a ‘alargar horizontes’ e grande exigência e ao Doutor Rui Figueira pelo apoio, simplicidade e rigor científico que caracterizam as suas posturas científicas. Um grande obrigado ao Doutor Ariel Bergamini, pelas ideias, pequenas (grandes) explicações e discussões científicas bem como pela simpatia pessoal com que me recebeu na Suíça.

Este trabalho não teria sido possível sem o apoio da empresa Investimentos e Gestão da Água, SA (IGA), nomeadamente do interesse e simpatia da Eng^a. Nélia Sousa, competência e disponibilidade da Eng^a. Alexandra Gaspar e sobretudo pela extrema boa vontade, espírito de companheirismo e compreensão do Cafofo e Paula. Agradeço ainda ao Sr. Carlos, ao Sr. Jesus, e a todos os funcionários do IGA pela simpatia com que sempre me receberam. Ao Parque Natural da Madeira agradeço todo o apoio de campo bem como disponibilidade profissional (e pessoal) dos funcionários que incansavelmente me acompanharam e ajudaram, especialmente o Isamberto, Gil, Carlos Viveiro e Paulo Moniz. Em particular um ‘bem haja’ para a Doutora Susana Fontinha, cuja boa vontade e incentivo foi preciosa, desde o início da escrita do plano de trabalhos, passando pelo trabalho de campo bem como pela amizade que sempre me demonstrou. Ao Jardim Botânico da Madeira agradeço toda o apoio durante as minhas estadias na Madeira, nomeadamente ao Dr. Roberto Jardim, Doutor José Augusto e sobretudo ao Dr. Carlos Lobo, neste caso pela ajuda no campo, discussões científicas e interesse que o caracteriza.

Na ‘casa’ onde maioritariamente desenvolvi o meu trabalho agradeço a todos os funcionários e colegas cuja simpatia e boa vontade prevalecem. À Dra Cecília Sérgio e colega César Garcia agradeço todos os ensinamentos a diversos níveis e disponibilidade que apresentaram. À Palmira, D. Iracema e D. Lurdes pequenas grandes ajudas e toda a

simpatia e boa disposição que as caracteriza. Aos colegas Ana Martins, Paula Matos, Inês Silva, João Vilhena toda a amizade, apoio psicológico e incentivo.

Agradeço toda a ajuda, sobretudo a nível taxonómico, dos Doutores Jorge Capelo, Lars Hedenäs, David Holyoak, Bruggeman-Nannenga e Jiri Váňa, bem como aos diversos autores que tão simpaticamente me enviaram os seus trabalhos.

O financiamento relativo à bolsa de doutoramento foi conferido pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (SFRH/BD/12444/2003; POCI 2010 e FSE) e a estadia no Museu de História Natural da Suécia, Estocolmo, no âmbito do projecto Synthesys (suportado pela Comunidade Europeia – Acção para Infra-estruturas de Investigação no âmbito do 6º Programa Quadro).

Um agradecimento especial a todos os meus grandes amigos e familiares, especialmente aos meus pais e irmão cuja educação e constante apoio contribuiu significativamente para que hoje seja a pessoa que sou.

Finalmente, mas certamente o mais importante agradecimento vai para o meu marido Rogério, que me apoiou incansavelmente em todos os sentidos, em todas as etapas...

RESUMO

Luís, L. 2009. Briófitos ripícolas de ecossistemas aquáticos da Ilha da Madeira. Biodiversidade, bioindicação e conservação. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 349 pp.

O presente trabalho consiste na primeira abordagem a nível da biodiversidade e ecologia de comunidades de briófitos ripícolas da Ilha da Madeira. No âmbito da Tese foram efectuados estudos florísticos da brioflora ripícola, em distintas secções num total de 16 ribeiras, localizadas em bacias hidrográficas distintas, abrangendo toda a Ilha da Madeira.

Efectuou-se uma caracterização da brioflora ripícola da Ilha da Madeira, incidindo na riqueza e composição florística, contribuindo para a gestão e conservação das áreas ripícolas.

Determinou-se um total de 178 taxa que representam 34% da totalidade dos taxa referidos para a Ilha da Madeira, dos quais 14 são endémicos da Macaronésia (dois da Madeira), 16 taxa apresentam estatuto de ameaça, 5 taxa são referidos pela primeira vez para o Arquipélago (sendo um novo para a Macaronésia) e 7 constituem confirmações à sua ocorrência também na Ilha.

A análise dos padrões de diversidade e dominância florística incidiu não só no número total de taxa, no que respeita ao grupo taxonómico (antocerotas, hepáticas e musgos) e tendências fitogeográficas, mas também nas estratégias e formas de vida. Destacam-se diferenças claras a nível dos habitats, nomeadamente imerso e sub-imerso, tanto a nível de número de taxa, como especificamente ao nível das variáveis incluídas nos modelos explicativos do número de taxa em cada habitat analisado.

Considerando a análise das comunidades de briófitos ripícolas destaca-se também uma clara diferença entre habitats, imerso e sub-imerso, tanto a nível de composição como de variáveis que influenciam a mesma. Esta análise permitiu determinar a semelhança entre as áreas em termos de composição florística, bem como determinar os parâmetros ambientais directamente relacionados com composição florística.

Finalmente, integrando os dados obtidos no curso da Tese, efectuou-se uma caracterização das áreas de estudo, no que se refere ao estado ecológico, interesse conservacional e possíveis

medidas a tomar com o intuito de gerir essas áreas em termos de conservação e/ou recuperação de áreas mais degradadas, com vista a atingir o ‘bom estado ecológico’, como previsto na Directiva Quadro da Água.

Palavras-chave: Briófitos ripícolas, Diversidade, Composição, Conservação, Directiva Quadro da Água.

ABSTRACT

Luís L. 2009. Riparian Bryophytes from Madeira Island' streams. Biodiversity, bioindication and conservation. PhD Thesis. Faculty of Sciences of the Lisbon University. 349 pp.

The present Thesis represents the first study on the biodiversity and ecology of the riparian bryophytes in Madeira Island. The floristic studies on ripicolous bryophytes were carried out in distinct sections from the 16 main streams of Madeira Island, each in a distinct hydrographic basin.

It is focused on the characterization of the riparian bryoflora of Madeira Island, concerning biodiversity, species richness and floristic composition, contributing to the management and conservation of ripicolous areas.

A total of 178 taxa were determined, representing 34% of the total bryoflora from Madeira, including a total of 16 Macaronesian endemics (two exclusive to Madeira), 14 presenting a threatened status, 5 new taxa for Madeiran bryoflora (one for Macaronesia) and 7 are confirmations of the presence of these taxa for Madeiran bryoflora.

The analysis of the richness and dominance patterns focused on the total species number as well as taxonomic groups (hornworts, liverworts and mosses), phytogeographic tendencies and life forms and strategies. Clear habitat differences were observed, namely within stream and stream border habitats, for both the species richness and the variables included in the models used to explain the species richness for each habitat.

Considering the analysis of the riparian bryophytes community, clear differences were observed noted between within stream and stream border habitats, concerning community composition and the variables which influence that composition. This analysis allowed the determination of the study areas resemblance, regarding floristic composition as well as environmental parameters directly related with it.

Finally, the integration of the obtained data resulted in a characterization of the study areas, based on the riparian bryoflora, concerning its ecological status, conservational interest and possible measures that should be considered for the management and/or restoration of the

most affected areas in order to attain a ‘Good Ecological Status’, as stated in the Water Framework Directive.

Key words: Riparian bryophytes, Diversity, Composition, Conservation, Water Framework Directive.

ARTIGOS SUBMETIDOS OU PUBLICADOS NO ÂMBITO DA PRESENTE TESE

- Luís, L., Bergamini, A., Figueira, R. & Sim-Sim, M. 2009. Ripicolous bryophyte communities in Madeira Island: Patterns and determinants of species richness and composition. *Journal of Bryology* 32 (1): (em impressão).
- Sérgio, C., Sim-Sim, M. & Luís, L. 2009. *Atrichum androgynum* (Müll.Hal.) A.Jaeger in Portugal, Azores and Madeira, new to the European bryoflora. *Cryptogamie Bryologie et Lichénologie* (submetido).
- Luís, L. & Sim-Sim, M. 2009. New information on the threatened status of some bryophyte taxa from Madeira streams. *Portugalia Acta Biologica* 23: (em publicação).
- Luís, L., Hedenäs, L. & Sim-Sim, M. 2009. On the conservational status of *Hygroamblystegium tenax* on Madeira. *Portugalia Acta Biologica* 23: (em publicação).
- Luís, L., Sim-Sim, M., Fontinha, S. & Holyoak, D. 2008. New data on ripicolous bryophytes from Madeira. *Cryptogamie Bryologie et Lichénologie* 29: 393-396.
- Sim-Sim, M., Luís, L., Garcia, C., Fontinha, S., Lobo, C., Martins, S. & Stech, M. 2008. New data on the status of threatened bryophytes of Madeira Island. *Journal of Bryology* (30): 226-228.
- Luís, L., Váňa, J. & Sim-Sim, M. 2007. New data on small liverworts from Madeira Island Bryoflora. *Portugalia Acta Biologica* 22: 157-158.
- Luís, L., Sim-Sim, M. & Figueira, R. 2007. Os briófitos de comunidades ripícolas da Ilha da Madeira. *Actas da 9ª Conferência Nacional do Ambiente*. Aveiro, 18-20 Abril.

TRABALHOS APRESENTADOS NO ÂMBITO DA PRESENTE TESE

- Luís, L., Bergamini, A., Figueira, R. & Sim-Sim M. 2009. Contribution to the conservation and management of water resources in mountainous islands from Macaronesian: the case of stream bryophyte communities from Madeira Island. Simpósio de Botânica Criptogâmica, Tomar, Portugal, 23-26 de Setembro. (comunicação oral)
- Luís, L., Bergamini, A., Figueira, R. & Sim-Sim M. 2008. Additive partitioning and biodiversity patterns on Madeira Island: the case of bryophyte communities from streams. EURECO-GFOE, Leipzig, Alemanha, 15-19 de Setembro. (comunicação oral)
- Luís, L., Sim-Sim M. & Figueira R. 2007. The ripicolous bryophytes from Madeira Island. XVI Simpósio de Botânica Criptogâmica, León, Espanha, 19-22 de Setembro. (comunicação oral)
- Fontinha, S., Sim-Sim, M., Luís, L., Stech, M. & Frey W. 2007. To understand the bryophytes, in order to promote a better protected areas management. 5th Planta Europa Conference. Cluj Napoca, Romania, 5-9 de Setembro. (comunicação oral)
- Luís, L., Sim-Sim, M. & Figueira, R. 2007. The aquatic bryophytes from Madeira Island. Preliminary results. 7th Annual Network Conference, River Restoration Center. Heriot-Watt University, Edimburgh, Escócia, 26-27 de Abril. (poster)
- Luís, L., Sim-Sim, M. & Figueira, R. 2007. Os briófitos de comunidades ripícolas da Ilha da Madeira. 9^a Conferência Nacional do Ambiente. Aveiro, Portugal, 18-20 de Abril. (comunicação oral)
- Sim-Sim, M., Luís, L., Fontinha, S., Stech, M. & Frey W. 2007. Bryophytes from Madeira Island. An overview on conservational status, and phytogeographical affinities. Third biennial Conference of The International Biogeography Society. Puerto de la Cruz, Tenerife, 9-13 de Janeiro. (poster)
- Luís, L., 2006. Ripicole bryophytes of aquatic ecosystems from Madeira Island. Biodiversity, bioindication and conservation. Preliminary results. Seminário no âmbito do programa 'Synthesys'. Estocolmo, Suécia, 3 de Maio. (comunicação oral)

- Luís, L., Sim-Sim, M. & Figueira, R. 2006. Os Briófitos (*Plantae*) como indicadores do estado de conservação de ecossistemas ripícolas da Ilha da Madeira. 8º Congresso da água-Água, sede de sustentabilidade. Figueira da Foz, 13-17 de Março. (poster)
- Luís, L., Sim-Sim, M. & Figueira, R. 2005. The riparian bryophytes from Madeira Island. Preliminary results on ecological studies. XV Simpósio de Botânica Criptogâmica. Bilbao, Espanha, 21-24 de Setembro. (poster)

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Os briófitos ripícolas.....	3
1.2. Os briófitos ripícolas da Ilha da Madeira.....	9
1.3. Importância do trabalho e objectivos.....	12
2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO - ILHA DA MADEIRA	15
2.1. Geografia, geologia e geomorfologia.....	16
2.2. Características climáticas.....	19
2.3. Hidrologia.....	23
2.4. Recursos biológicos.....	25
2.5. Conservação.....	28
3. METODOLOGIA	33
3.1. Amostragem da brioflora ripícola.....	34
3.2. Determinação dos taxa e respectivo estatuto de ameaça.....	39
3.3. Determinação dos parâmetros de caracterização da área de estudo.....	39
3.4. Análise estatística da riqueza e composição florística da brioflora ripícola.....	44
3.4.1. Estudo dos padrões de riqueza florística da brioflora ripícola.....	44
3.4.1.1. Análise de variância (ANOVA).....	45
3.4.1.2. Análise da Partição da Biodiversidade.....	46
3.4.2. Estudo da composição florística da brioflora ripícola.....	48
3.4.2.1. Análise indirecta de gradientes.....	48
3.4.2.1.1. Análise simultânea dos habitats imerso e sub-imerso...	51
3.4.2.1.2. Análise isolada dos habitats imerso e sub-imerso.....	52
3.4.2.2. Análise directa de gradientes.....	54
3.4.3. Determinação de preditores de biodiversidade.....	59
3.4.3.1. Correlação.....	59
3.4.3.2. Regressão Múltipla Linear.....	59
3.4.4. Determinação de indicadores de qualidade da água.....	62
3.4.4.1. Efeito dos parâmetros físico-químicos da água na composição das comunidades.....	63
3.4.4.2. Determinação de indicadores dos parâmetros físico-químicos da água.....	64
3.5. Análise das tendências fitogeográficas da brioflora ripícola.....	65
3.5.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira.....	65
3.5.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades.....	66
3.5.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas tendências fitogeográficas.....	66
3.6. Análise das estratégias e formas de vida da brioflora ripícola.....	66
3.6.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira.....	66
3.6.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades.....	67
3.6.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas estratégias e formas de vida.....	67

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.1. Análise da riqueza e composição florística dos briófitos ripícolas.....	70
4.1.1. Análise dos padrões de biodiversidade.....	70
4.1.1.1. Riqueza florística.....	70
4.1.1.2. Análise da Partição da Biodiversidade.....	88
4.1.2. Análise da estrutura e composição das comunidades de briófitos ripícolas.....	93
4.1.2.1. Análise simultânea dos habitats imerso e sub-imerso.....	93
4.1.2.2. Análise isolada dos habitats imerso e sub-imerso.....	97
4.1.2.2.1. Habitat sub-imerso.....	98
4.1.2.2.2. Habitat imerso.....	120
4.1.3. Determinação das variáveis ambientais relacionadas com a estrutura e composição das comunidades de briófitos ripícolas.....	134
4.1.3.1. Análise directa de gradientes.....	134
4.1.3.1.1. Habitat sub-imerso.....	134
4.1.3.1.2. Habitat imerso.....	149
4.1.3.2. Análise da Partição da Variância.....	159
4.1.4. Determinação de preditores de biodiversidade.....	163
4.1.4.1. Análise de Correlação.....	163
4.1.4.2. Regressão Múltipla Linear.....	164
4.1.4.2.1. Habitat sub-imerso.....	165
4.1.4.2.2. Habitat imerso.....	175
4.1.5. Determinação de indicadores de qualidade da água.....	185
4.1.5.1. Efeito dos parâmetros físico-químicos da água na composição das comunidades.....	186
4.1.5.2. Determinação de indicadores de parâmetros físico-químicos da água.....	192
4.2. Análise das tendências fitogeográficas da brioflora ripícola.....	198
4.2.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira.....	198
4.2.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades.....	206
4.2.2.1. Habitat sub-imerso.....	206
4.2.2.2. Habitat imerso.....	208
4.2.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas tendências fitogeográficas.....	210
4.2.3.1. Habitat sub-imerso.....	210
4.2.3.2. Habitat imerso.....	217
4.3. Análise das estratégias e formas de vida da brioflora ripícola.....	222
4.3.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira.....	222
4.3.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades.....	231
4.3.2.1. Habitat sub-imerso.....	231
4.3.2.2. Habitat imerso.....	236
4.3.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas estratégias e formas de vida.....	240
4.3.3.1. Habitat sub-imerso.....	240
4.3.3.2. Habitat imerso.....	253
4.4. Conservação de briófitos ripícolas da Ilha da Madeira.....	263

4.4.1. Taxa ripícolas com interesse em termos de conservação.....	263
4.4.2. Classificação das áreas de estudo e sugestão de medidas de gestão e conservação	275
5. CONCLUSÕES.....	287
6. BIBLIOGRAFIA.....	290
7. ANEXO I.....	312
Listagem das áreas amostradas.....	312
8. ANEXO II.....	316
Análise da correlação entre as principais variáveis ambientais.....	316
9. ANEXO III.....	319
Cartografia e principais características dos taxa determinados no presente estudo..	320

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização e altimetria da Ilha da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).....	17
Figura 2. Carta de solos da Ilha Madeira. Adaptado de PRAM (2002).....	19
Figura 3. Distribuição da temperatura média anual na Ilha da Madeira, durante o período 1961-1990. Adaptado do Instituto de Meteorologia.....	21
Figura 4. Distribuição da precipitação total anual na Ilha da Madeira, durante o período 1961-1990. Adaptado do Instituto de Meteorologia.....	21
Figura 5. Distribuição das ribeiras, dentro de cada bacia hidrográfica, na Ilha da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).....	23
Figura 6. Classificação das áreas protegidas no Parque Natural da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).....	30
Figura 7. Localização da Laurissilva e limites do Parque Natural na Ilha da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).....	31
Figura 8. Localização das áreas amostradas durante o estudo das comunidades ripícolas.....	35
Figura 9. Esquema da metodologia utilizada, para cada um dos habitats, no estudo dos briófitos ripícolas da Ilha da Madeira.....	36
Figura 10. Esquema da metodologia utilizada em cada uma das áreas, no que respeita aos habitat sub-imerso, no estudo dos briófitos ripícolas da Ilha da Madeira.....	38
Figura 11. Estrutura esquemática da análise da partição da diversidade.....	47
Figura 12. Proporção entre musgos e hepáticas, incl. antocerotas, em cada secção de cada ribeira estudada, no habitat sub-imerso.....	73
Figura 13. Proporção entre musgos e hepáticas, incl. antocerotas, em cada secção de cada ribeira estudada, no habitat imerso.....	74
Figura 14. Riqueza florística total, em cada secção de cada ribeira estudada, no habitat sub-imerso.....	83
Figura 15. Riqueza florística total, em cada secção, de cada ribeira estudada, no habitat imerso.....	84
Figura 16. Riqueza florística média e erro padrão associado, por habitat, secção e localização na Ilha da Mdeira. Número total de taxa (A), número de musgos (B), de hepáticas (C), de taxa com estatuto de ameaça (D).....	85
Figura 17. Partição da Biodiversidade relativamente à riqueza florística total (A), riqueza de taxa infrequentes (B), de taxa comuns (C), de musgos (D), de hepáticas, incl. antocerotas (E) e de taxa com estatuto de ameaça (F).....	89
Figura 18. Ordenação das áreas e dos taxa, resultante da análise NMDS efectuada simultaneamente a ambos os habitats.....	94
Figura 19. Resultados da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis) e média de grupo como método de análise grupal.....	99
Figura 20. Localização geográfica dos grupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	100
Figura 21. Localização geográfica dos subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica efectuada ao habitat sub-imerso.....	109

Figura 22. Proporção entre os grupos taxonómicos, nomeadamente musgos e hepáticas, incl. antocerotas, em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, para o habitat sub-imerso.....	116
Figura 23. Resultados da análise NMDS, para o primeiro e segundo eixo, efectuada ao habitat sub-imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis).....	118
Figura 24. Resultados da análise NMDS, para o segundo e terceiro eixo, efectuada ao habitat sub-imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis).....	119
Figura 25. Resultados da Classificação Ascendente Hierárquica, para o habitat imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis) e média de grupo como método de análise grupal.....	121
Figura 26. Localização geográfica dos grupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	122
Figura 27. Localização geográfica dos subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica efectuada ao habitat imerso.....	127
Figura 28. Proporção entre os grupos taxonómicos, nomeadamente musgos e hepáticas em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	131
Figura 29. Resultados da análise NMDS, para o primeiro e segundo eixo, efectuada ao habitat imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis).....	132
Figura 30. Resultados da análise NMDS, para o segundo e terceiro eixo, efectuada ao habitat imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis).	133
Figura 31. Ordenação, das áreas, resultante da análise CCA das comunidades sub-imersas, efectuada a 94 áreas, 77 taxa e 60 variáveis ambientais, para o primeiro e segundo eixo.....	140
Figura 32. Ordenação, das áreas, resultante da análise CCA das comunidades sub-imersas, efectuada a 94 áreas, 77 taxa e 60 variáveis ambientais para o primeiro e terceiro eixo.....	141
Figura 33. Ordenação, dos taxa, da análise CCA efectuada, ao habitat sub-imerso, com base em 94 áreas, 77 taxa e 60 variáveis ambientais, para o primeiro e segundo eixo.....	143
Figura 34. Ordenação, dos taxa, da análise CCA efectuada ao habitat sub-imerso, com base em 94 áreas, 77 taxa e 60 variáveis ambientais, para o primeiro e terceiro eixo.....	144
Figura 35. Ordenação, das áreas, da análise CCA, efectuada ao habitat imerso, do primeiro e segundo eixo, com base em 94 áreas, 16 taxa e 60 variáveis ambientais.....	153
Figura 36. Ordenação, das áreas, da análise CCA, efectuada ao habitat imerso, do primeiro e terceiro eixo, com base em 94 áreas, 16 taxa e 60 variáveis ambientais.....	155
Figura 37. Ordenação, das áreas, da análise CCA, efectuada ao habitat imerso, do primeiro e segundo eixo (A) e do primeiro e terceiro eixo (B), com base em 94 áreas, 16 taxa e 60 variáveis ambientais.....	156
Figura 38. Partição da variância dos briófitos presentes no habitat sub-imerso e imerso. Contribuição isolada para os tipos de variáveis relativas à estrutura da ribeira, vegetação envolvente, parâmetros físico-químicos da água, climáticas, partilhada por todas as variáveis e por explicar.....	161
Figura 39. Resultados da correlação de Pearson efectuada para os valores de riqueza florística (número total de taxa), número de géneros, de famílias e de endemismos (da Macaronésia e Madeira), efectuados ao habitat sub-imerso (A) e imerso (B).....	164

Figura 40. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando todas as variáveis (melhor modelo).....	167
Figura 41. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à estrutura da ribeira.....	168
Figura 42. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à vegetação envolvente.....	169
Figura 43. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos.....	170
Figura 44. Riqueza florística de hepáticas e antocerotas, em cada área de ribeira estudada, no habitat sub-imerso. Valor observado (A) e modelado (B)	173
Figura 45. Riqueza florística de musgos, em cada área de ribeira estudada, no habitat sub-imerso. Valor observado (A) e modelado (B)	174
Figura 46. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando todas as variáveis (melhor modelo).....	177
Figura 47. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à estrutura da ribeira.....	178
Figura 48. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à vegetação envolvente.....	179
Figura 49. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos.....	180
Figura 50. Riqueza florística de hepáticas, em cada área de ribeira estudada, no habitat imerso. Valor observado (A) e modelado (B).....	183
Figura 51. Riqueza florística de musgos, em cada área de ribeira estudada, no habitat imerso . Valor observado (A) e modelado (B).....	184
Figura. 52. Ordenação, dos taxa, da análise CCA relativa ao efeito dos parâmetros físico-químicos da água, efectuada ao habitat imerso, com base em 94 áreas, 16 taxa, 26 variáveis ambientais testadas.....	189
Figura 53. Partição da Variância dos briófitos presentes no habitat imerso. Contribuição isolada para os tipos de variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água, no período de Verão, de Inverno, partilhada por todas as variáveis e por explicar.....	191
Figura 54. Riqueza florística de taxa endémicos, em cada área de cada ribeira estudada, no habitat sub-imerso.....	201
Figura 55. Riqueza florística de taxa endémicos, em cada área de cada ribeira estudada, no habitat imerso.....	202
Figura 56. Riqueza florística média e erro padrão associado, por habitat, secção e exposição na Ilha da Madeira. Número de taxa endémicos (A), boreais (B), oceânicos (C), temperados (D) e oceânico-mediterrânicos (E)	203

Figura 57. Proporção entre as categorias de tendências fitogeográficas consideradas, nomeadamente, taxa boreais, mediterrânicos, oceânicos, oceano-mediterrânicos e temperados, em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	207
Figura 58. Proporção entre as categorias de tendências fitogeográficas consideradas, nomeadamente, taxa boreais, oceânicos, oceano-mediterrânicos e temperados, em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	209
Figura 59. Riqueza florística de taxa de tendência oceânica, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	212
Figura 60. Riqueza florística de taxa de tendência boreal, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	213
Figura 61. Riqueza florística de taxa de tendência temperada, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	214
Figura 62. Riqueza florística de taxa de tendência oceano-mediterrânica, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	215
Figura 63. Riqueza florística de taxa endémicos, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	216
Figura 64. Riqueza florística de taxa de tendência boreal, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	219
Figura 65. Riqueza florística de taxa de tendência oceânica, no habitat imerso em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	220
Figura 66. Riqueza florística de taxa endémicos, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).	221
Figura 67. Riqueza florística média e erro padrão associado, por habitat, secção e exposição na Ilha da Madeira. Número de taxa colonizadores (A), perenes (B), esporádicos de vida longa (C).....	226
Figura 68. Riqueza florística média e erro padrão associado, por habitat, secção e exposição na Ilha da Madeira. Número de taxa tapetes folhosos (A), tapetes talosos (B), tufos curtos (C) e tramas (D).....	228
Figura 69. Proporção entre as categorias de estratégia de vida consideradas, nomeadamente, taxa colonizadores, esporádicos anuais, de vida curta e longa, fugitivos, perenes, em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	232
Figura 70. Proporção entre as categorias de forma de vida consideradas, nomeadamente, taxa anuais, almofadas, fenos, tapetes folhosos e talosos, tufos curtos e altos e tramas, em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	234
Figura 71. Proporção entre as categorias de estratégia de vida consideradas, nomeadamente, taxa colonizadores, esporádicos de vida longa e perenes, em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	237
Figura 72. Proporção entre as categorias de forma de vida consideradas, nomeadamente, taxa em forma de fenos, tapetes folhosos e talosos, tramas, tufos curtos e altos, em cada grupo e subgrupo, resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.	239
Figura 73. Riqueza florística de taxa de estratégia perene, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	243

Figura 74. Riqueza florística de taxa de estratégia esporádica de vida longa, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	244
Figura 75. Riqueza florística de taxa de estratégia colonizadora, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B)	245
Figura 76. Riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B)	247
Figura 77. Riqueza florística de taxa em forma de tapete taloso, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	248
Figura 78. Riqueza florística de taxa em forma de tufo curto, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	249
Figura 79. Riqueza florística de taxa em forma de trama, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	250
Figura 80. Riqueza florística de taxa de estratégia perene, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	254
Figura 81. Riqueza florística de taxa de estratégia colonizadora, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	255
Figura 82. Riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	259
Figura 83. Riqueza florística de taxa em forma de trama, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).....	260
Figura 84. Distribuição de <i>Anastrophyllum minutum</i> , <i>Bryoerythrophyllum inaequalifolium</i> , <i>Bryum mildeanum</i> e <i>Campylopus brevipilus</i> , nas áreas de estudo.....	264
Figura 85. Distribuição de <i>Cephalozia lunulifolia</i> , <i>Hygroamblystegium tenax</i> , <i>Hygrobrella laxifolia</i> e <i>Leptobarbula berica</i> , nas áreas de estudo.....	267
Figura 86. Distribuição de <i>Lophozia turbinata</i> , <i>Mnium hornum</i> e <i>Pohlia melanodon</i> , nas áreas de estudo.....	271
Figura 87. Distribuição de <i>Racomitrium affine</i> e <i>Syntrichia latifolia</i> , nas áreas de estudo.....	273
Figura 88. Estado ecológico de cada secção, de cada ribeira estudada: Excelente, Bom, Razoável e Mau.....	278
Figura 89. Exemplo de algumas áreas de estudo, com distintos estados ecológicos, nomeadamente, Excelente, Bom, Razoável e Mau.....	280
Figura 90. Estado ecológico de cada secção, de cada ribeira estudada, utilizando a brioflora: Excelente, Bom, Razoável e Mau e utilizando os macroinvertebrados, de acordo com Hughes (2003): Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau	283

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela.1. Óptimos bioclimáticos, tipos de solo e limites altitudinais das séries climatófilas da vegetação da Madeira. (adaptado de Capelo <i>et al.</i> 2007).....	27
Tabela 2. Lista de abreviaturas utilizadas para cada área e respectiva localização relativamente à ribeira e secção da ribeira.....	37
Tabela 3. Variáveis ambientais utilizadas na caracterização da área de estudo.....	40
Tabela 4. Resumo dos métodos estatísticos utilizados na análise dos padrões de riqueza e composição florística da brioflora ripícola da Ilha da Madeira.....	45
Tabela 5. Resumo dos conceitos da análise da partição da Diversidade.....	47
Tabela 6. Variáveis ambientais utilizadas na análise directa de gradientes.....	55
Tabela 7. Variáveis ambientais utilizadas como variáveis explicativas, na análise de Regressão Múltipla Linear.....	61
Tabela 8. Variáveis ambientais, relativas aos parâmetros físico-químicos da água, utilizadas na análise IndVal.....	64
Tabela 9. Riqueza florística de hepáticas (incl. antocerotas), de musgos e total determinada no presente estudo e referida para a brioflora da Madeira.....	70
Tabela 10. Resumo da literatura referente a estudos efectuados em habitats ripícolas, incluído o habitat imerso (i) e imerso e sub-imerso (r).....	71
Tabela 11. Lista da totalidade de taxa determinados no presente estudo (e correspondentes abreviaturas), com valores absolutos e frequências.....	76
Tabela 12. Lista de taxa com estatuto de ameaça, nas comunidades ripícolas da Ilha da Madeira, com respectivo grupo taxonómico, categoria de tendência fitogeográfica, estratégia de vida, forma de vida e estatuto de ameaça.....	81
Tabela 13. Resumo da análise de variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat, posição, exposição, bem como as suas interacções relativamente ao número total de taxa, musgos e hepáticas (incl. antocerotas).....	86
Tabela 14. Resultado dos testes de Wilcoxon (W) efectuados às coordenadas dos habitats, sub-imerso e imerso, obtidas pela análise NMDS efectuada aos dois habitats em simultâneo.....	93
Tabela 15. Resultados da análise IndVal efectuada relativamente ao habitat. Frequência de cada espécie em cada habitat, respectivo valor indicador (vi) e valor de p.....	95
Tabela 16. Resumo das principais características ambientais, dos subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica efectuada no habitat sub-imerso.....	101
Tabela 17. Percentagem de locais, onde cada taxon ocorre, relativamente a cada subgrupo obtido como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso, Consideraram-se os três grupos taxonómicos, nomeadamente antocerotas, hepáticas e musgos.....	103

Tabela 18. Riqueza florística de hepáticas (incl. antocerotas) e musgos obtida para cada grupo e subgrupo, como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	115
Tabela 19. Resumo das principais características ambientais, dos subgrupos resultantes da classificação ascendente hierárquica efectuada ao habitat imerso, incluindo também o grupo de áreas onde não foram encontrados briófitos imersos.....	123
Tabela 20. Percentagem de locais, onde cada taxon ocorre, relativamente a cada subgrupo obtido como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	125
Tabela 21. Riqueza florística de hepáticas e musgos obtida para cada grupo e subgrupo obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	130
Tabela 22. Resumo da Análise Canónica de Correspondências (CCA), efectuada ao habitat sub-imerso.....	135
Tabela 23. Resumo dos dados relativos às variáveis ambientais estudadas na análise de CCA efectuada ao habitat sub-imerso.....	136
Tabela 24. Resumo da Análise Canónica de Correspondências (CCA) referente ao habitat imerso.....	149
Tabela 25. Resumo dos dados relativos às variáveis ambientais estudadas na análise de CCA, efectuada ao habitat imerso.....	150
Tabela 26. Resumo da Análise da Partição da Variância, nomeadamente, tipo de variáveis consideradas e conjunto de variáveis incluídas em cada tipo.....	160
Tabela 27. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa como variável resposta para todos os modelos, efectuada ao habitat sub-imerso.....	165
Tabela 28. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, para a riqueza florística de cada grupo taxonómico, como variável resposta, nomeadamente, número de hepáticas (incl. antocerotas) e de musgos, efectuada ao habitat sub-imerso...	172
Tabela 29. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa como variável resposta para todos os modelos, efectuada ao habitat imerso.....	175
Tabela 30. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, para o número total de taxa, para cada grupo taxonómico, como variável resposta, nomeadamente, número de hepáticas e de musgos efectuada ao habitat imerso.....	181
Tabela 31. Resumo da Análise Canónica de Correspondências (CCA) relativa ao efeito dos parâmetros físico-químicos da água, para o habitat imerso.....	186
Tabela 32. Resumo dos dados relativos ao efeito dos parâmetros físico-químicos da água, na análise de CCA, efectuada ao habitat imerso.....	187
Tabela 33. Resumo da Análise da Partição da Variância efectuada ao conjunto de variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água, amostradas no período de Verão e Inverno.....	191
Tabela 34. Resumo da Análise de IndVal, efectuada para cada classe de valores considerados, em cada um dos parâmetros de caracterização físico-química da água.....	195
Tabela 35. Riqueza florística de cada categoria de tendência fitogeográfica e endemismos (da Macaronésia e da Madeira, incluídos na categoria de oceânicos), determinados no presente estudo.....	198

Tabela 36. Lista de endemismos e frequências e respectivas frequências, para o habitat imerso e sub-imerso.....	199
Tabela 37. Resumo da análise de variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat, posição, exposição, bem como as suas interações relativamente ao número total de endemismos e categorias de tendências fitogeográficas.....	204
Tabela 38. Riqueza florística de cada categoria de tendência fitogeográfica, para cada grupo e subgrupo obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	206
Tabela 39. Riqueza florística de cada categoria de tendência fitogeográfica, para cada grupo e subgrupo obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	208
Tabela 40. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa de cada categoria de tendência fitogeográfica, como variável resposta para todos os modelos, efectuada habitat sub-imerso.....	210
Tabela 41. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa de cada categoria de tendência fitogeográfica, como variável resposta para todos os modelos, efectuada habitat imerso.....	217
Tabela 42. Riqueza florística por categoria de estratégia de vida, determinada no presente estudo.....	223
Tabela 43. Riqueza florística por categoria de forma de vida, determinada no presente estudo.....	223
Tabela 44. Resumo da análise de variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat, posição, exposição, bem como as suas interações relativamente às categorias de estratégia de vida.....	227
Tabela 45. Resumo da análise de variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat, posição, exposição, bem como as suas interações relativamente às categorias de forma de vida.....	227
Tabela 46. Riqueza florística de cada categoria de estratégia de vida, para cada grupo e subgrupo, obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	233
Tabela 47. Riqueza florística de cada categoria de forma de vida, para cada grupo e subgrupo, obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.....	235
Tabela 48. Riqueza florística de cada categoria de estratégia de vida, para cada grupo e subgrupo, obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	238
Tabela 49. Riqueza florística de cada categoria de forma de vida, para cada grupo e subgrupo, obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.....	238
Tabela 50. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat sub-imerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de estratégia de vida, como variável resposta para todos os modelos.....	241
Tabela 51. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat sub-imerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de forma de vida, como variável resposta para todos os modelos.....	246

Tabela 52. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat imerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de estratégia de vida, como variável resposta para todos os modelos.....	253
Tabela 53. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat imerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de forma de vida, como variável resposta para todos os modelos.....	258
Tabela 54. Riqueza florística determinada em cada secção, constituída por duas áreas, de cada ribeira estudada no presente estudo.....	276
Tabela 55. Estado ecológico de cada secção de cada ribeira estudada.....	277

1. INTRODUÇÃO

Neste item pretendeu-se enquadrar o presente trabalho, ou seja, introduzir os organismos em estudo, briófitos ripícolas da Ilha da Madeira. Inclui um breve enquadramento no que respeita à sistemática dos briófitos e sua ecologia, com um maior ênfase no seu papel nos ecossistemas ripários, bem como no conhecimento actual dos parâmetros ambientais que influenciam e condicionam a estrutura e riqueza florística das comunidades de briófitos. Apresenta-se uma breve introdução aos briófitos da Ilha da Madeira e de uma forma completa e focada, o estado do conhecimento no que respeita aos briófitos ripícolas presentes nas ribeiras da Ilha da Madeira.

Com base no conhecimento actualizado dos organismos em estudo, briófitos, na ecologia em estudo, os habitats ripários, na área de estudo, Ilha da Madeira, é possível avaliar as lacunas de conhecimento relativamente a cada um dos temas referidos e/ou seu conjunto. Neste contexto, apresentam-se os objectivos que se pretendem atingir no âmbito da presente Tese, salientando a sua contribuição e importância no que respeita ao incremento de conhecimento em distintas escalas, nomeadamente, regional e global.

1. 1. Os briófitos ripícolas

Os musgos (Bryophyta), hepáticas (Marchantiophyta) e antocerotas (Anthocerophyta) integram três Divisões, incluídas no reino das plantas, sendo designados por briófitos *sensu lato*. Constituem o segundo maior grupo de plantas terrestres, apenas superado pelas Magnoliophyta, plantas com flor (Glime 2007, Frey & Stech 2008, Stech & Frey 2008).

Estima-se que a nível mundial os briófitos englobam aproximadamente 15 000 espécies: 8 000 espécies de musgos, 6 000 espécies de hepáticas e 200 espécies de antocerotas (Glime 2007).

Os briófitos apresentam uma anatomia, morfologia e ciclo biológico, muito característicos e bem diferenciados dos restantes vegetais. São organismos cosmopolitas, podendo ser encontrados em qualquer tipo de habitat, substrato e em qualquer parte do mundo, desde que passível de ser habitável por um organismo fotossintético (Glime 2007).

No caso particular dos ecossistemas ripícolas, os briófitos constituem um componente relevante, sendo muitas vezes dominante. Estas pequenas plantas, poiquilohídricas, apresentam um eficiente mecanismo de retenção de água, que contribui grandemente para a manutenção de uma atmosfera húmida dentro das florestas, bem como para a estabilização do caudal dos cursos de água (Hallingbäck & Hodgetts 2000). A estrutura destes organismos possibilita a rápida absorção de água e a sua lenta libertação para o meio envolvente, permitindo que a floresta funcione como reservatório, libertando água gradualmente e devolvendo-a aos cursos de água, impedindo desta forma a ocorrência de inundações, a erosão e o desmoronamento de encostas e taludes (Hallingbäck & Hodgetts 2000).

Nestes sistemas, os briófitos desempenham um papel muito importante na regulação dos fluxos de energia e nutrientes, uma vez que constituem um componente autotrófico de elevada biomassa e muito produtivo, especialmente em linhas de água com elevada estabilidade (Naiman 1983, Pentecost 1991, Steinman & Boston 1993, Arscott *et al.* 1998, Turetsky 2003), acumulando e metabolizando, nos seus tecidos, elevadas quantidades de nutrientes, especialmente carbono (C), Azoto (N) e fósforo (P) (Meyer 1979, Richey *et al.* 1985, Steinman & Boston 1993, Finlay & Bowden 1994, Bowden *et al.* 1994, Steinman 1994, Bowden *et al.* 1999, Martínez-Abaigar *et al.* 2002, Turetsky 2003, Glime 2007, Ellwood & Whitton 2007). Ao nível das cadeias tróficas também desempenham um papel relevante, já que por um lado retêm matéria orgânica, (fonte de alimento) e podem constituir habitat para

colonização de diversos organismos, que por sua vez representam uma fonte de alimento de outros organismos (Bowden *et al.* 1999, Glime 2007). Adicionalmente funcionam, para alguns organismos, como um refúgio relativamente a predadores bem como a correntes muito fortes.

A sobrevivência e reprodução dos briófitos em ambientes ripícolas são possíveis, como resultado da elevada capacidade de adaptação destes organismos. Neste contexto, Vitt & Glime (1984) classificaram os briófitos que ocorrem nestes ambientes como: aquáticos obrigatórios, cuja tolerância à dessecação é nula a reduzida; aquáticos facultativos, com alguma tolerância a condições de dessecação ou elevada secura; e finalmente emergentes semi-aquáticos, que ocorrem em condições de elevada humidade, normalmente terrestres, mas podendo ocorrer também em condições de submersão. No entanto, os referidos autores salientam que algumas espécies, em particular, podem ser classificadas em mais do que uma categoria, dependendo das inter-relações dos gradientes ambientais e tolerância das espécies em questão.

A ocorrência de distintos grupos de espécies em diversos gradientes ambientais (aquático, semi-aquático e terrestre), característicos dos habitats ripícolas, resulta da elevada plasticidade destes organismos, como resultado de alterações ao nível morfológico e fisiológico. Estudos fisiológicos efectuados por diversos autores observaram alterações na concentração de alguns pigmentos e proporção entre estes (Glime & Vitt 1984, Martínez-Abaiagar & Núñez-Olivera 1998, López & Carballeira 1989, Arróniz-Crespo *et al.* 2004, Núñez-Olivera *et al.* 2004, 2005, Martínez-Abaiagar *et al.* 2002, 2003, 2006, 2008, Peñuelas 1984a,b, López *et al.* 1997) e diminuição do ponto de compensação (Bain & Proctor 1980, Allen & Spence 1981, Peñuelas 1985), como forma de adaptação à submersão, dos briófitos aquáticos. Estas alterações são fundamentais nas espécies aquáticas uma vez que este habitat apresenta características muito distintas do habitat sub-imerso e terrestre, nomeadamente ao nível da incidência solar (mais baixa), concentração de CO₂ (10⁴ vezes inferior na água, e única fonte de carbono dos briófitos aquáticos), temperaturas (mais estáveis, podendo no entanto, ser superiores ou inferiores ao ambiente terrestre, dependendo da localização geográfica) (Glime & Vitt 1984, Martínez-Abaiagar & Sánchez-Díaz 1988, Vanderpoorten 2003).

Por seu lado, a nível morfológico são patentes adaptações do gametófito, nomeadamente do caulóide, rizóides, filídeos (forma, espessura, margens, nervura), células (apicais, médias e alares dos filídeos, bem como papiliosidade) e fragmentos vegetativos, bem como ao nível do esporófito, nomeadamente características da cápsula, perístoma e seda, podendo o seu

desenvolvimento ocorrer no ambiente terrestre ou aquático (Vitt & Glime 1984, Bowden *et al.* 1999). As referidas alterações morfológicas dependem, grandemente do quanto as espécies se encontram sujeitas às flutuações no nível da água e respectivos caudais, considerando o arrastamento de partículas em suspensão que funcionam como abrasivas (Vitt & Glime 1984, Peñuelas 1984a, Suren *et al.* 2000).

Ainda relativamente à morfologia das espécies, salienta-se a forma de crescimento das mesmas, a qual desempenha um papel relevante na funcionalidade da planta, bem como na captação de nutrientes. A importância da forma de crescimento é bem patente, especialmente se considerarmos a razão área de superfície/volume, bem como a espessura das camadas do tecido do gametófito (Bowden *et al.* 1999). Diversos autores reportam a existência de uma relação entre as formas de vida e a disponibilidade de água, sendo patente uma dominância das formas em tapete, trama, leque e cauda, que em habitats com baixa incidência solar, elevada humidade, em oposição às formas dominantes em habitats expostos, secos e xéricos, dominados por tufo curtos e almofadas (Gimingham & Birse 1957, Mägdefrau 1982, Bates 1998, Kürschner 2004, Kürschner & Erdağ 2008). Ainda que escassos, estudos efectuados em habitats ripícolas, verificaram que os briófitos pleurocárpicos se encontram melhor adaptados (sobretudo tramas) ao habitat aquático (Gimingham & Birse 1957, Glime 1970a,b, Vitt *et al.* 1986). De facto, Jenkins & Proctor (1985) analisaram a resistência da camada limite (*boundary layer*) em briófitos com distintas formas de vida, entre as quais a forma em tapete e verificaram que o elevado índice de área foliar destas formas de vida permite explorar mais efectivamente elevadas velocidades da água e suportar da melhor forma o efeito do arrastamento e erosão. Por outro lado, a estabilidade do substrato desempenha um papel importante, sendo as formas em trama e tapete taloso mais comuns em substratos estáveis, em oposição às formas em almofada e tufo curtos, mais comuns em substratos instáveis (Suren & Duncan 1999).

Relacionado com a forma de vida dos briófitos, salienta-se a estratégia de vida, a qual apresenta uma grande importância no estabelecimento e manutenção das plantas. As estratégias de vida dominantes nos habitats ripícolas encontram-se grandemente relacionadas com a estabilidade destes habitats (Kimmerer & Allen 1982, Lloret 1988, Muotka & Virtanen 1995, Suren & Ormerod 1998, Fritz *et al.* 2009). Assim, e de acordo com os referidos autores, em habitats estáveis, com poucas perturbações, nomeadamente oscilações do nível de água, erosão das margens, arrastamento do substrato, verifica-se uma dominância de espécies

perenes, em oposição à dominância de espécies colonizadoras e esporádicas, em ambientes muito instáveis.

Como referido anteriormente, acompanhando o gradiente vertical, ou seja, do habitat aquático para o terrestre, encontram-se associadas alterações tanto a nível morfológico como fisiológico, bem como ao nível de formas e estratégias de vida, dos briófitos ripícolas. Diversos estudos demonstraram igualmente um gradiente vertical relativo à riqueza e composição florística (Glime 1970b, Horikawa and Kotake 1960, Craw 1976, Kimmerer & Allen 1982, Jonsson 1996, Gimingham & Birse 1957, Glime & Vitt 1987, Muotka & Virtanen 1995, Tremp 1999, Virtanen *et al.* 2001, Heino & Virtanen 2006), verificando-se um aumento do número de espécies do habitat aquático para o sub-imerso.

Considerando os estudos focados na determinação dos factores ambientais mais influentes na determinação do número de espécies e composição das comunidades ripícolas, pode-se distinguir os estudos focados apenas no efeito de uma ou poucas variáveis, dos estudos incidindo num número elevado de variáveis. Os estudos das comunidades ripícolas, podem incidir, por um lado na análise de todo o ecossistema ripícola (gradiente aquático para terrestre) ou apenas focar-se no habitat aquático, evidenciando o número de espécies e/ou a estrutura das comunidades. Ainda que os diversos estudos sejam efectuados em distintas localizações geográficas e utilizando distintas abordagens estatísticas, alguns parâmetros revelam-se, na generalidade, relevantes. Assim, refere-se a importância da altitude (Kimmerer & Allen 1982, Slack & Glime 1985, Ormerod *et al.* 1994, Suren 1996, Suren & Ormerod 1998, Andrew *et al.* 2003, Scarlett & O'Hare 2006), clima (Suren 1996), geologia (Vitt *et al.* 1986, Suren 1996, Scarlett & O'Hare 2006), uso do solo (Suren 1996, Heino *et al.* 2005b), hidrologia (Slack & Glime 1985, Ormerod *et al.* 1994, Suren 1996, Papp & Rajczy 1998), dimensões do substrato (Slack & Glime 1985, Vitt *et al.* 1986, Glime & Vitt 1987, Steinman & Boston 1993, Virtanen 1995, Suren 1996, Cattaneo & Fortin 2000), estabilidade do curso de água (Kimmerer & Allen 1982, Virtanen 1995, Ormerod *et al.* 1994, Suren 1996, Suren & Ormerod 1998), origem e qualidade da água (Vitt *et al.* 1986, Papp & Rajczy 1995, Stephenson *et al.* 1995, Suren 1996, Papp & Rajczy 1998, Suren & Ormerod 1998, Cattaneo & Fortin 2000, Scarlett & O'Hare 2006).

No caso dos estudos focados numa variável em particular, é possível obter um padrão mais preciso sobre o efeito desse parâmetro numa espécie em particular ou num conjunto de espécies. Assim, no caso dos habitats ripícolas alguns estudos incidiram no efeito da

perturbação, nestes ecossistemas, nomeadamente os trabalhos efectuados por Kimmerer & Allen (1982), Jenkins & Proctor (1985), Englund (1991), Steinman & Boston (1993), Muotka & Virtanen (1995), Englund *et al.* (1997), Suren & Duncan (1999), Suren *et al.* (2000), Biggs *et al.* (2001) e Downes *et al.* (2003).

A perturbação, nestes sistemas encontra-se sobretudo relacionada com o caudal e estabilidade dos substratos. No caso do caudal, Jenkins & Proctor (1985), referem a importância da resistência ao arrastamento e à camada limite (*boundary-layer*), especialmente relevante no caso dos musgos imersos. Por outro lado, a oscilação do nível da água influencia a manutenção do gradiente de humidade, aquático - terrestre, particularmente importante uma vez que os briófitos aquáticos apresentam uma reduzida resistência à secura, como verificado por diversos autores. Neste contexto, Englund *et al.* (1997) e Downes *et al.* (2003), observaram que a regulação dos caudais afecta a estrutura e composição das comunidades ripícolas, uma vez que a oscilação do nível da água é muito menor e como tal, o gradiente vertical característica deste tipo de comunidades deixa de existir.

No que se refere à estabilidade do substrato, é patente a ocorrência de uma relação positiva entre a estabilidade dos substratos, sobretudo em termos de movimento e superfície ocupada por briófitos (Kimmerer & Allen 1982, McAuliffe 1983, Slack & Glime 1985, Steinman & Boston 1993, Muotka & Virtanen 1995, Suren 1996, Suren & Duncan 1999, Suren *et al.* 2000). Por outro lado, no que respeita a riqueza florística, ou seja, número de espécies, Kimmerer & Allen (1982) e Suren & Duncan (1996) verificaram que a riqueza florística era máxima em condições intermédias de perturbação, uma vez que em condições de elevada perturbação poucas espécies resistem, enquanto em condições de elevada estabilidade se verifica uma dominância das espécies perenes. Desta forma, uma perturbação frequente favorece a ocorrência de um maior número de espécies, uma vez que a formação de lacunas na vegetação, permite a colonização por espécies oportunistas, que em situações de elevada estabilidade são substituídas por plantas perenes.

No caso do habitat aquático, em particular, verificou-se que grande parte dos estudos é focada, essencialmente, na relação entre os parâmetros físico-químicos da água e o número de espécies, estrutura e composição das comunidades de briófitos (Empain 1973, Empain *et al.* 1980, Romero & Onaindia 1995, Stephenson *et al.* 1995, Klein & Vanderpoorten 1996, Thiébaud *et al.* 1998, Vanderpoorten & Palm 1998, Tremp 1999, Vanderpoorten & Klein

1999, Vanderpoorten & Durwael 1999, Vanderpoorten *et al.* 1999, Werner 2001, Vanderpoorten 2003).

De uma forma geral, os briófitos apresentam amplitudes ecológicas restritas e bem definidas, o que possibilita a sua utilização como indicadores (Glime 2007). De facto, diversos estudos efectuados em habitats ripícolas têm comprovado que algumas espécies e/ou grupos de espécies são boas indicadoras do regime hidrológico (Englund *et al.* 1997, Downes *et al.* 2003, Fritz *et al.* 2009), intervenção nos rios (Vanderpoorten & Klein 1999, Heino *et al.* 2005a,b) e florestas (Hylander *et al.* 2002, Frego 2007) e na qualidade da água (Trempe 1999, Glime 1992, Vanderpoorten 2003, Ah-Peng & Rausch de Traubenberg 2004).

Como resultado da sua elevada capacidade de acumulação, algumas espécies são frequentemente utilizadas como biomonitores, podendo ser espécies nativas da área em estudo, ou espécies transplantadas e analisadas periodicamente (Glime 1992, Trempe 1999, Vanderpoorten 2003, Ah-Peng & Rausch de Traubenberg 2004). Utilizam-se em estudos de biomonitorização, relativos a poluentes de metais pesados (como chumbo, cromo, cobre, cádmio, níquel), compostos de enxofre, mercúrio e diversos compostos orgânicos, especialmente nas grandes cidades, áreas industriais, áreas de exploração agrícola intensiva e de actividade mineira (Trempe 1999, Vanderpoorten 2003, Ah-Peng & Rausch de Traubenberg 2004, Figueira & Ribeiro 2005, Vieira *et al.* 2009).

Devido à sua importância aos mais diversos níveis, a conservação dos briófitos ripícolas deve ser considerada em projectos de conservação e gestão de áreas naturais. De facto quando se incide na biologia da conservação, é necessário considerar por um lado a biologia e ecologia das espécies e por outro a gestão e política ambiental (Söderström *et al.* 1992, Bisang & Hedenäs 2000, Heywood & Iriondo 2003, Söderström 2006). A conservação tem como objectivo uma sobrevivência a longo termo dos habitats e das espécies na natureza e para tal é necessário identificar os habitats/espécies/genótipos ameaçados para posteriormente se avaliarem as ameaças e desta forma delinear acções de conservação (Heywood & Iriondo 2003, Söderström 2006). De uma forma resumida, a base para a conservação é o conhecimento. Neste contexto, refere-se que presentemente, o reduzido conhecimento relativo quer à conservação de briófitos ripícolas (Hodgetts 1996, Bowden *et al.* 1999, Söderström 2006), quer relativamente aos próprios habitats ripícolas (Minshal 1998, Naiman *et al.* 2000, Richardson *et al.* 2005, Naiman *et al.* 2005, Richardson & Danehy 2007), já que constitui um habitat caracterizado por diversos factores que interactuam. Adicionalmente, o conhecimento

das referidas comunidades em Ilhas atlânticas, nomeadamente pertencentes à Macaronésia é ainda mais escasso (PRAM 2002, Hughes & Malmquist 2005).

1.2. Os briófitos ripícolas da Ilha da Madeira

A posição geográfica da Madeira, na intercepção dos Trópicos, América do Norte, Norte de África e Europa, aliada às suas características geomorfológicas particulares e clima, resulta na ocorrência de uma grande diversidade de habitats e nichos ecológicos. A esta riqueza em habitats, nichos e microclimas, encontra-se associada uma importante flora briológica, incluindo endemismos, alguns correspondendo a taxa relíquia ou paleo-endemismos (ECCB 1995, 2009, Frahm 2004, Sérgio *et al.* 2008).

Na Madeira os briófitos estão presentes em todo o tipo de habitats, desde os mais xerófilos até aos mais higrófilos, ocorrendo desde o nível do mar até às altas montanhas. Entre os ecossistemas terrestres presentes na Ilha, destaca-se a floresta de laurissilva, que engloba vários endemismos, sendo a área onde se regista a maior cobertura e diversidade destas plantas, fundamentais na manutenção do equilíbrio hídrico e mineral (ECCB 1995, Fontinha *et al.* 2001, 2006). No entanto, noutros ecossistemas, como o maciço montanhoso central ou as zonas secas costeiras, apresentam uma brioflora distinta e características igualmente importantes, nomeadamente ao nível dos endemismos e tendências fitogeográficas (ECCB 1995, Sérgio *et al.* 2008).

Uma particularidade da flora briológica da Madeira está relacionada com a descoberta de taxa que apresentam distribuição disjunta, incluindo espécies que outrora teriam uma distribuição mais ampla, e que terão encontrado nesta Ilha abrigos que lhes permitiram a sobrevivência desde tempos remotos. Na actualidade, tem-se verificado que a brioflora da Madeira se encontra fortemente relacionada com a da região mediterrânica, apresentando também algumas afinidades com a africana, americana e a australiana (Sérgio 1984, Sim-Sim *et al.* 2000, Fontinha *et al.* 2001, Sim-Sim *et al.* 2005a,b, Stech *et al.* 2006, 2007).

Até 2008 encontravam-se referidos, para a Madeira, cerca de 558 taxa de briófitos, nomeadamente 357 musgos e 181 hepáticas (Sérgio *et al.* 2006b, Sérgio *et al.* 2008). Ao nível de endemismos referem-se 36 taxa para a Macaronésia e 11 exclusivas da Madeira. Os estudos ecológicos na Ilha incidiram nas zonas secas costeiras (Sérgio & Fontinha 1994, Fontinha 1995, Kürschner *et al.* 2008) e Laurissilva, neste caso incidindo em particular nas

comunidades de taludes (Sim-Sim *et al.* 2003, 2004a,b, 2007) e epífitos (Kürschner *et al.* 2007a,b). No que respeita aos habitats ripícolas, apenas se podem referir os estudos fitosociológicos de Hübschman (1971) que descreve algumas associações características de ecologias ripícolas. Na avaliação do estatuto de conservação de 108 espécies, presentes no Arquipélago da Madeira, Sérgio *et al.* (1992) referiram que 48% dos musgos e 17% das hepáticas ‘Ameaçados’, se desenvolvem preferencialmente em linhas de água naturais e/ou associadas a levadas. No entanto, não existe presentemente nenhum estudo que incida na caracterização da biodiversidade e ecologia de briófitos em cursos de água.

No que diz respeito ao estatuto de ameaça, refere-se o primeiro estudo relativo à sua determinação para 108 espécies da brioflora madeirense, no qual 12 espécies são consideradas ameaçadas, 14 como vulneráveis e 13 raras (Sérgio *et al.* 1992). Considerando exclusivamente os endemismos da Madeira, Fontinha *et al.* (2001) referem que nove se encontram ‘Ameaçados’, três das quais em perigo, enquanto para as restantes duas espécies se consideraram insuficientes os dados referentes às mesmas, de forma a determinar o seu estatuto. Recentemente, Sim-Sim *et al.* (2008) actualizou o estatuto de ameaça de 33 espécies de briófitos, dos quais sete foram considerados ‘Ameaçados’, oito ‘Vulneráveis’ e quatro ‘Não Ameaçados’, mas a que se deve ‘ter em atenção’, ou seja, susceptível de ser considerado ameaçado, caso os factores de ameaça continuem a actuar. Salienta-se ainda, relativamente ao referido estudo, que nove espécies foram classificadas como ‘Dados Insuficientes’ para ser atribuída uma categoria de ameaça. Finalmente, e no âmbito da presente Tese, Luís *et al.* (2007, 2008, 2009) e Luís & Sim-Sim (2009), referem 14 espécies como ‘Ameaçadas’, nomeadamente, uma ‘Criticamente Ameaçada’, cinco ‘Ameaçadas’, três ‘Vulneráveis’ e cinco com ‘Dados Insuficientes’ para atribuição de estatuto de ameaça.

De interesse comunitário ao nível da Macaronésia, referem-se duas espécies de briófitos, *Echinodium spinosum* (Mitt.) Jur. (endemismo da Macaronésia) e *Thamnobryum fernandesii* Sérgio (endemismo da Madeira) foram incluídos na Directiva Habitats 92/43/CEE. A nível Europeu vinte e quatro taxa encontram-se ‘Ameaçados’ na Madeira, (ECCB 1995, 2009, Söderström *et al.* 2002), das quais, cinco são consideradas ‘Ameaçadas’ a nível mundial (IUCN 2009).

Como resultado da actualização do catálogo dos taxa presentes na Ilha e respectiva bibliografia Sérgio *et al.* (2006b) apresentou uma lista de taxa cuja ocorrência na Madeira foi considerada duvidosa e posteriormente Sérgio *et al.* (2008) reforça a necessidade da

preparação de uma Lista Vermelha para o Arquipélago. Apesar de alguns taxa apresentarem o estatuto de ameaça actualizado a futura Lista Vermelha permitirá determinar as possíveis ameaças, para cada taxon, o que posteriormente permitirá a adequar o estabelecimento das medidas de conservação. A actualização da distribuição e ameaça dos taxa deverá ser baseada não só em material herborizado, mas sobretudo em material proveniente de colheitas recentes e num forte componente de trabalho de campo. Neste último caso refere-se de grande importância a confirmação da ocorrência de determinados taxa, bem como a exploração de áreas com menor incidência de estudos até ao presente.

Como principais causas de ameaça aos briófitos na Madeira, destacam-se as alterações do regime hídrico, sobretudo causadas pela captação de águas, construção de infra-estruturas rodoviárias, desflorestação por incêndios ou substituição de bosques naturais com introdução de espécies exóticas, aparecimento e expansão de espécies infestantes e gado em pastoreio livre (ECCB 1995, Fontinha *et al.* 2001, Sérgio *et al.* 2008, IUCN 2009).

De acordo com Fontinha *et al.* (2001) as acções relativas à conservação da natureza e da biodiversidade devem ser fundamentadas no conhecimento, pelo que, para conservar e gerir é fundamental possuir um conhecimento actualizado relativamente ao estado de conservação da biodiversidade do Arquipélago da Madeira.

1.3. Importância do trabalho e objectivos

A presente Tese constitui a primeira abordagem respeitante às comunidades de briófitos ripícolas das principais ribeiras da Ilha da Madeira. Incide na descrição e caracterização das comunidades de briófitos ripícolas, que por sua vez serão utilizadas na indicação do estado ecológico das áreas estudadas, como previsto na Directiva Quadro da Água.

Os objectivos que se pretendem atingir com esta Tese são os seguintes:

- Reconhecimento e identificação da composição florística (biodiversidade) da brioflora ripícola das principais ribeiras da Ilha da Madeira;
- Análise dos agrupamentos briofíticos ripícolas, considerando a riqueza e composição florística, relativamente a factores ecológicos (bióticos e abióticos) e à interacção entre espécies;
- Determinação e análise das principais tendências fitogeográficas no que respeita a padrões de dominância e sua relação com factores ecológicos (bióticos e abióticos);
- Determinação e análise das principais categorias de formas e estratégia de vida no que respeita a padrões de dominância e sua relação com factores ecológicos (bióticos e abióticos);
- Selecção de espécies ou grupos de espécies de briófitos aquáticos indicadores da qualidade das águas;
- Classificação das áreas amostradas, de acordo com o seu estado ecológico, como previsto na Directiva Quadro da Água;
- Sugestão de medidas de gestão e conservação das áreas de estudo, baseadas na integração dos conhecimentos provenientes da concretização dos objectivos propostos.

No que respeita ao impacto do presente trabalho e contribuição para o aumento do conhecimento científico refere-se a sua aplicação quer a nível global, quer a nível regional.

A nível global, este estudo vem contribuir para um aumento de conhecimento relativo à ecologia e padrões espaciais de comunidades de briófitos que se desenvolvem em ribeiras de montanha. Permite, por outro lado, aumentar o conhecimento relativamente ao habitat ripário, nomeadamente comunidades e processos associados a ribeiras de montanha, a nível longitudinal, ou seja, da nascente para a foz. De facto, Richardson & Danely (2007) salientam a escassez de estudos relativos a ribeiras de montanha, comparativamente sistemas ripários de

maiores dimensões, como sendo rios. Os referidos autores referem a complexidade da análise dos sistemas biológicos, adaptados ao meio aquático e envolvente, que reside, não só na diversidade e dimensão desses sistemas, mas também na justaposição e compactação dos mesmos pelo efeito da orografia terrestre ou marinha.

A nível regional salienta-se a total ausência de estudos das comunidades de briófitos ripícolas, quer na Ilha da Madeira quer ao nível da Macaronésia. Sendo a Macaronésia um centro de biodiversidade tão relevante, é importante adquirir conhecimento relativo aos diversos habitats presentes nesta área. No que respeita aos habitats ripícolas, refere-se que até ao presente não se realizou nenhum estudo ecológico relativamente à brioflora. Desta forma, salienta-se que apenas baseado no conhecimento adquirido em estudos científicos será possível adequar as medidas de gestão da conservação das áreas naturais, especialmente em habitats tão frágeis como as áreas ripícolas.

Este tipo de estudos apresenta uma grande importância ao nível da Região Autónoma da Madeira (RAM), sobretudo numa altura em que se pretende implementar o Plano Regional da Água, que segue as orientações da Directiva Quadro da Água (PRAM 2002). Neste contexto, a caracterização e diagnóstico da situação actual dos recursos hídricos da RAM, 1ª fase do Plano Regional da Água, salientam a existência de grandes lacunas respeitantes ao conhecimento de diversos grupos de organismos e de habitats, nomeadamente ao nível da Directiva Habitats. No caso particular da flora ripícola, refere-se um conhecimento científico insuficiente sobre o estado de conservação e distribuição das espécies endémicas bem como não endémicas e/ou exóticas e/ou infestantes. Adicionalmente, no que respeita à qualidade ecológica das águas superficiais, o PRAM salienta as lacunas relativas ao conhecimento, caracterização física e hidromorfológica das linhas de água, ocupação das áreas de importância ecológica bem como a dificuldade de gestão integrada dos recursos hídricos.

Como referido anteriormente, o Plano Regional da Água segue na generalidade as linhas orientadoras da Directiva Quadro da Água (DQA). Esta directiva estabelece que cada estado membro deve determinar o estado ecológico das águas superficiais, relativamente às condições de referência, definindo ‘objectivos ecológicos’. Neste contexto, pretende-se atingir um bom estado ou potencial ecológico, das águas superficiais, até 2015.

As linhas de água da Madeira e na generalidade das Ilhas montanhosas da Macaronésicas são tipicamente ribeiras de montanha, com elevados gradientes altitudinais, de pequenas

dimensões (pequenas e curtas) localizadas em vales profundos e de margens muito inclinadas. Estes sistemas são claramente distintos dos restantes sistemas continentais. No entanto, de acordo com o Mapa A dos anexos XI da DQA, as ribeiras da RAM encontram-se na Eco-Região designada por Ibérico-Macaronésica. Desta forma, tal como Hughes & Malmqvist (2005) salientam, a implementação regional das medidas estipuladas pela DQA, deve considerar as características e dinâmica particular destes sistemas, na RAM. Assim, é de extrema importância a elaboração de estudos científicos neste tipo de habitats, de forma, por um lado, a reforçar as diferenças em relação aos sistemas continentais e por outro de forma a possibilitar uma gestão destas áreas baseada no conhecimento da ecologia das comunidades *in situ*.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

- ILHA DA MADEIRA

2.1. Geografia, geologia e geomorfologia

O Arquipélago da Madeira situa-se no Atlântico Norte, a Sudeste da Península Ibérica, entre as latitudes 32°24' e 33°07' N e as longitudes 16°16' e 17°16' W (Fig. 1). Este Arquipélago é constituído pelas Ilhas da Madeira e Porto Santo e por dois grupos de Arquipélagos de menores dimensões e desabitados, as Desertas e as Selvagens.

A Ilha da Madeira está centrada em 32°45'N e 17°00'W, e tem uma área de 728 km², representando cerca de 89% da totalidade do Arquipélago (Galopim de Carvalho & Brandão 1991). A referida Ilha compreende 737 km² (com um comprimento de 63 km por 23 km de largura máxima), sendo constituída por áreas de relevo muito pronunciado, nomeadamente 65% da sua superfície com declives superiores a 25% (Sunyer 2000). A altitude média da Ilha é de 646 m, situando-se apenas 8% da área abaixo de 100 m de altitude, apresentando uma orografia bastante acidentada (Sunyer 2000). Neste contexto, os pontos mais altos da Ilha, Pico Ruivo (1862 m) e Pico do Areeiro (1810 m) localizam-se na parte Oriental das formações de maior altitude, enquanto na parte Ocidental se ergue o Planalto do Paúl da Serra, acima dos 1400 m (Fig. 1).

As Ilhas atlânticas tiveram origem no processo, ainda em decurso, da formação e expansão do Oceano Atlântico. O Arquipélago da Madeira é um exemplo de magmatismo oceânico intraplaca, que representa, presentemente, apenas 7% da actividade vulcânica mundial (Mata *et al.* 1998, Geldmacher *et al.* 2006b). Este vulcanismo é considerado um *hotspot* cuja actividade vulcânica teve início antes do Miocénico Superior, há mais de 70 milhões de anos, tendo-se prolongado até acerca de 6000 anos (Geldmacher *et al.* 2000, Schwarz *et al.* 2005). Estas Ilhas atlânticas foram originadas durante o Miocénio (entre 5 e 24 milhões de anos), no entanto, considera-se que ainda durante o início do Quaternário (1,6 milhões de anos) ocorresse alguma actividade vulcânica (Feraud *et al.* 1981, Geldmacher *et al.* 2000, 2006b, Schwarz *et al.* 2005).

Como referem Galopim de Carvalho & Brandão (1991), a configuração da Ilha da Madeira, bem como a sua evolução geomorfológica resultam de várias características e/ou sua interacção, dos quais se destacam a forma, estrutura e idade do edifício vulcânico originário, natureza e disposição dos materiais litológicos, tipo e intensidade de agentes externos, sobretudo o clima. Assim, apesar de existir consenso relativamente à Ilha da Madeira ter sido originada a partir de vários episódios vulcânicos, existe ainda alguma incerteza relativamente

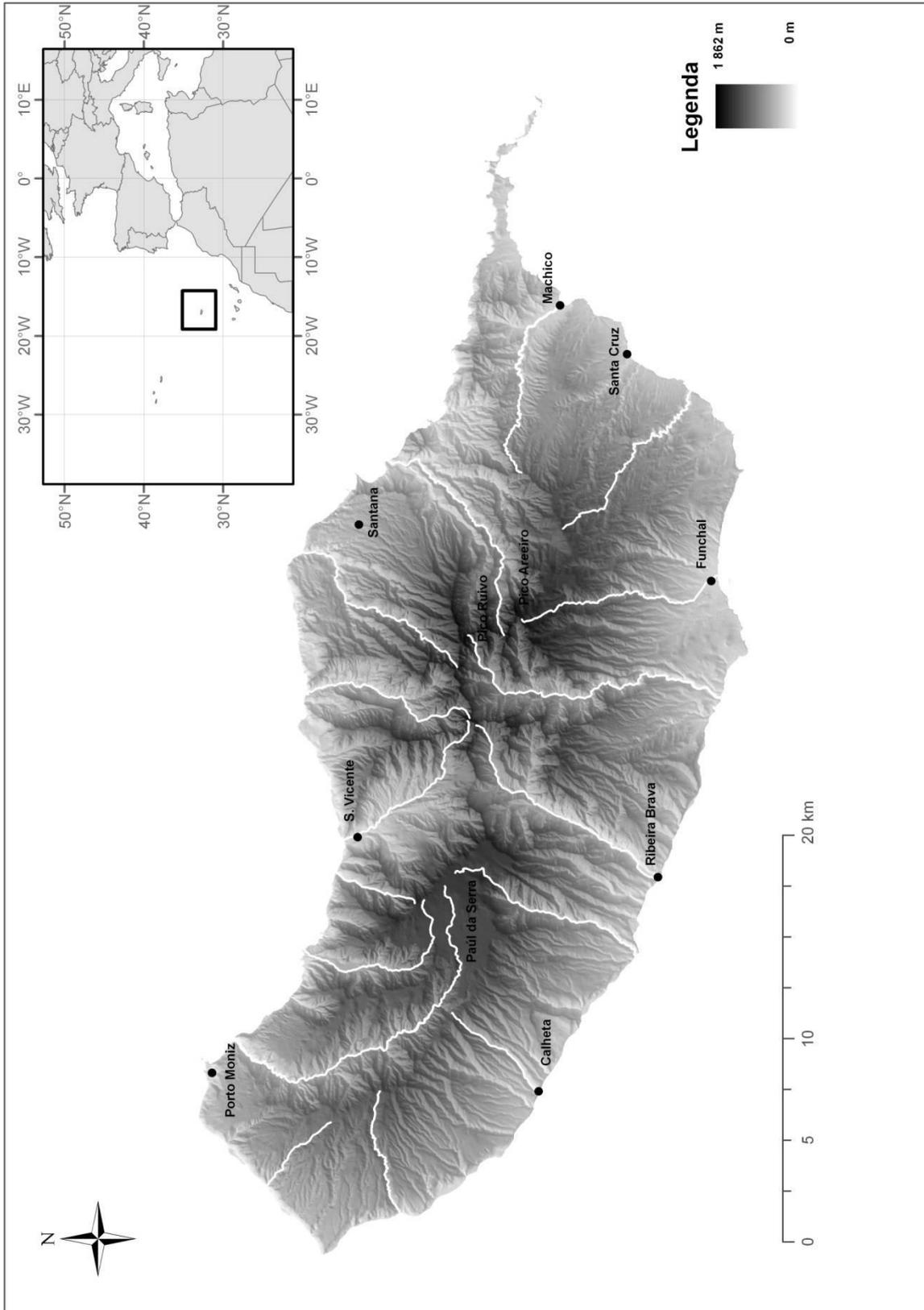


Figura 1. Localização e altimetria da Ilha da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).

à idade e origem do vulcanismo subjacente à formação da Ilha (Mitchell-Tomé 1979, Widom 1999, Mata *et al.* 1998, Geldmacher & Hoernle 2000, Mata & Munhá 2004, Schwarz *et al.* 2004, 2005, Klügel *et al.* 2005, 2008, Geldmacher *et al.* 2000, 2005, 2006a,b, Klügel & Klein 2006). Análises isotópicas permitiram determinar que o desenvolvimento sub-aéreo da Ilha da Madeira ocorreu essencialmente no pós-Mioceno, tendo a última erupção ocorrido à 6000-7000 anos (Mata *et al.* 1998, Geldmacher *et al.* 2000, 2006b).

Diversos autores dedicaram-se ao estudo da estatigrafia da Ilha da Madeira (Mitchell-Tomé 1979, Zbyszewsky *et al.* 1975, Mata *et al.* 1998), e de uma forma simplificada, seguindo Geldmacher *et al.* (2000), referem-se quatro unidades principais na evolução da Ilha. Assim, a primeira unidade constitui o escudo submarino, sendo identificada com a fase de construção do edifício vulcânico submarino e para a qual pouco é conhecido até ao presente. Seguidamente, a unidade basal, datada do fim do Miocénio e início do Pliocénio, é essencialmente composta por depósitos de brechas vulcânicas e piroclastos, com raras escoadas lávicas intercaladas. A terceira unidade, unidade média, formada entre o final do Pliocénio e início do Plistocénio, que representa o estádio de formação da maior parte do escudo (constitui 99.5% do volume) e a quarta unidade, a unidade superior, que consiste num conjunto de cones e escoadas instaladas no interior dos vales, originadas à 0.7-4 milhões de anos (Geldmacher *et al.* 2000). Posteriormente, Prada & Serralheiro (2000) apresentaram um modelo vulcano-estratigráfico, no qual propõem sete unidades vulcano-estratigráficas principais. Presentemente, encontra-se em curso o projecto ‘Cartografia Geológica da Madeira’, visando a obtenção do mapa geológico completo para a Ilha da Madeira.

Como referido, a Ilha da Madeira resultou da acumulação de materiais vulcânicos, quer explosivos (piroclastos) e efusivos (depósitos de basaltos), e como tal é essencialmente constituída por rochas basálticas, ainda que se possam encontrar alguns retalhos de formações sedimentares (Furtado *et al.* 1990, Galopim de Carvalho & Brandão 1991, Mata *et al.* 1998). As lavas aflorantes são representadas por basaltos com afinidades moderadamente alcalinas, cuja composição varia dos traquitos (e picrobasaltos) até aos mugearitos (Galopim de Carvalho & Brandão 1991, Mata *et al.* 1998, Mata & Munhá 2004, Klügel & Klein 2006).

No que respeita à distribuição e classificação dos solos, refere-se que os solos da Madeira derivam, na sua quase totalidade de rochas vulcânicas e repartem-se por oito Agrupamentos Principais de Solos (APS) considerados para a Carta dos Solos do Mundo da FAO-UNESCO (Madeira *et al.* 2007) (Fig. 2).

Os solos mais representativos são os Andossolos (Fig. 2), ocupando cerca de 65% da área total da Ilha, seguidos pelos Lepsossolos (13,6%) e Cambissolos (11 %) (Pinto Ricardo 2004). De acordo com Madeira *et al.* (2007) e Pinto Ricardo (2004), a distribuição dos solos na Ilha encontra-se relacionada com a altitude bem como com as condições climáticas. Assim, a baixas altitudes, é possível encontrar os Vertissolos (até aos 200 m e apenas na vertente Norte) e os Phaeozems (até ao máximo de 400 m) em oposição aos Leptosolos (entre 1200 e 1600 m) e Andossolos (entre 1200 e 400 m) (Fig. 2). Referem-se os terrenos acidentados, com 37,7% da área ocupada. Madeira *et al.* (1994, 2007) salientam a importância do uso do terreno, como condicionante da distribuição dos solos na Ilha, especialmente no caso dos Andossolos, localizados em áreas onde ocorre frequente erosão, bem como remoção do terreno para fins agrícolas ou de construção de infra-estruturas.

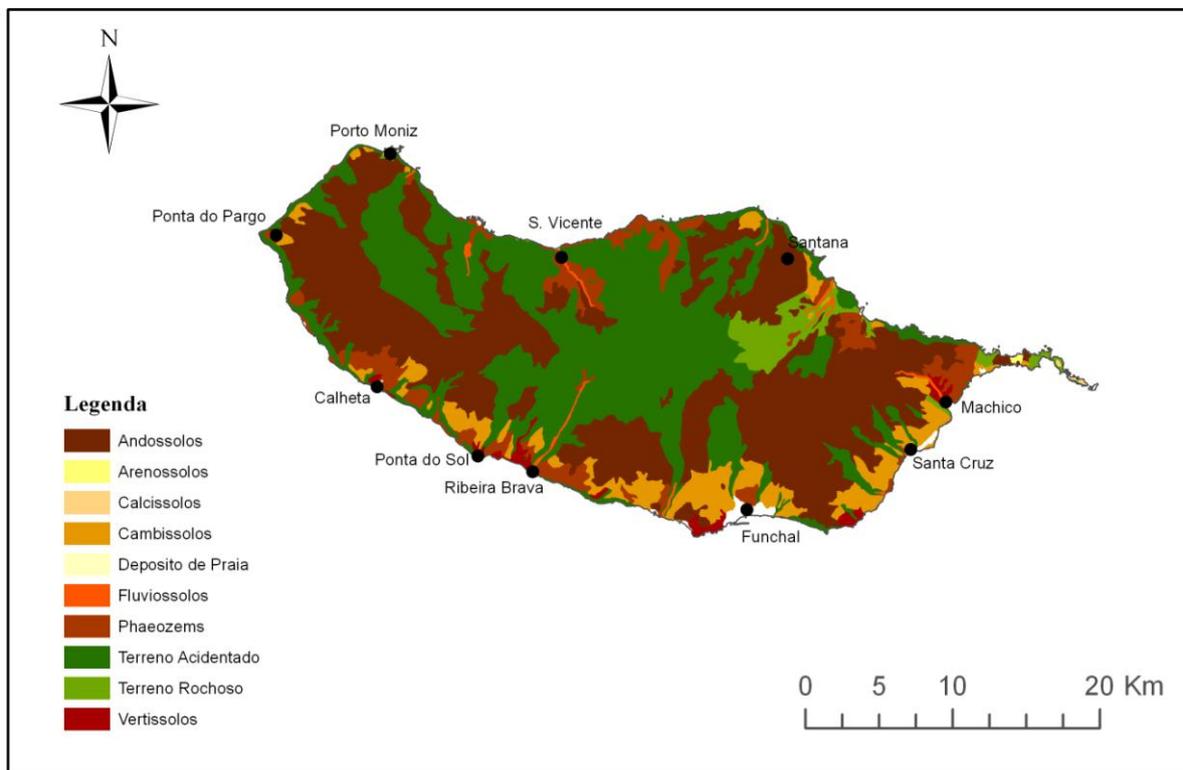


Figura 2. Carta de solos da Ilha da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).

2.2. Características climáticas

O clima na Ilha da Madeira é fortemente influenciado pela intensidade e localização do anticiclone subtropical dos Açores, bem como pelo anticiclone noroeste Africano e os ventos alísios provenientes do nordeste (Machado 1970). Os referidos sistemas afectam o movimento

dos sistemas frontais que se desenvolvem no Atlântico Norte e das depressões provenientes da Península Ibérica, Noroeste de África e do Atlântico. Tomé (2007) salienta a forte dependência da precipitação e temperatura relativamente à altitude, características das encostas e posição relativamente ao vento dominante. Assim, o facto de o relevo apresentar uma orientação perpendicular à direcção predominante do vento (NE) dá origem a que a temperatura e quantidade de precipitação possam ser bastante diferentes, à mesma cota, mas em encostas com diferentes exposições aos ventos predominantes (Tomé 2007, Prada *et al.* 2009).

O clima da Madeira apresenta afinidades com dois grandes tipos principais, nomeadamente mediterrânico e temperado (Capelo *et al.* 2007). Assim, verifica-se um clima mediterrânico na encosta Norte (cotas baixas) e Sul (até 1000 m), caracterizado por uma secura estival prolongada durante os meses de Verão. Por outro lado, verifica-se um clima temperado, em parte da encosta Sul (a partir dos 1000 m) e grande parte da encosta Norte, com precipitação bem distribuída ao longo do ano, sem seca estival ou apenas temporária (Capelo *et al.* 2007).

No que respeita às temperaturas, Machado (1970), refere-as como sendo características de climas oceânicos, com amplitudes térmicas, na generalidade, inferiores a 10 °C. A análise da Fig. 3 permite verificar claramente uma relação entre a temperatura média e a altitude. Os valores da temperatura média anual do ar variam entre os 8°C nos picos mais elevados e os 18-19°C nas zonas costeiras. No Inverno a média das temperaturas mínimas desce abaixo dos 4°C nas regiões elevadas, enquanto junto da costa, a temperatura mínima no Inverno é superior a 13°C. No Verão observam-se em média 16°C de temperatura máxima nos picos mais elevados e a média das temperaturas máximas é superior a 23°C nas zonas costeiras. (PRAM 2002, Santos & Miranda 2006).

De entre os parâmetros climáticos, a precipitação é a que apresenta maior variabilidade. Verifica-se, para a globalidade da Ilha da Madeira, um aumento da precipitação com o acréscimo da altitude, não podendo, no entanto, ser considerado linear (Tomé 2007, Prada *et al.* 2009). Neste contexto, Tomé (2007) salienta que o escoamento atmosférico, sobre uma montanha com as características da Ilha da Madeira, é fortemente influenciado pela estratificação atmosférica e por efeitos não lineares. A precipitação depende ainda da orientação das vertentes, sendo patente o contraste entre a vertente Norte, onde ocorrem valores muito elevados de precipitação (sobretudo nos locais mais elevados), e a vertente Sul, com valores baixos de precipitação (Fig. 4).

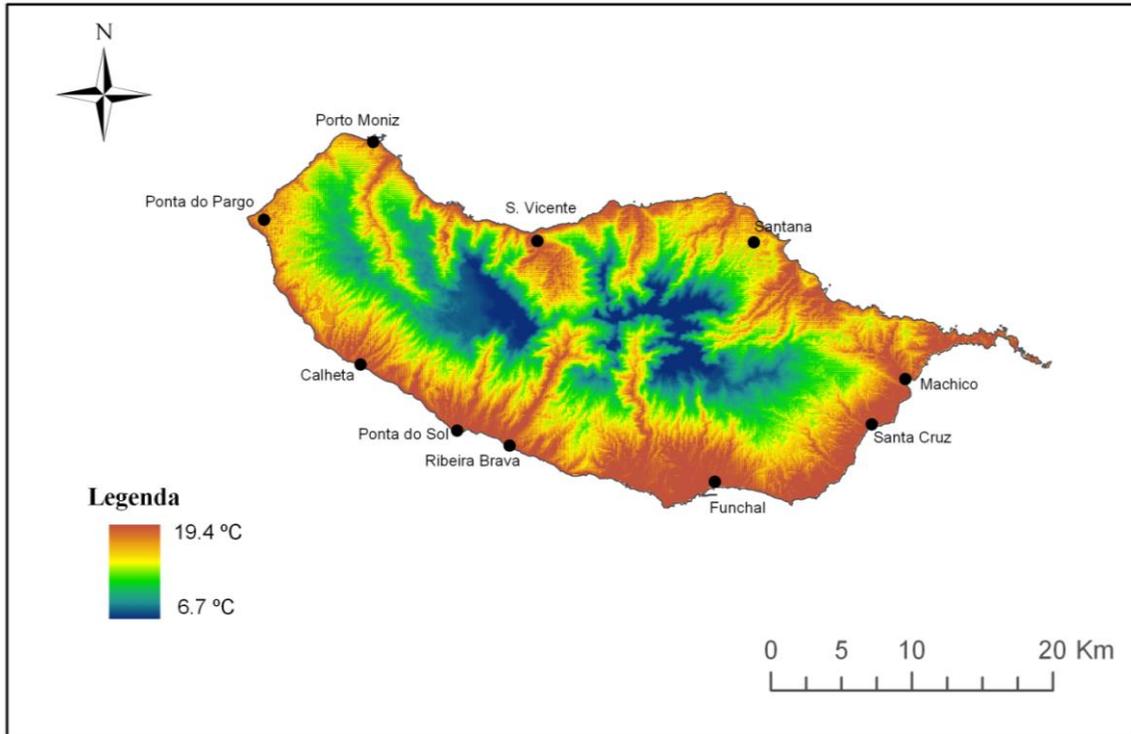


Figura 3. Distribuição da temperatura média anual na Ilha da Madeira, durante o período 1961-1990. Adaptado do Instituto de Meteorologia.

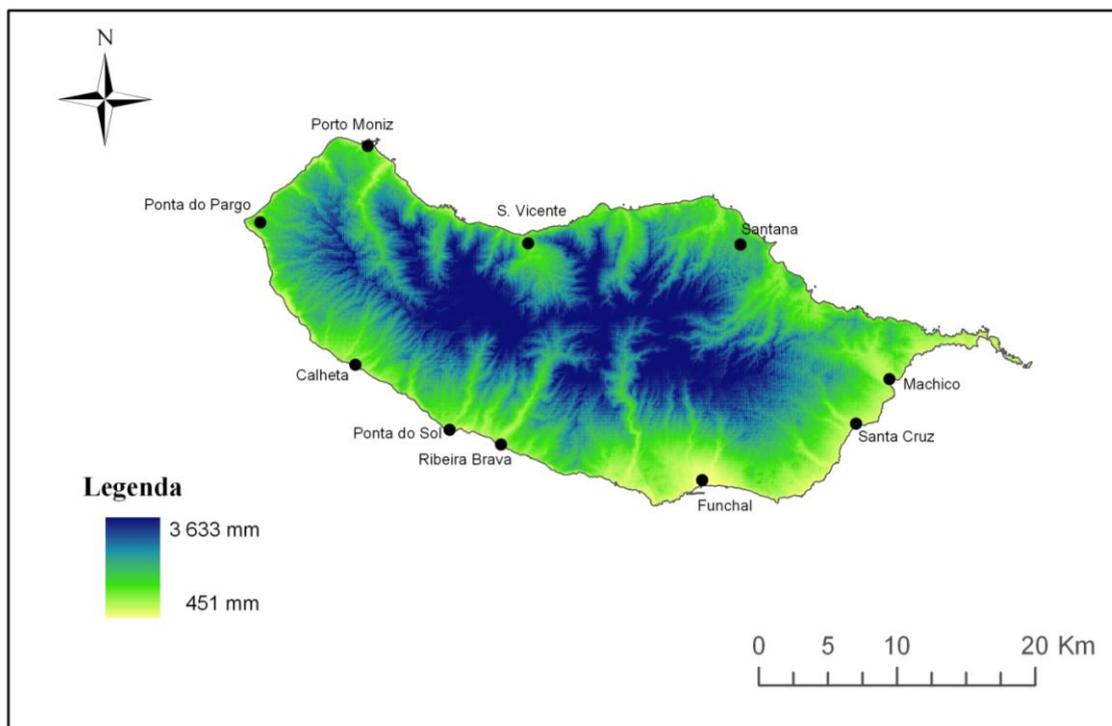


Figura 4. Distribuição da precipitação total anual na Ilha da Madeira, durante o período 1961-1990. Adaptado do Instituto de Meteorologia.

A precipitação anual na Madeira (Fig. 4) varia entre os 600 mm na encosta Sul e 1000 mm na encosta Norte. No entanto, nas zonas de altitudes mais elevadas na região central, nomeadamente na Bica da Cana (1560 m), verifica-se 2850 - 3400 mm, com um médio de 2966 mm/ano (Santos & Miranda 2006). Por outro lado nas terras baixas da encosta Sul da Ilha, como o Funchal e a Ponta do Sol, registam-se os valores mais baixos de precipitação anual, 513 mm e 583 mm, respectivamente (Santos & Miranda 2006).

A nível temporal, verifica-se que a variação da precipitação ocorre durante todo o ano, sendo, no entanto, mais intensa nos meses de Outubro a Abril, correspondendo o período menos chuvoso ao de Junho a Agosto (Santos & Miranda 2006, Prada *et al.* 2009). Assim, nos meses de Inverno, nas zonas mais altas ultrapassa os 1400 mm, enquanto nas zonas mais baixas, particularmente no Funchal e vale de Machico, podem ser inferiores a 300 mm. Já nos meses de Verão, os valores obtidos variam entre os 150 mm, nas zonas elevadas, e menos de 50 mm, na costa Sul da Ilha (Santos & Miranda 2006, Prada *et al.* 2009).

Uma particularidade que influencia a climatologia da Ilha da Madeira é o facto de os valores médios da nebulosidade, na Ilha, serem superiores aos verificados sobre o mar. Este facto deve-se à formação de nuvens e nevoeiros orográficos, ou seja, a Ilha funciona como uma barreira montanhosa de orientação perpendicular à direcção predominante do vento (NE), que força uma subida do ar húmido marítimo ao longo da encosta (Prada & Silva 2001, Prada *et al.* 2009). De acordo com os referidos autores, as massas de ar húmido podem começar a condensar a altitudes relativamente baixas, a partir dos 400 m, até altitudes de cerca de 1600 m, fixando-se a cobertura nebulosa entre os 600-800 m e os 1600 m, no Inverno e descendo mais abaixo no Verão.

Os nevoeiros são particularmente conspícuos na Bica da Cana (235 dias por ano) e no Pico do Areeiro (229 dias por ano). É esta persistente e espessa cobertura nebulosa que, na presença simultânea de vegetação, protagoniza o fenómeno designado por precipitação oculta, a qual se revelou ser um recurso de elevado potencial hídrico na Madeira (Prada & Silva 2001, Prada *et al.* 2009). Os referidos autores determinaram os valores de precipitação oculta para distintos agrupamentos de vegetação e concluíram que este fenómeno constitui uma parcela significativa de recarga dos recursos hídricos subterrâneos, a adicionar à contribuição da precipitação directa.

2.3. Hidrologia

A Ilha da Madeira possui aproximadamente 126 bacias hidrográficas e 234 ribeiras (Fig. 5), maioritariamente provenientes de nascentes situadas no Maciço Montanhoso Central da Ilha (Hughes & Furse 2001). As bacias são caracterizadas por vertentes bastante abruptas e vales estreitos, permitindo a intervenção humana (agricultura e construção de infra-estruturas) somente nas zonas de menor inclinação, sobretudo em zonas de menor altitude (PRAM 2002).

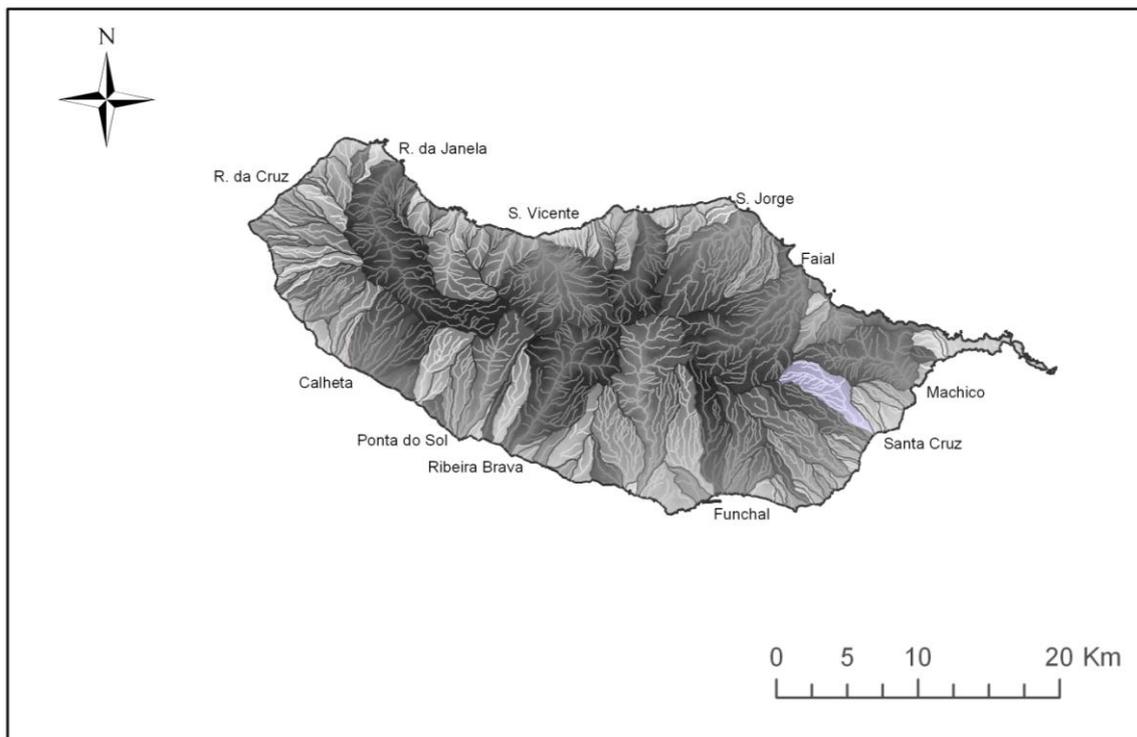


Figura 5. Distribuição das ribeiras, dentro de cada bacia hidrográfica, na Ilha da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).

A bacia com maiores dimensões corresponde à da Ribeira do Faial (50.9 Km²), ainda que existam outras bacias de grandes dimensões, nomeadamente, R. da Janela, R. Brava, R. dos Socorridos, R. de São Vicente, R. de São Jorge e R. de Machico (Hughes & Furse 2001, PRAM 2002).

As ribeiras da Ilha da Madeira apresentam características típicas de rios de montanha, correndo em vales geralmente profundos e estreitos. Na sua maioria apresentam desníveis superiores a 1200 m, e extensões que raramente atingem os 20 Km, apresentando um regime torrencial. A ribeira mais longa é representada pela R. da Janela, com 21.67 Km (Hughes &

Furse 2001, PRAM 2002). Refere-se a ocorrência de diferenças entre ambas as vertentes da Ilha, ou seja, a vertente Norte é sulcada por numerosas e pequenas ribeiras, as quais, mesmo no Verão apresentam caudal, embora diminuto, contrariamente às ribeiras da encosta Sul, que praticamente secam no período estival.

O elevado gradiente altitudinal das ribeiras, associado ao regime torrencial influencia grandemente as comunidades vegetais e animais que aí se desenvolvem (Hughes & Furse 2001, PRAM 2002). A instabilidade dos substratos, aliada ao rápido escoamento, após precipitação, produz um efeito erosivo muito significativo, impedindo o estabelecimento de comunidades vegetais climáticas, em alguns segmentos, normalmente a jusante. Precisamente, nas zonas de menor altitude, localizadas próximo da foz, a orografia permite uma maior taxa de actividade humana e a fixação das populações, resultando na intervenção física ao longo das linhas de água (canalização, regularização), na prevenção e atenuação do impacto dos períodos de cheia e no maior aproveitamento do espaço físico, bastante limitado, para a criação de infra-estruturas, urbanizações e vias rodoviárias (Hughes & Furse 2001, PRAM 2002).

No que respeita à qualidade da água, as análises têm incidido sobretudo nas águas para consumo humano, de fonte subterrânea, na maioria dos casos (PRAM 2002, Prada *et al.* 2005). No que diz respeito a águas superficiais, refere-se o estudo baseado na descrição e caracterização das comunidades de macroinvertebrados bênticos, bem como nos parâmetros físico-químicos das águas que fluem nas ribeiras da Ilha da Madeira efectuado por Samantha Hughes (Hughes 2003). A referida autora incidiu o seu estudo em 45 áreas localizadas em 10 ribeiras da Ilha, e efectuou análises periódicas à qualidade da água, entre 1991 e 1997. Assim, do ponto de vista de parâmetros físico-químicos das águas, refere-se que estas apresentam, na generalidade, uma mineralização moderada, sendo macias, no que respeita à dureza e com valores de condutividade eléctrica de 47 - 100 $\mu\text{s}/\text{cm}$ em zonas de nascente, podendo chegar a 1720 $\mu\text{s}/\text{cm}$, em zonas de jusante. Os valores de pH também variam com a altitude, sendo ácidas a montante (mín. 6.0), passando a básicas (máx. 9.0) nas zonas a jusante. Também a concentração de cloretos e de sódio aumentou de montante para jusante. Refere-se também que as concentrações de cálcio e magnésio apresentaram valores baixos, enquanto outros parâmetros apresentavam, na maioria dos casos, valores abaixo dos limites de detecção, nomeadamente, nitratos, ortofosfatos, sulfatos e ferro. De uma forma resumida, Hughes (2003) observou um claro gradiente físico-químico das áreas de excelente qualidade da água para as que apresentam má qualidade, representado sobretudo por parâmetros como a

alcalinidade, condutividade, dureza, nitratos e sulfatos. A utilização dos referidos parâmetros como critérios que determinam a qualidade da água, permitiu classificar as áreas estudadas, sendo que a maioria das áreas foi considerada ‘Boa’, seguida de ‘Excelente’.

2.4. Recursos biológicos

A Ilha da Madeira representa um *hotspot* de biodiversidade atlântica, sendo, da Macaronésia, a segunda Ilha mais rica em número de taxa, apenas superada por Tenerife, no Arquipélago das Canárias (Izquierdo *et al.* 2001).

Os recursos biológicos da Região Autónoma da Madeira são exuberantes e diversos, compreendendo aproximadamente 7571 taxa, incluídas em 1003 famílias, 3648 géneros e 7452 espécies (Borges *et al.* 2008a). Assim, verifica-se uma grande diversidade de fungos (1471 espécies), plantas (1681 espécies) bem como animais (4271 espécies), neste caso grandemente influenciado pelo elevado número de artrópodes (3859 espécies). Realça-se igualmente o elevado número de endemismos, nomeadamente, 1419 espécies e sub-espécies, correspondendo os animais a 84% da totalidade dos endemismos neste Arquipélago.

A Madeira apresenta uma vegetação extremamente original, endémica destas Ilhas, de origem reliquial (paleo-endémica), representando vestígios da vegetação subtropical do Terciário. A floresta de laurissilva, onde dominam os géneros *Apollonias* Nees, *Laurus* L., *Ocotea* Aubl. e *Persea* Mill., constitui o remanescente mais importante de vegetação antiga, uma vez que as profundas crises ambientais (geológicas e climáticas), do final do Terciário e posteriormente do Pleistocénico (os sucessivos períodos glaciares) que afectaram intensamente a vegetação continental (Capelo *et al.* 1999, 2004, 2007, Jardim & Menezes de Sequeira 2008).

A flora vascular da Madeira engloba paleo-endemismos, de origem subtropical Terciária (como os dos géneros de *Apollonias* Nees, *Clethra* L., *Laurus* L., *Heberdenia* Banks ex A.DC., *Ilex* L., *Myrica* L., *Ocotea* Aubl., *Persea* Mill, *Prunus* L.), neo-endemismos, de origem continental referentes ao final do Terciário e início do Quaternário (e.g. género *Aeonium* Webb & Berthel., *Echium* L., *Euphorbia* L., *Isoplexis* (Lindl.) Benth., *Musschia* Dumort., *Plantago* L., *Sinapidendron* Lowe, *Sonchus* L.) (Capelo *et al.* 2007, Jardim & Menezes de Sequeira 2008). Adicionalmente, os referidos autores referem também a inclusão de alguns taxa paleo-mediterrânicos, com origem subtropical (como os pertencentes aos géneros *Asparagus* L., *Euphorbia* L., *Maytenus* Molina, *Myrtus* L., *Olea* L., *Rhamnus* L.),

neo-mediterrânicos, com origem holoártica continental (como *Genista* L., *Micromeria* Benth, *Sideritis* L., *Teline* Medik.) bem como a presença de uma flora antrópica, que correspondem a plantas introduzidas pelo homem que se naturalizaram (e.g. género *Ageratina* Spach, *Castanea* Mill., *Cytisus* L., *Erigeron* L., *Hedychium* J. Köeni, *Pinus* L., *Ulex* L. e *Vitis* L.).

Diversos autores dos séculos XVIII e XIX incluindo Richard Lowe (Capelo *et al.* 2007), ou já no século XX Tavares (1965), Sjögren (1973, 1974) são unânimes na tentativa de explicar os sucessivos tipos de vegetação ou culturas que se sucedem altitudinalmente e nas distintas encostas, através das rápidas alterações na pluviosidade e temperatura. Mais recentemente Capelo *et al.* (1999, 2004, 2007) descreveram a vegetação florestal da Madeira relacionando-os com os diferentes climas, temperado e mediterrânico, que por sua vez se encontram relacionados com a altitude. Ao clima mediterrânico, caracterizado por uma secura estival prolongada, correspondem 3 tipos de floresta madura, nomeadamente Zambujal (*Maytenion umbellatae-Olea maderensis sigmetum*), Matagal de marmulano (*Helichryso melaleuci-Sideroxylo marmulanae sigmetum*) e Laurissilva do barbusano (*Semele androgynae-Apollonio barbujanae sigmetum*) (Tab. 1). Por seu lado ao clima temperado, representado por uma humidade permanente com precipitação bem distribuída ao longo do ano, encontram-se associados outros dois tipos de floresta madura, Laurissilva do til (*Clethro arboreae-Ocoteetum foetentis sigmetum*), Urzal de altitude (*Polysticho falcinelli-Ericetum arboreae sigmetum*) (Tab. 1).

O zambujal madeirense (Tab. 1) constitui um tipo de floresta madura, dominado por *Olea maderensis* (Lowe) Rivas Mart. & del Arco e *Maytenus umbellata* (R. Br.) Mabb.. Encontra-se localizado a baixas altitudes, nomeadamente até aos 200 m e apenas na vertente Sul, em clima inframediterrânico seco, e em solos pobres (vertissolos e cambissolos) (Tab. 1). Subindo, pode-se observar o matagal de marmulano, dominado por *Sideroxylum marmulano* R. Br. e *Maytenus umbellata*, que se desenvolvem preferencialmente sobre cambissolos, entre os 200 m e 300 m de altitude, na vertente Sul e até aos 50 m na vertente Norte, a que corresponde um bioclima inframediterrânico e sub-húmido.

No que respeita à Laurissilva do barbusano (Tab. 1), refere-se que esta floresta, meso-bosque, é dominada por *Apollonias barbujana* (Cav.) Bornm., *Laurus novacanariensis* Rivas Mart., Lousã, Fern. Prieto, E. Dias, J.C. Costa & C. Aguiar, *Myrica faia* Aiton e *Ilex canariensis* Poir. Localiza-se num andar bioclimático inframediterrânico a termomediterrânico, sub-húmido a húmido, ocorrendo em ambas as encostas, sobre cambissolos.

Tabela.1. Óptimos bioclimáticos, tipos de solo e limites altitudinais das séries climatófilas da vegetação da Madeira (adaptado de Capelo *et al.* 2007).

Série climatófila	Faciações	Solos predominantes	Macrobioclima e Termótipos predominantes	Ombrotipos	Limites altitudinais médios aproximados em situação climatófila (m)	
					Vertente Sul	Vertente Norte
<i>Mayteno umbellatae-Oleo maderensis sigmetum</i> (série do zambujal)	-	Vertissolos Cambissolos Phaeozems	Mediterrânico Inframediterrânico	Seco	0 - 200	-
<i>Helichryso melaleuci-Sideroxylo marmulanae sigmetum</i> (série do matagal de marmulano)	-	Cambissolos	Mediterrânico Inframediterrânico	Sub-húmido inferior	200 - 300	0 - 50 (80)
<i>Semele androgynae- Apollonio barbujae sigmetum</i> (série da laurissilva do barbusano)	Faciação com <i>Myrto communis</i> - <i>Hypericetum</i> <i>canariensis</i> Faciação com <i>Globulario</i> <i>salicinae</i> - <i>Ericetum</i> <i>maderincolae</i>	Cambissolos	Mediterrânico Inframediterrânico superior Termomediterrânico	Sub-húmido superior	300 - 600	-
<i>Clethro arboreae- Ocoteo foetentis sigmentum</i> (série da laurissilva do til)	-	Cambissolos	Mediterrânico Termomediterrânico	Húmido inferior	600 - 800	50 - 300 (450)
<i>Polysticho falcinelli - Erico arboreae sigmetum</i> (série do urzal de altitude)	-	Andossolos Leptossolos	Temperado Infratemperado Termotemperado Mesotemperado [Mesomediterrânico inferior] Temperado Mesotemperado superior	Húmido Hiperhúmido inferior Hiperhúmido superior Ultrahiperhúmido	800 - 1450	300 - 1400 1450 - 1650 1400 - 1650

A floresta de laurissilva do til (Tab. 1) constitui uma floresta temperada de características hiper-oceânicas, dominada sobretudo por *Ocotea foetens* (Aiton) Benth. & Hook.f., *Laurus novocanariensis* e *Clethra arborea* Aiton. Localiza-se sobretudo na encosta Norte, acima dos 300 m, sobre andossolos (solos tipicamente florestais, ricos em matéria orgânica). Finalmente, acima dos 1450 m, e sobre cambissolos e andossolos, domina uma floresta clímax caracterizada pelas urzes arbóreas (*Erica arborea* L.), em bioclíma mesotemperado superior e ultra-hiper-húmido.

Muito embora o forte declive limite a amplitude do efeito das ribeiras na vegetação circundante, é evidente a presença de uma cortina ripária em todos os andares bioclimáticos descritos (Capelo *et al.* 2004, Capelo *et al.* 2007). Assim, o sabugal (*Rhamno glandulosi-Sambucetum lanceolati*) (Capelo *et al.* 2007) ocorre nas cabeceiras pedregosas das ribeiras sendo dominada pelo sabugueiro (*Sambucus lanceolata* R. Br.) e pelo sanguinho (*Rhamnus glandulosa* Ait.). A esta comunidade associam-se comunidades arbustivas, ou comunidades herbáceas de escorrências e quedas de água.

Nos troços médios das ribeiras ocorre a Laurissilva ripícola do vinhático (*Diplazio-caudati-Perseetum indicae*) (Capelo *et al.* 2007). Trata-se de uma comunidade ripícola dominada por grandes árvores, em solos com depósitos de materiais aluvionares. Associado apresenta um sub-bosque, dominado por fetos higrófilos e as orlas deste bosque são geralmente silvados do *Rubio agostinhoi-Rubetum bollei*.

Refere-se, por último a comunidade ripícola dos troços finais das ribeiras, o seixal (*Scrophulario hirtae-Salicetum canariensis*) (Capelo *et al.* 2007), onde domina de forma quase mono-específica o Seixeiro (*Salix canariensis* C. Sm. Ex Link). Esta comunidade é também colonizadora de ecologias muito particulares, as “quebradas” torrenciais.

A vegetação aquática está relativamente pouco representada na RAM, este facto deve-se à escassez de meios lânticos e ao tipo de meios lóticos, sazonais e torrenciais (PRAM 2002).

2.5. Conservação

A colonização da Ilha da Madeira data do século XV, altura a partir da qual se iniciaram alterações ao nível dos seus ecossistemas naturais (Pereira 1989, Nepomuceno 2003, Menezes de Sequeira *et al.* 2007). O desaparecimento da floresta foi tão drástico, que no final do século XV, D. João II publicou um alvará, determinando as primeiras limitações ao forte desbaste

florestal, fixando um limite ao corte de freixos e cedros. Como resultado da implementação da referida legislação e de posteriores publicações já no século XVI (Nepomuceno 2003), poderá ter-se seguido um período de rápida recuperação da vegetação secundária bem como de algum arvoredo de porte considerável (Menezes de Sequeira *et al.* 2007, Jardim & Menezes de Sequeira 2008).

A utilização desregrada dos recursos florestais conduziu a cinco séculos de legislação reguladora, que no entanto nunca foi completamente cumprida. Como resultado verificou-se uma depleção quase total da vertente Sul da Ilha e parcial da Norte (Pereira 1989, Nepomuceno 2003, Menezes de Sequeira *et al.* 2007, Jardim & Menezes de Sequeira 2008). De acordo com Menezes de Sequeira *et al.* (2007) é possível constatar a referida destruição quer pela análise de fotografias do final do século XIX e primeiro quartel do século XX, quer pela consulta de documentação diversa. Desta forma, consciente da riqueza biológica dos seus ecossistemas naturais, o Governo Regional da Madeira declarou em 1982, dois terços da Ilha como parque natural (Sunyer 2000).

O Parque Natural da Madeira abrange 56700 ha, aproximadamente dois terços da Ilha, e compreende diferentes áreas que, pelo elevado valor biológico e/ou paisagístico, importância científica, carácter e raridade, representatividade ou vulnerabilidade dos seus componentes naturais, se destacam das outras zonas do território (Fig. 6). Estas áreas são as seguintes: Reserva Natural Integral, Reserva Parcial, Reserva Geológica e de Vegetação de Altitude, Zona de Repouso e Silêncio, Reserva de Recreio o Montanha, Paisagem Protegida, Zona de Caça, Zona de Pastoreio e Zona de Transição (Menezes de Sequeira *et al.* 2007). Para além do Parque Natural, existem na Região Autónoma da Madeira, quatro reservas naturais, nomeadamente, Reserva Natural das Ilhas Selvagens (criada em 1971, sendo uma das mais antigas Reservas Naturais de Portugal e a única galardoada com o Diploma Europeu do Conselho da Europa), Reserva Natural do Garajau (desde 1986, reserva exclusivamente marinha), Reserva Natural das Ilhas Desertas (desde 1995, classificada como reserva biogenética pelo Conselho da Europa, em 1992) e a Reserva Natural da Rocha do Navio (desde 1997).

Referem-se ainda que na Região Autónoma da Madeira existem 11 sítios de Importância Comunitária da Rede Natura 2000, que incluem a maioria das Laurissilvas, o Urzal de altitude, bem como outros habitats de elevado interesse biológico (Menezes de Sequeira *et al.* 2007). Também na Directiva Habitats se referem cinco habitats, nomeadamente, ‘matos

termo-mediterrânicos pré-desérticos’, ‘florestas de *Olea* e *Ceratonia*’, ‘charnecas macaronésicas endémicas’, ‘laurissilvas macaronésicas’ (*Laurus*, *Ocotea*) e ‘florestas endémicas de *Juniperus* spp.’, sendo os três últimos, habitats prioritários.

A riqueza e diversidade notáveis que a Região Autónoma da Madeira albergam são também reflectidas pelo número de espécies listadas, e como tal protegidas, pela Convenção de Berna (40 taxa de plantas) e Directiva Habitats (49 taxa de plantas) (Menezes de Sequeira *et al.* 2007).

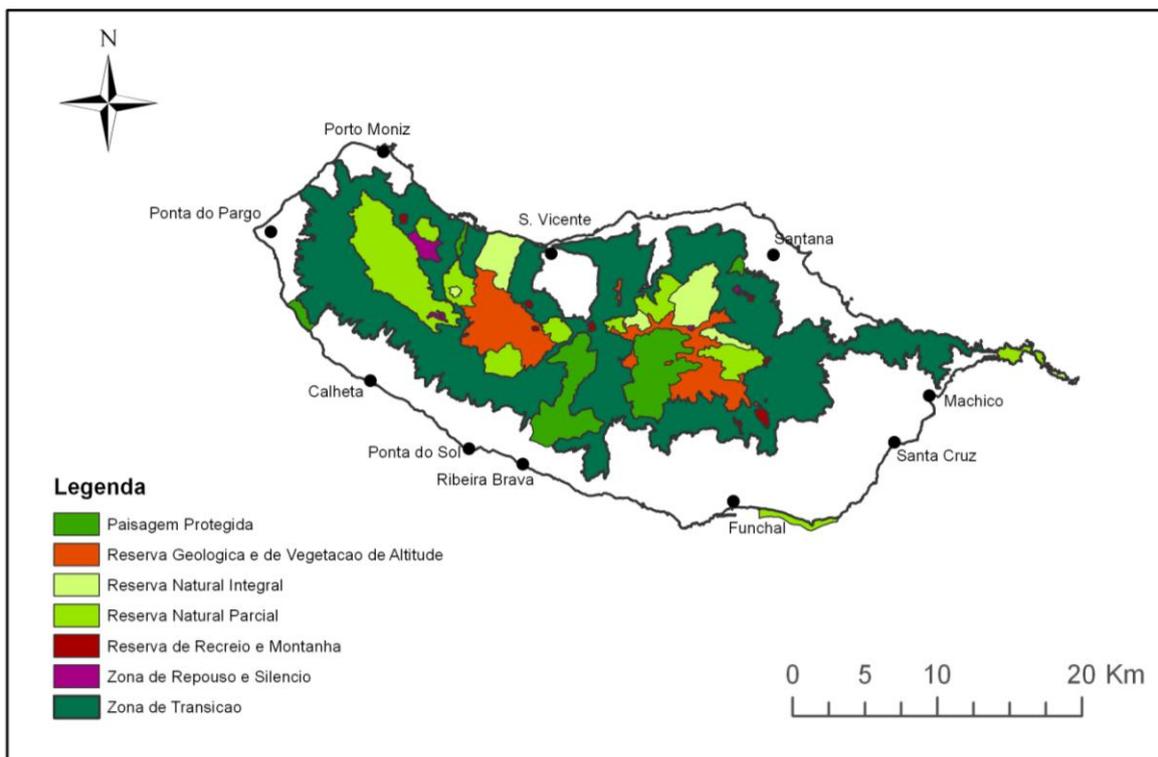


Figura 6. Classificação das áreas protegidas no Parque Natural da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).

É de salientar a importância da Laurissiva da Madeira, uma vez que é na Ilha da Madeira que se localiza a mais extensa e bem conservada mancha de Laurissilva da Macaronésia, encontrando-se protegida por legislação regional, nacional e internacional. Esta floresta, que ocupa uma área de 15000 ha, está incluída no Parque Natural da Madeira como Reserva Natural Parcial e Reserva Natural Integral (Fig. 7). Desde 1992 pertence à rede de Reservas Biogenéticas do Conselho da Europa, e é um Habitat Prioritário ao abrigo da directiva Habitats 92/43 CEE do mesmo Conselho. Foi consagrada Património Natural Mundial da UNESCO em Dezembro de 1999 (Jardim & Fontinha 2000). Esta floresta é também

reconhecida pelo Comité Europeu para Conservação dos Briófitos, ECCB, como um habitat de grande importância para conservação de briófitos (ECCB 1995).

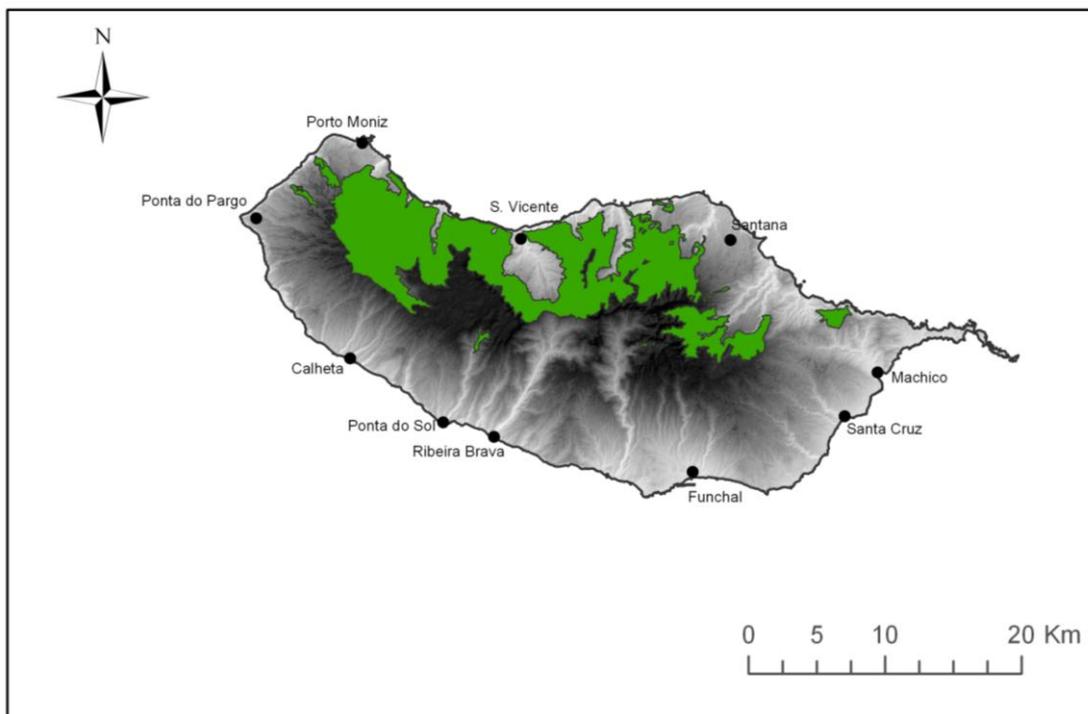


Figura 7. Localização da Laurissilva (verde) e limites do Parque Natural (cinzento) na Ilha da Madeira. Adaptado de PRAM (2002).

Até ao presente, não existe legislação específica no que respeita à conservação de recursos hídricos na Ilha da Madeira. Neste contexto, refere-se que, em Dezembro de 2000, entrou em vigor a Directiva Quadro da Água (DQA), que legisla que todos os estados membros da União Europeia devem impedir a degradação dos seus ecossistemas aquáticos. Esta directiva estipula a determinação de ‘objectivos ecológicos’ e a determinação do estatuto ecológico das águas superficiais, relativamente às condições de referência. Prevê igualmente que todos os estados membros desenvolvam e implementem sistemas de monitorização ecológica considerando a flora e fauna aquáticos e que todas as águas superficiais adquiram um bom estado ou potencial ecológico, até 2015. Segundo o Mapa A dos anexos XI da DQA, as ribeiras da RAM encontram-se na Eco-Região designada por Ibérico-Macaronésica. No entanto, Hughes & Malmqvist (2005) salientam o carácter único e vulnerável das ribeiras da Madeira, completamente distinto dos restantes sistemas, continentais, considerados na eco-região Ibérico-Macaronésica. De acordo com os referidos autores a implementação regional

das medidas estipuladas pela DQA, deve considerar as características e dinâmica particular destes sistemas, na RAM.

O Plano Regional para a Água salienta a existência de lacunas de conhecimento devido à falta de estudos detalhados, no que respeita à caracterização geral da biodiversidade especialmente no que respeita a alguns grupos de animais e plantas. Neste último caso salientam-se os briófitos, importantes componentes dos ecossistemas ripários e importantes indicadores do estado ecológico dos ecossistemas e qualidade da água.

3. METODOLOGIA

3.1. Amostragem da brioflora ripícola

O presente estudo incidiu nas comunidades de briófitos ripícolas, presentes na Ilha da Madeira. De forma a efectuar uma amostragem abrangendo a totalidade da Ilha, estudaram-se 16 das principais ribeiras da Ilha, uma por bacia hidrográfica, localizadas em ambas as vertentes da Ilha, nomeadamente oito ribeiras a Norte e oito na vertente Sul (Fig. 8, Tab. 2).

Em cada ribeira foram estudadas seis áreas, mais especificamente, duas áreas em cada uma das seguintes secções: montante (ou nascente), zona intermédia e a jusante (ou foz) (Fig. 9). Uma vez que se pretendeu estudar as comunidades ripícolas, consideraram-se dois habitats, nomeadamente o habitat imerso, ou seja permanentemente imerso, e o habitat sub-imerso, no qual ocorre imersão periódica, cuja duração depende da oscilação do nível da água.

A metodologia adoptada, e descrita seguidamente, baseou-se em estudos de campo prévios efectuados na área. A determinação do número de quadrículas a utilizar, ou seja, da área mínima a utilizar na amostragem de campo, teve por base a determinação do número mínimo de quadrículas, a partir dos quais não se observasse um aumento do número de espécies (Kent & Coker 1994). Desta forma, em cada área, e separadamente para cada habitat, efectuaram-se seis inventários, representados por quadrículas de 50 x 40 cm (2000 cm²), três em cada margem e distanciados entre si 50 cm (Fig. 9, Fig. 10). As referidas quadrículas encontraram-se subdivididas em 20 sub-quadrículas mais pequenas, que correspondem, cada uma, a 5% da área total da quadrícula. Assim, para cada um dos taxa registou-se a percentagem de cobertura (cm²) para cada quadrícula. No estudo do habitat imerso as quadrículas localizaram-se na zona de imersão, enquanto para o habitat sub-imerso, estas foram colocadas entre o nível da água e 50 cm de altura. A primeira quadrícula foi colocada aleatoriamente numa superfície onde ocorressem briófitos. Foram ainda colhidas e registadas numa ficha todas as espécies que eventualmente surgiram fora das quadrículas.

As amostragens da brioflora decorreram entre 2004 e 2005, e foram efectuadas durante os meses de Maio a Agosto, altura em que o caudal é mínimo e como tal é possível definir claramente os dois habitats estudados.

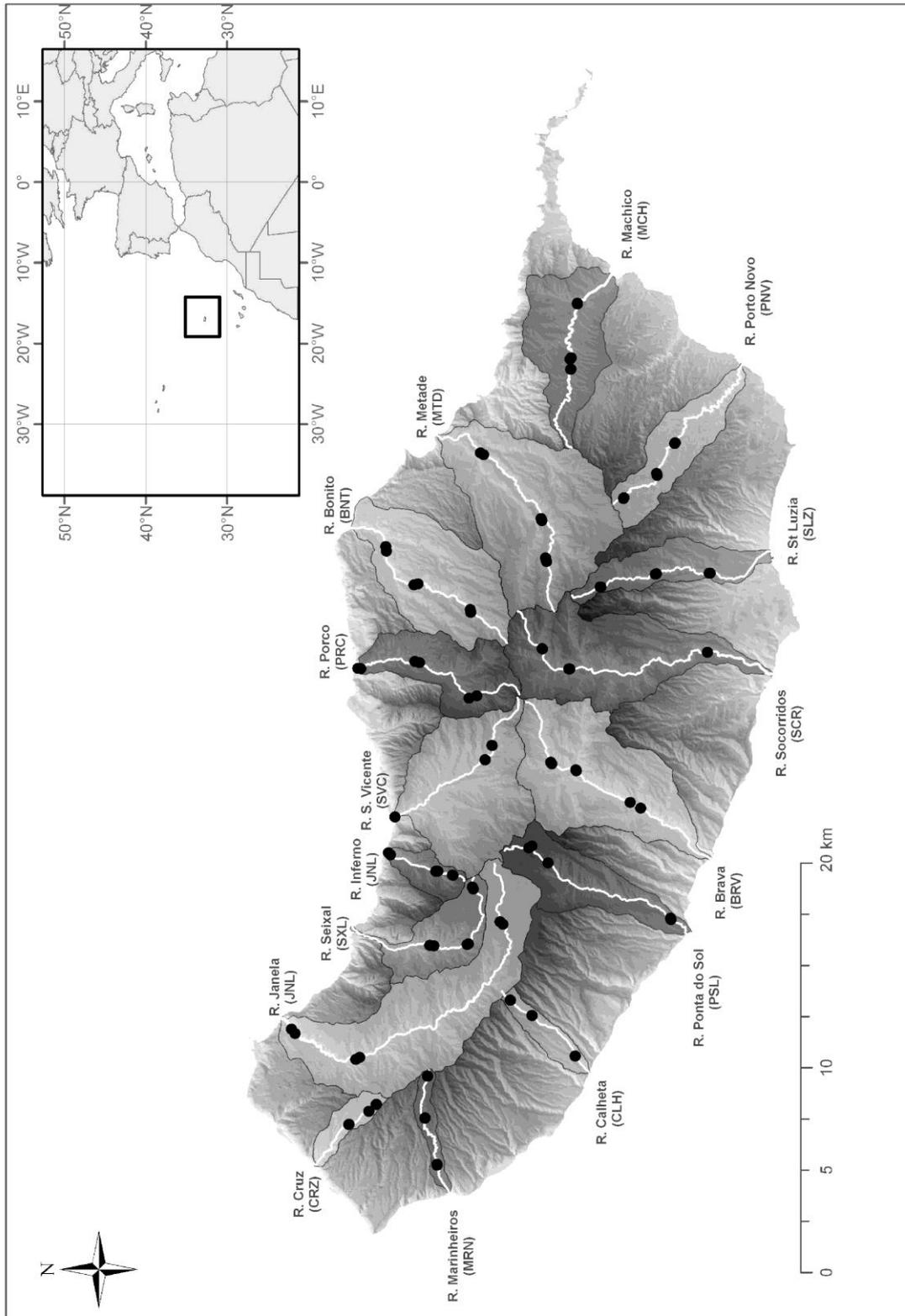


Figura 8. Localização das áreas amostradas durante o estudo das comunidades ripícolas.

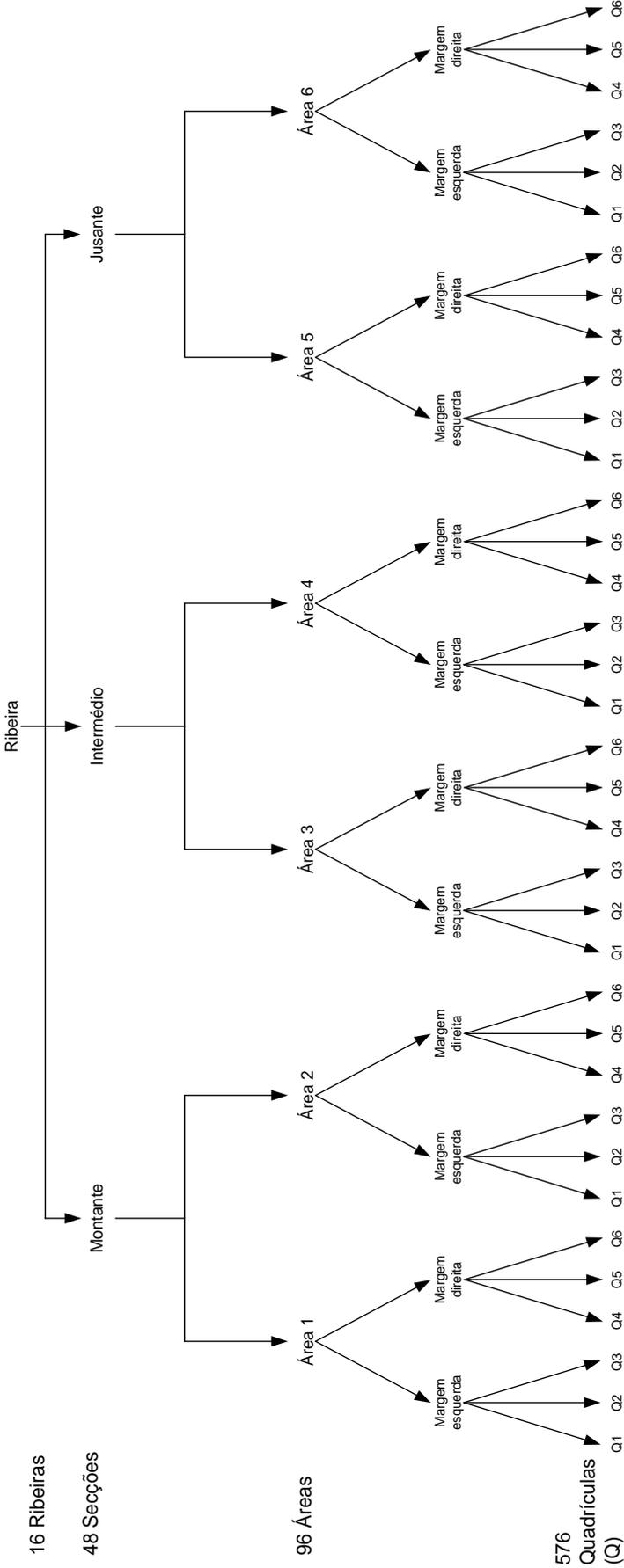


Figura 9. Esquema da metodologia utilizada, para cada um dos habitats, no estudo dos briófitos ripícolas da Ilha da Madeira.

A listagem das abreviaturas utilizadas para cada área e localização relativamente à secção de cada ribeira é apresentada na Tab. 2. Os detalhes relativos à localização de cada área, bem como respectivas datas de amostragem e colectores, são apresentados no anexo I.

Tabela 2. Lista de abreviaturas utilizadas para cada área e respectiva localização relativamente à ribeira e secção da ribeira.

Abreviatura da área	Ribeira	Secção	Abreviatura da área	Ribeira	Secção
BNT 1 - BNT 2		montante	SCR 1 - SCR 2		montante
BNT 3 - BNT 4	Ribeiro Bonito	intermédia	SCR 3 - SCR 4	Ribeira dos Socorridos	intermédia
BNT 5 - BNT 6		jusante	SCR 5 - SCR 6		jusante
BRV 1 - BRV 2		montante	SLZ 1 - SLZ 2		montante
BRV 3 - BRV 4	Ribeira Brava	intermédia	SLZ 3 - SLZ 4	Ribeira de Santa Lúzia	intermédia
BRV 5 - BRV 6		jusante	SLZ 5 - SLZ 6		jusante
CLH 1 - CLH 2		montante	SVC 1 - SVC 2		montante
CLH 3 - CLH 4	Ribeira da Calheta	intermédia	SVC 3 - SVC 4	Ribeira de São Vicente	intermédia
CLH 5 - CLH 6		jusante	SVC 5 - SVC 6		jusante
CRZ 1 - CRZ 2		montante	SXL 1 - SXL 2		montante
CRZ 3 - CRZ 4	Ribeira da Cruz	intermédia	SXL 3 - SXL 4	Ribeira do Seixal	intermédia
CRZ 5 - CRZ 6		jusante	SXL 5 - SXL 6		jusante
FRN 1 - FRN 2		montante			
FRN 3 - FRN 4	Ribeira do Inferno	intermédia			
FRN 5 - FRN 6		jusante			
JNL 1 - JNL 2		montante			
JNL 3 - JNL 4	Ribeira da Janela	intermédia			
JNL 5 - JNL 6		jusante			
MCH 1 - MCH 2		montante			
MCH 3 - MCH 4	Ribeira de Machico	intermédia			
MCH 5 - MCH 6		jusante			
MRN 1 - MRN 2		montante			
MRN 3 - MRN 4	Ribeira dos Marinheiros	intermédia			
MRN 5 - MRN 6		jusante			
MTD 1 - MTD 2		montante			
MTD 3 - MTD 4	Ribeira da Ametade	intermédia			
MTD 5 - MTD 6		jusante			
PNV 1 - PNV 2		montante			
PNV 3 - PNV 4	Ribeira do Porto Novo	intermédia			
PNV 5 - PNV 6		jusante			
PRC 1 - PRC 2		montante			
PRC 3 - PRC 4	Ribeira do Porco	intermédia			
PRC 5 - PRC 6		jusante			
PSL 1 - PSL 2		montante			
PSL 3 - PSL 4	Ribeira da Ponta do Sol	intermédia			
PSL 5 - PSL 6		jusante			



Figura 10. Esquema da metodologia utilizada em cada uma das áreas, no que respeita ao habitat submerso, no estudo dos briófitos ripícolas da Ilha da Madeira. No caso do habitat imerso, a metodologia é semelhante, mas com as quadrículas submersas.

3.2. Determinação dos taxa e respectivo estatuto de ameaça

A determinação dos taxa foi efectuada em laboratório mediante recurso a floras actuais e trabalhos de revisão, bem como através da comparação com material herborizado no herbário do Museu Nacional de História Natural - Jardim Botânico (LISU), Jardim Botânico da Madeira (MADM) e Museu Nacional de História Natural da Suécia (S). Devido à dificuldade na determinação da identidade de algumas espécies, em particular algumas amostras foram revistas/confirmadas por especialistas Europeus, nomeadamente Aida Brugeman-Nannenga (*Fissidens* Hedw.), David Holyoak (*Bryum* Hedw. e *Pohlia* Hedw.), Jiří Váňa (*Jungermannia* L.) e Lars Hedenäs (musgos pleurocárpicos). Os duplicados do material colhido e determinado no decurso do presente trabalho encontram-se herborizados no Herbário do Museu Nacional de História Natural - Jardim Botânico (LISU).

A nomenclatura seguida neste trabalho está de acordo com Grolle & Long (2000) para hepáticas e antocerotas, e de acordo com Hill *et al.* (2006) para os musgos, com excepção do taxon *Isothecium prolixum* (Mitt.) Stech, Sim-Sim, Tangney & D.Quandt, cuja nomenclatura se encontra de acordo com Stech *et al.* (2008).

A determinação do estado de ameaça dos taxa, para a Ilha da Madeira, seguiu Luís, Vána & Sim-Sim, (2007), Luís *et al.* (2008), Sim-Sim *et al.* (2008), Luís *et al.* (2009) e Luís & Sim-Sim (2009), de acordo com as categorias da União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN). Para a Península Ibérica seguiu-se Sérgio *et al.* (2006a), para a Europa (ECCB 1995, 2009, Söderström *et al.* 2002) e a nível mundial (IUCN 2009). Consideraram-se como ameaçados os taxa que pertencem às categorias de ameaçados e vulneráveis, bem como os classificados como ‘dados insuficientes’, que correspondem a taxa recentemente descobertos para a Madeira.

3.3. Determinação dos parâmetros de caracterização da área de estudo

De forma a obter uma caracterização da área de estudo, a distintas escalas, foram utilizadas diversas fontes de informação (Tab. 3). Assim, paralelamente à amostragem da brioflora, efectuou-se uma caracterização da área de estudo por consulta de literatura, bem como *in situ*, e recolha de dados para posterior análise em laboratório, no caso das variáveis relativas à físico-química da água.

Os dados referentes à climatologia foram obtidos no Instituto de Meteorologia, e compreendem informações relativas a valores médios, máximos e mínimos anuais e por estação (Verão e Inverno), das temperaturas e precipitações, bem como do número de dias nos quais se verificaram determinados valores, anualmente e por estação do ano (Tab. 3).

Consideraram-se diversos parâmetros na caracterização da estrutura da ribeira, nomeadamente a nível paisagístico, ou seja, a forma do vale onde corre, a exposição a que se encontra direcionado. Quantificaram-se também as dimensões (altura, largura e profundidade) e caudais em dois períodos distintos do ano, nomeadamente no Verão (período de caudal mínimo) e Inverno (caudal máximo). Efectou-se uma caracterização das margens (sustrato, erosão), bem como dos sedimentos acumulados no leito, nomeadamente a sua forma e dimensões, e finalmente da intervenção a que a ribeira se encontra sujeita, relacionado sobretudo com o impacto humano.

A vegetação envolvente foi caracterizada no que respeita aos principais agrupamentos de vegetação vascular, de acordo com Capelo *et al.* (2004), tendo-se procedido igualmente a uma caracterização da cobertura dos distintos estratos de vegetação, nomeadamente arbóreo, arbustivo e herbáceo e cobertura de briófitos e líquenes nas margens.

Tabela 3. Variáveis ambientais utilizadas na caracterização da área de estudo.

Descrição	Tipo de dados	Número de classes	Fonte
Climatologia			
Altitude (m)	contínuos	-	PRAM, 2005
Temperatura média anual, °C (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Temperatura média (°C), nos meses de Verão, em Junho, Julho e Agosto (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Temperatura média (°C), nos meses de Inverno, em Dezembro, Janeiro, Fevereiro (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Média da temperatura máxima do ar (°C), nos meses de Verão, em Junho, Julho e Agosto (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Média da temperatura mínima (°C), nos meses de Inverno, em Dezembro, Janeiro e Fevereiro (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Número de dias com temperatura máxima superior a 25°C (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Número de dias com temperatura máxima superior a 25°C nos meses de Verão, em Junho, Julho e Agosto (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Número de dias com temperatura mínima superior a 20°C nos meses de Verão, em Junho, Julho e Agosto (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Número de dias anual com temperatura mínima inferior a 0°C (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Número de dias anual com precipitação superior a 0.1 mm (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Precipitação total anual, mm (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Número de dias anual com precipitação superior a 100 mm (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Precipitação total (mm), nos meses de Inverno, em Dezembro, Janeiro e Fevereiro (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
Precipitação total (mm), nos meses de Verão em Junho, Julho e Agosto (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia

Tabela 3. (cont.)

Descrição	Tipo de dados	Número de classes	Fonte
<u>Estrutura da ribeira</u>			
Abertura do vale: v. aberto, v. encaixado	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
Alteração das margens: naturais, alteradas	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
Altura das margens (cm)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Caudal máximo (l/s), determinado no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Caudal mínimo (l/s), determinado no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Declive das margens da ribeira: nulo a fraco (0-25%), mediano (25-50%), forte (40-75%)	ordinais	3 classes	<i>in situ</i>
Erosão nas margens: ausente, moderada, elevada	ordinais	3 classes	<i>in situ</i>
Estabilidade das margens: estável, alguma instabilidade, muito instável	nominais	3 classes	<i>in situ</i>
Exposição em relação a Este: seno do azimute	contínuos	-	PRAM, 2005
Exposição em relação a Norte: coseno do azimute	contínuos	-	PRAM, 2005
Forma do sedimento no leito: angulosa, irregular, rolado	nominais	3 classes	<i>in situ</i>
Intervenção: sem impacto humano, impacto humano reduzido (caminhos pedestres, algum corte da vegetação), impacto humano elevado (estradas, cortes na água, agricultura), galeria ripícola reduzida ou ausente	nominais	4 classes	<i>in situ</i>
Largura máxima das margens (m)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Largura mínima das margens (m), determinada no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Luminosidade: sombrio, com alguma luz, muito exposto	ordinais	3 classes	<i>in situ</i>
Margens rochosas: amostragem de briófitos em rocha	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
Margens terrícolas: amostragem de briófitos em solo	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
Percentagem de areia no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
Percentagem de argila no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
Percentagem de blocos no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
Percentagem de pedras no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
Profundidade mínima da ribeira (m), determinada no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Tipo de solo dominante: gravilha, húmus, arenoso, argiloso	nominais	4 classes	<i>in situ</i>
Turbulência das águas: mínima, média, elevada	nominais	3 classes	<i>in situ</i>
<u>Vegetação envolvente</u>			<i>in situ</i>
Vegetação ripária: arbórea, arbustiva, herbácea	nominais	3 classes	
Estrato arbustivo (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
Estrato arbóreo (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
Estrato herbáceo (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
Cobertura de briófitos (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
cobertura de pteridófitos (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
Vegetação envolvente de Laurissilva do Barbusano (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>
Vegetação envolvente de Laurissilva do Til (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	3 classes	<i>in situ</i>
Vegetação envolvente de Salgueiral (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>
Vegetação envolvente Urzal de altitude (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>

Tabela 3. (cont.)

Descrição	Tipo de dados	Número de classes	Fonte
Parâmetros físico-químicos da água			
Carência bioquímica de oxigénio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Carência bioquímica de oxigénio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de amónia (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de amónia (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cádmio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cádmio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cálcio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cálcio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de chumbo (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de chumbo (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cloretos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cloretos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cobre (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de cobre (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de ferro (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de ferro (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de fosfatos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de fosfatos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de magnésio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de magnésio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de nitratos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de nitratos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de nitritos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de nitritos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de potássio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de potássio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de sódio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de sódio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de zinco (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Concentração de zinco (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Oxigénio dissolvido (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Oxigénio dissolvido (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Sólidos em suspensão, no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Sólidos em suspensão, no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
Valores de pH, no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
Valores de pH, no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório

Os parâmetros físico-químicos foram amostrados em dois períodos distintos: de caudal mínimo (Abril – Junho; fase, em que foram efectuados os estudos florísticos) e de caudal máximo (Novembro-Dezembro, no ano correspondente ao estudo florístico das áreas em questão). Desta forma, a amostragem dos parâmetros físico-químicos foi efectuada nos dois períodos em que os parâmetros físico-químicos da água são mais distintos, e podem ser influenciados por factores distintos, nomeadamente o clima, regime hidrológico, vegetação envolvente, erosão das margens, constituindo, desta forma, situações independentes. Por exemplo, áreas com as mesmas características em termos de parâmetros físico-químicos da água no Verão, altura em que o caudal tem reduzida turbulência, podem apresentar os referidos parâmetros distintos no período de Inverno (maior turbulência). Este facto pode dever-se a ambas as áreas apresentarem características distintas como a erosão das margens, vegetação envolvente, entre outros, que condiciona, por exemplo, a concentração de partículas em suspensão. O mesmo se pode verificar em relação às áreas com parâmetros físico-químicos de Inverno semelhantes, sobretudo em áreas com valores elevados de caudal (baixa concentração de elementos dissolvidos), e que são distintas no período de Verão, altura em que o caudal pode ser distinto entre as ambas as áreas e como tal a concentração de substâncias.

Efectuaram-se amostragens nos parâmetros físico-químicos em dois períodos distintos: de caudal mínimo (Abril – Junho; fase, em que foram efectuados os estudos florísticos) e de caudal máximo (Novembro-Dezembro do ano correspondente ao estudo florístico das áreas em questão). A amostragem foi efectuada numa área, por cada secção, em cada uma das ribeiras amostradas: a montante (ou nascente), zona intermédia e a jusante (ou foz), resultando num total de 27 locais, amostrados aproximadamente no mesmo período. Foram determinados *in situ* os seguintes parâmetros: pH (Lovibond, PC Checkit pH), condutividade (WTW cond 330i), temperatura (WTW cond 330i), sólidos em suspensão (WTW cond 330i), oxigénio dissolvido (WTW oxi 330i) e caudal. As amostras de água para análise em laboratório foram colocadas em frascos de polietileno estéreis e conservadas numa mala térmica, ou seja, a frio, durante o transporte. Os parâmetros que poderiam sofrer alteração rápida de concentração, nomeadamente por degradação ou reacção com outras substâncias, foram analisados em laboratório da Estação de Tratamento de Águas Residuais de Santa Quitéria, na Ilha da Madeira, no próprio dia em que foi efectuada a colheita, nomeadamente, o alumínio (Lovibond, PC Checkit Al), amónia (WTW modelo 14739), cloretos (WTW modelo 14897), fosfatos (WTW modelo 14848), nitratos (WTW modelo 09713), nitritos (WTW modelo

14776) e sulfatos (WTW modelo 14548). Os referidos parâmetros foram analisados por métodos colorimétricos utilizando o fotómetro Photolab S12A, com excepção do alumínio, em que se utilizou o equipamento Lovibond, PC Checkit Al. Foi ainda analisada a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), pelo Laboratório Regional de Controlo da Qualidade (IGA). As amostras para análise de catiões foram congeladas, e posteriormente analisadas, no laboratório do Jardim Botânico- Museu Nacional de História Natural, por Espectrometria de Absorção Atómica (EAA) de câmara de grafite (GBC 932 Plus, Austrália) no caso dos elementos cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na), por EAA de chama (Varian Techtron AA59, Austrália), no caso dos elementos cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb), ferro (Fe) e zinco (Zn) e finalmente o mercúrio (Hg) por EAA associada à técnica de vapor frio (Varian VGA77, Austrália).

3.4. Análise estatística da riqueza e composição florística dos briófitos ripícolas

A análise estatística das comunidades ripícolas da Ilha da Madeira foi efectuada mediante recurso a diversos métodos estatísticos, nomeadamente análise univariada e multivariada, nas quais se incluíram distintas análises. Resumiram-se os principais objectivos propostos, de uma forma abreviada, e respectivas abordagens estatísticas utilizadas e programas na Tab. 4. Na referida tabela apresenta-se a constituição das matrizes utilizadas, ainda que seja importante salientar que, na generalidade das análises, se efectuou uma selecção dos conteúdos presentes nas matrizes, dependendo dos objectivos pretendidos, bem como do método utilizado. Assim, nos itens seguintes enquadram-se as razões para a aplicação de cada uma das análises, no âmbito dos objectivos que se pretendem atingir, bem como uma descrição dos fundamentos de cada uma delas e detalhes completos da metodologia aplicada.

3.4.1. Estudo dos padrões de riqueza florística da brioflora ripícola

Com o intuito de analisar o padrão de biodiversidade das comunidades ripícolas da Ilha da Madeira determinou-se o número total de taxa para cada uma das áreas estudadas (média das seis quadrículas), para cada um dos habitats, imerso e sub-imerso.

De forma a analisar a distribuição da riqueza florística na totalidade das áreas amostradas, ou seja, ao longo da Ilha da Madeira, procedeu-se à projecção dos valores de riqueza florística, em cada uma das secções das ribeiras, separadamente para cada um dos habitats, imerso e sub-imerso, através do software ArchGis 9.2 (ESRI 2005).

Tabela 4. Resumo dos métodos estatísticos utilizados na análise dos padrões de riqueza e composição florística da brioflora ripícola da Ilha da Madeira. Dados ambientais: A1- variáveis ambientais por área de estudo; A2- relativas à estrutura da ribeira; A3- relativas à vegetação envolvente; A4- relativas aos parâmetros físico-químicos da água; Dados referentes Classificação Ascendente Hierárquica (CAH): C- grupo em que área de estudo se inclui como resultado da CAH; Dados florísticos: F- número de famílias por área de estudo; G- número de géneros por área de estudo; T1- número de taxa por área de estudo, na totalidade das seis quadrículas; T2- por secção, montante, intermédio e jusante, T3- por ribeira; T4- cobertura média de cada taxa, ou seja, a média da cobertura de cada taxa nas seis quadrículas amostradas em cada área por área de estudo.

Objectivo geral	Métodos de análise	Matrizes de dados	Programas
Estudo dos padrões de riqueza florística (item 3.4.1)	Análise de Variância (ANOVA)	T1	R v. 2.6
	Análise da Partição da Biodiversidade	T1, T2, T3	Excel XP
Estudo da composição florística da brioflora ripícola (item 3.4.2)	Análise univariada dos dados obtidos	A1, A2, A3, A4, F, G, T1, T2, T3, T4	Excel XP, R v. 2.6, Andad 7.10
	Análise de Escalamento Multidimensional Não Métrica (NMDS)	T4	PC-ORD v. 4.25
	Classificação Ascendente Hierárquica (CAH)	T4	PC-ORD v. 4.25
	Análise de Valor Indicador (IndVal)	C, T4	PC-ORD v. 4.25
	Análise de Correspondências Rectificada (DCA)	T4	CANOCO v. 4.5
	Análise de Correspondências Canónica (CCA)	A1, T4	CANOCO v. 4.5
	Análise da Partição da Variância	T4, A1, A2, A3, A4	CANOCO v. 4.5
Determinação de preditores de biodiversidade (item 3.4.3)	Correlação de Pearson	F, G, T1	R v. 2.6
	Análise de Componentes principais (PCA)	A1, A2, A3, A4	PC-ORD v. 4.25
	Regressão Múltipla	A1, A2, A3, A4	R v. 2.6
Efeito dos parâmetros físico-químicos da água na composição das comunidades (item 3.4.4)	Análise de Correspondências Rectificada (DCA)	T4	CANOCO v. 4.5
	Análise de Correspondências Canónica (CCA)	T4, A4, A5, A6	CANOCO v. 4.5
	Análise da Partição da Variância	T4, A4, A5, A7	CANOCO v. 4.5
	Análise de Valor Indicador (IndVal)	T4, A4	PC-ORD v. 4.25

3.4.1.1. Análise de Variância (ANOVA)

Com o objectivo de testar o efeito do habitat (imerso vs. sub-imerso), exposição na Ilha (vertentes Norte vs Sul), secção da ribeira (montante, intermédio, jusante), e efeitos combinados destes parâmetros na riqueza florística, de cada área, para a totalidade das 96 áreas, efectuou-se uma Análise de Variância (ANOVA multifactorial). Os níveis aleatórios considerados no modelo foram: ribeira, secção, área e secção intra ribeira, bem como quadrículas dentro de cada área, secção e ribeira.

Este tipo de análise é utilizado para testar diferenças entre as médias de duas ou mais amostras, através da comparação das variâncias dentro dos grupos e entre os grupos. Neste caso testa-se a hipótese nula, que é rejeitada quando a variação da variável de resposta (número de taxa), não é atribuída à variação dentro do grupo, mas resulta da intervenção dos parâmetros analisados. Ou seja, testa-se se as médias da amostra estudada (número de taxa)

resulta de amostragem ‘ao acaso’ dessa mesma população, ou se por outro lado existe uma evidência suficiente para concluir que o factor que afectou cada grupo separadamente resultou na alteração dessas médias, o suficiente para que já não pudessem ser consideradas amostras da mesma população (Sokal & Rohlf 1995).

Os pressupostos da análise ANOVA foram verificados, nomeadamente a homogeneidade das variâncias e distribuição normal dos erros, através da análise dos gráficos de distribuição dos resíduos e dos resíduos versus os valores ajustados, de forma a cumprir todos os pressupostos estatísticos da análise (Crawley 2005). A análise ANOVA foi efectuada utilizando a biblioteca ‘nlme’ do programa R, versão 2.6.0 (R Development Core Team 2003).

O efeito dos parâmetros referidos foi testado para o número total de taxa, número de taxa pertencendo a cada grupo taxonómico, musgos e hepáticas (incl. antocerotas) bem como número de taxa com estatuto de ameaça para a Ilha da Madeira (Tab. 4).

3.4.1.2. Análise da Partição da Biodiversidade

De forma a quantificar os aspectos espaciais da biodiversidade recorreu-se ao método de Análise da Partição da Diversidade (Lande 1996, Veech *et al.* 2002).

De acordo com esta aproximação, considera-se que a biodiversidade total pode ser dividida em componentes aditivos dentro das comunidades (α) e entre as mesmas (β) (Tab. 5, Fig. 11). A biodiversidade total das comunidades ripícolas da Ilha (γ), resulta da riqueza média dentro de cada área amostrada ($\alpha_{\text{área}}$), riqueza média entre áreas ($\beta_{\text{área}}$), riqueza média entre secções ($\beta_{\text{secção}}$) e riqueza média entre ribeiras (β_{ribeira}). A riqueza média dentro das secções ($\alpha_{\text{secção}}$) consiste na riqueza média dentro de cada área ($\alpha_{\text{área}}$) e riqueza média entre áreas ($\beta_{\text{área}}$).

Por sua vez, a riqueza média dentro das ribeiras (α_{ribeira}) é composta pela adição da riqueza média dentro de cada área ($\alpha_{\text{área}}$), riqueza média entre áreas ($\beta_{\text{área}}$) e riqueza média entre secções ($\beta_{\text{secção}}$). Finalmente, a riqueza dentro da Ilha (γ), corresponde à soma da riqueza média dentro de cada área ($\alpha_{\text{área}}$), riqueza média entre áreas ($\beta_{\text{área}}$), riqueza média entre secções ($\beta_{\text{secção}}$) e riqueza média entre ribeiras (β_{ribeira}).

A metodologia da Análise da Partição da Diversidade foi aplicada ao número total de taxa, número de taxa comuns (ocorrência superior a 25% das áreas) e infrequentes (ocorrência inferior a 5% das áreas), número de taxa pertencentes ao grupo taxonómico dos musgos e

hepáticas (incl. antocerotas) e número de taxa com estatuto de ameaça para a Ilha da Madeira (Tab. 4). Efectuaram-se análises separadas, para cada um dos habitats, sub-imerso e imerso.

Tabela 5. Resumo dos conceitos da Análise da Partição da Diversidade.

Componentes da escala	Diversidade dentro da comunidade	Diversidade entre unidades de amostragem
Área	Intra áreas ($\alpha_{\text{área}}$) (diversidade média das 96 áreas)	
Secção	Intra secções ($\alpha_{\text{secção}}$) (diversidade média das 48 secções)	Entre áreas ($\beta_{\text{área}}$) $\beta_{\text{área}} = \alpha_{\text{secção}} - \alpha_{\text{área}}$
Ribeira	Intra ribeiras (α_{ribeira}) (diversidade media das 16 ribeiras)	Entre secções ($\beta_{\text{secção}}$) $\beta_{\text{secção}} = \alpha_{\text{ribeira}} - \alpha_{\text{secção}}$
Ilha	Intra ecossistemas ripícolas (γ_{total}) (diversidade dentro da Ilha)	Entre ribeiras (β_{ribeira}) $\beta_{\text{ribeira}} = \gamma_{\text{total}} - \alpha_{\text{ribeira}}$

Diversidade total (γ_{total}) = $\alpha_{\text{área}}$ + $\beta_{\text{área}}$ + $\beta_{\text{secção}}$ + β_{ribeira}

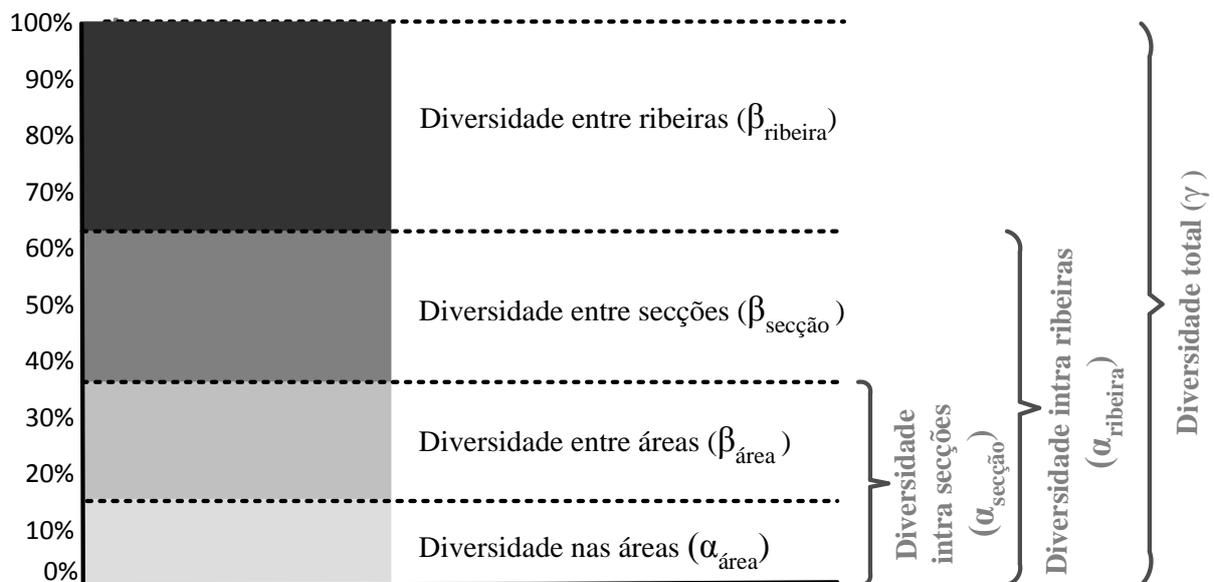


Figura 11. Estrutura esquemática da Análise da Partição da Diversidade.

3.4.2. Estudo da composição florística da brioflora ripícola

No presente item incidiu-se na análise das comunidades de briófitos ripícolas com base quer na análise indirecta de gradientes quer na análise directa de gradientes.

3.4.2.1. Análise indirecta de gradientes

Com o intuito de analisar de que forma a composição florística de briófitos reflecte um agrupamento das áreas de estudo, utilizou-se uma Classificação Ascendente Hierárquica (CAH), bem como uma Análise Escalamto Multidimensional Não Métrico (NMDS), esta com vista a confirmar os grupos obtidos na análise anterior. Procedeu-se igualmente a uma análise de Valor indicador, IndVal, de forma a determinar a ocorrência de taxa significativamente relacionados com os agrupamentos obtidos como resultado da análise CAH.

A Classificação Ascendente Hierárquica (CAH) constitui uma metodologia que combina objectos próximos em grupos (ou *clusters*), que podem ser visualizados num diagrama ramificado, designado por dendrograma.

Os métodos de Classificação Ascendente Hierárquica começam com objectos individuais, juntando-os e posteriormente juntando objectos e grupos de objectos. A maioria dos algoritmos utilizados na CAH começa por calcular uma matriz de semelhança ou dissemelhança entre pares de objectos (Quinn & Kough 2002, McCune & Grace 2002).

Na representação gráfica da CAH, dendrograma, é possível visualizar as ligações entre os objectos e grupos de objectos considerando que os segmentos representam os comprimentos das linha a representar as dissemelhanças entre eles (Quinn & Kough 2002).

De forma a determinar as espécies indicadoras que discriminem significativamente cada habitat, utilizou-se uma Análise de Valor indicador, IndVal (Dufrêne & Legendre 1997). Este método foi desenvolvido por Dufrêne & Legendre (1997) e representa uma forma simples de determinar as espécies indicadoras para grupos de locais. Esta análise combina a informação referente à abundância relativa de determinada espécie num grupo em particular, com o grau de ocorrência nesse grupo em particular. Assim, o valor máximo é obtido quando os indivíduos de uma espécie são encontrados num único grupo de locais ocorrendo em todos os locais desse grupo (Dufrêne & Legendre 1997).

O valor indicador (IndVal) é calculado da seguinte forma:

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

sendo $A_{ij} = N_{\text{indivíduos}_{ij}} / N_{\text{indivíduos}_i}$ e $B_{ij} = N_{\text{locais}_{ij}} / N_{\text{locais}_j}$.

Para cada espécie i num conjunto de locais j , calcula-se o produto de A_{ij} com B_{ij} . A_{ij} representa a abundância média da espécie i nos locais do grupo j em relação a todos os grupos do estudo, sendo uma medida de especificidade (Dufrene & Legendre, 1997). Este valor é máximo quando a espécie i apenas está presente no grupo j . Por outro lado, B_{ij} representa a frequência relativa de ocorrência da espécie i nos locais do grupo j , sendo uma medida de fidelidade. Neste caso, B_{ij} é máximo quando a espécie i está presente em todos os locais do grupo j . Os parâmetros A_{ij} e B_{ij} são combinados num produto uma vez que representam informações independentes acerca da distribuição das espécies. O seu valor final é apresentado em percentagem.

O Valor Indicador de uma espécie j para a tipologia de locais constitui o maior valor de IndVal observado em todos os grupos k dessa tipologia:

$$\text{IndVal}_j = \max[\text{INDVAL}_{k,j}]$$

O Valor Indicador é máximo (100%) quando todos os indivíduos da espécie j são observados em todos os locais pertencendo a um único grupo (Dufrene & Legendre 1997). O procedimento de realocação aleatória de locais entre os grupos de locais é utilizado com a finalidade de testar a significância deste índice.

Uma vez que é baseado nas abundâncias dentro da mesma espécie e comparações de ocorrências, o Valor Indicador (IndVal) não é afectado pelas abundâncias de outras espécies (McCune & Grace 2002). Desta forma, podem ser efectuadas comparações entre taxa não relacionados taxonomicamente, de diferentes grupos funcionais ou pertencentes a comunidades distintas. Esta análise pode ser calculada para qualquer partição de locais, ou para todos os níveis de uma classificação hierárquica de locais.

De forma a validar os grupos obtidos aquando da Classificação Ascendente Hierárquica procedeu-se a uma Análise de Escalamto Multidimensional Não Métrico, NMDS, é uma técnica exploratória utilizada para visualizar proximidades, num reduzido espaço dimensional (geralmente um plano), tentando conservar o mais possível as suas distâncias originais. A interpretação das dimensões pode conduzir a uma compreensão dos processos subjacentes à

proximidade observada entre entidades, sendo também possível incorporar diferenças entre indivíduos ou grupos na solução (McCune & Grace 2002).

A NMDS baseia-se na iteração das melhores posições das n entidades em k dimensões, ou seja, eixos, de forma a minimizar o *Stress* de uma configuração com k dimensões (Lepš & Šmilauer 2006). Os cálculos são baseados numa matriz de distâncias $n \times n$, calculada a partir de uma matriz $n \times p$ dimensões, em que n corresponde ao número de linhas (entidades) e p ao número de colunas (atributos) na matriz de dados. O termo *Stress* indica a proporção da variância das disparidades não explicada pelo modelo de NMDS, ou seja, a ausência de ajuste entre as distâncias no espaço original, a p dimensões, e a distância no espaço reduzido de ordenação, a k dimensões (Lepš & Šmilauer 2006).

A fórmula da medida de *Stress* pode ser descrita como:

$$Stress = \sum [d_{ij} - f(\delta_{ij})]^2$$

onde d_{ij} corresponde à distância entre as n unidades no diagrama de ordenação, δ_{ij} à distância entre as n unidades na matriz de distâncias originais, calculada a partir dos dados, e a função f corresponde à transformação monótona não métrica (Lepš & Šmilauer 2006). Quando mais reduzido o valor do *Stress*, melhor a correspondência entre ambas as distâncias (McCune & Grace 2002). De acordo com alguns autores, os valores de *Stress* superiores a 30% indicam que a configuração resulta de uma arbitrariedade, não sendo, desta forma recomendada a interpretação das configurações. Desta forma, a interpretação será possível considerando valores de *Stress* 20% e idealmente 10% (McCune & Grace 2002).

O algoritmo da Análise de Escalamento Multidimensional Não Métrico, consiste numa mistura de combinações dos objectos, de forma a minimizar o *Stress*, sendo necessariamente iterativo e a sua convergência depende da configuração inicial (Lepš & Šmilauer 2006). De forma a confirmar se se atingiu o mínimo global, é necessário testar várias configurações iniciais. Uma forma de reduzir o valor de *Stress* é aumentando o número de dimensões no escalamento. No entanto, à medida que se aumenta o número de dimensões, aumenta igualmente a dificuldade de interpretação da configuração final (Legendre & Legendre 1998, McCune & Grace 2002).

De acordo com Clarke (1993) e Kenkel & Orlóci (1996) a NMDS representa uma análise muito versátil, podendo ser utilizada qualquer medida de dissimilaridade entre objectos

baseada em variáveis contínuas, binárias e mistas, em praticamente qualquer combinação de transformação e standardização. No que respeita a dados ecológicos é uma das mais robustas análises para relações não lineares de abundâncias de espécies em unidades de amostragem ao longo de longos gradientes ecológicos, que podem resultar em efeitos em arco ‘enganadores’ de segunda ou maior dimensão com utilização de outros métodos (Clarke 1993, Kenkel & Orlóci 1996). Esta análise apresenta vantagens em relação aos métodos baseados em valores próprios, uma vez que não maximiza a variabilidade associada às amostras individuais na ordenação, em que os eixos arbitrários podem ser rodados ou invertidos (Clarke 1993, Kenkel & Orlóci 1996).

3.4.2.1.1. Análise simultânea dos habitats imerso e sub-imerso

Pretendeu-se, neste item, analisar em conjunto os dados referentes ao habitat imerso e sub-imerso, com vista a compreender de que forma as comunidades de briófitos são distintas e se consequentemente devem ser estudadas em conjunto ou separadamente. Com este propósito, procedeu-se a uma Análise de Escalamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).

No presente estudo, efectuaram-se primeiramente, ordenações preliminares utilizando configurações iniciais aleatórias, com um critério de estabilidade de 0.0005, 10 iterações iniciais com dados reais, e utilizando o índice de similaridade de Sørensen como medida de distância. Utilizou-se o teste de Monte Carlo (20 iterações aleatórias), e a medida de stress para avaliar a dimensionalidade das ordenações. A medida de *Stress* representa a relação entre as distâncias na matriz original e as distâncias no espaço de ordenação reduzido. A medida de *Stress* varia entre 0 e 100, considerando-se para análise apenas soluções com valores baixos (<20) (PC-Ord versão 4.21, McCune & Mefford 1999). O resultado da ordenação preliminar determinou que a solução de 3 dimensões é a mais adequada, apresentando valor de *Stress* reduzido (<20) e comprovado pelo teste de Monte Carlo ($p < 0.05$).

Após ordenação com diversas medidas de distância de dissimilaridade, optou-se por utilizar a distância de Sørensen (ou Bray & Curtis), uma vez que constitui uma medida adequada para utilizar tanto em dados quantitativos como qualitativos (McCune & Grace 2002). De acordo com os referidos autores, esta distância retém sensibilidade a conjuntos de dados heterogéneos, não dando muito peso a valores externos (*outliers*) comparativamente com outras medidas de distância tendo-se verificado a mais frequente e útil na interpretação de dados ecológicos.

As ordenações finais foram efectuadas a 3 dimensões, utilizando 20 configurações iniciais, 1000 interacções para cada, utilizando o índice de similaridade de Sørensen como medida de distância. A análise foi realizada utilizando valores de abundância relativa dos taxa em cada área (Tab. 4), ou seja, média da cobertura de cada taxa pelas seis quadrículas em cada habitat (imerso e sub-imerso), após exclusão das espécies raras (frequência inferior a 5% das áreas, ou seja 5 áreas) e dos locais sem taxa (verificado apenas no habitat imerso). A exclusão de taxa raros, permite reduzir o volume do ruído no conjunto de dados, promovendo a detecção de afinidades entre a composição da comunidade (McCune & Grace 2002). A análise NMDS foi efectuada utilizando o programa PC-ORD, versão 4.21 (McCune & Mefford 1999).

Com vista a testar as diferenças entre o habitat imerso e sub-imerso, resultantes da análise NMDS, realizou-se um teste de Wilcoxon. Este teste não-paramétrico é apropriado para dados que não apresentam uma distribuição normal, como é o caso em estudo (Crawley 2005). Assim, efectuou-se um teste de Wilcoxon sobre as coordenadas obtidas na análise de NMDS para cada área, e em cada tipo de habitat, utilizando o programa R.2.6.0 (R Development Core Team 2003).

De forma a determinar as espécies indicadoras que discriminem significativamente cada tipo de habitat, utilizou-se uma Análise de Valor indicador, IndVal (Dufrene & Legendre 1997). Para cada habitat (imerso e sub-imerso) foi calculado o índice de valor indicador (IndVal) referente a cada um dos taxa. A significância dos valores indicadores foi avaliada pelo teste de Monte Carlo (1000 permutações). A análise IndVal foi efectuada utilizando o programa PC-ORD versão 4.25 (McCune & Mefford 1999).

3.4.2.1.2. Análise isolada dos habitats imerso e sub-imerso

Uma vez que os dois habitats estudados apresentam uma composição de comunidades distinta procedeu-se a uma Classificação Ascendente Hierárquica (CAH), com vista a identificar os principais agrupamentos que ocorrem nos locais estudados.

A Classificação Ascendente Hierárquica efectuada no âmbito do presente item, utilizou uma matriz com os dados de cobertura média dos taxa por cada área de estudo (média das seis quadrículas) (Tab. 4). Foram efectuadas análises separadas para o habitat imerso e sub-imerso e excluíram-se os taxa raros, ou seja, com ocorrência inferior a 5% das áreas (5 áreas). A matriz é desta forma constituída por 96 áreas e 93 taxa, para o habitat sub-imerso e 72 áreas e 16 taxa para o habitat imerso.

Como forma de agrupamento utilizou-se o método das médias (UPGMA), em que a as diferenças entre dois agrupamentos é dada pela média de todas as diferenças entre todas as combinações possíveis entre dois objectos, sendo um de cada agrupamento (Quinn & Kough 2002, McCune & Grace 2002). Neste método, todos os objectos apresentam o mesmo peso quando processados. A semelhança, ou matriz de distância é actualizada e reduzida em tamanho ao longo da aglomeração. Uma vez que atribui igual peso às semelhanças originais, o referido método assume que os objectos de cada grupo formam uma amostra representativa dos grupos correspondentes, constituídos por maior número de objectos, na população em estudo. Por esta razão, este método deve ser utilizado em ligação com processos de amostragem sistemáticos ou aleatórios se os resultados pretendem ser extrapolados em relação a uma dada população (Quinn & Kough 2002, McCune & Grace 2002). Utilizou-se a distância de Sørensen (Bray-Curtis), que tal como referido no item 3.4.2.1.1. é uma medida que retém sensibilidade a conjuntos de dados heterogêneos (McCune & Grace 2002).

Aplicou-se uma análise IndVal aos dados resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, sendo de referir que este método pode funcionar como um dos critérios na determinação do nível de corte da Classificação Ascendente Hierárquica (Dufrêne & Legendre 1997). Os autores referidos sugerem a utilização da soma dos valores indicadores para cada nível de aglomeração como critério para determinação do nível de corte a utilizar.

Para cada grupo, resultante da Classificação Ascendente Hierárquica, foi calculado o índice de valor indicador (INDVAL) para cada um dos taxa e para cada habitat (imerso e sub-imerso). A significância dos valores indicadores foi testada contra os valores derivados a partir dos dados aleatórios, teste de Monte Carlo (1000 permutações). A análise IndVal foi efectuada utilizando o programa PC-ORD versão 4.25 (McCune & Mefford 1999).

Utilizando os mesmos dados da Classificação Ascendente Hierárquica realizou-se uma análise NMDS para o habitat sub-imerso e imerso. O procedimento foi semelhante ao descrito para a análise conjunta dos dois habitats, ou seja, iniciou-se com uma análise preliminar, que apontou a solução de 3 dimensões a mais adequada para esta análise, utilizando 20 configurações iniciais, 1000 interações para cada, e o índice de similaridade de Sørensen como medida de distância. O diagrama de ordenação foi examinado em relação aos grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica separadamente para os habitats considerados (imerso e sub-imerso). A análise NMDS foi efectuada utilizando o programa PC-ORD, versão 4.25 (McCune & Mefford 1999).

3.4.2.2. Análise directa de gradientes

Neste item pretendeu-se investigar quais os parâmetros ambientais que influenciam a composição florística de cada um dos habitats (imerso e sub-imerso). As variáveis ambientais consideradas nesta análise (Tab. 6), resultaram de uma análise prévia da totalidade das variáveis (Tab. 3), análise univariada (Tab. 4), quanto à sua correlação (baixa correlação entre variáveis e frequência das classes utilizadas (classes bem frequentadas). No caso das variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água, utilizaram-se variáveis relativas aos dois períodos de amostragem, após terem sido observada a independência entre as amostragens efectuadas no período de Verão e de Inverno e excluídas as variáveis com elevada correlação entre si (Anexo II). Desta forma, foi possível verificar que a maioria das variáveis relativas ao período de Verão e Inverno apresentam independência entre si, bem como entre as restantes variáveis analisadas. No caso das variáveis respeitantes à vegetação considerou-se como vegetação de Laurissilva *sensu lato*, ambas as associações de Laurissilva, nomeadamente, de Barbusano (*Semele androgyna-Apollonio barbujanae sigmetum*) e do Til (*Clethro arboreae-Ocoteo foetentis sigmetum*), como resultado do baixo número de áreas amostradas em Laurissilva do Barbusano. No caso das variáveis relativas ao caudal (CDLV, CDLI), variáveis climáticas e relativas à físico-química da água, efectuou-se uma transformação logarítmica de forma a obter-se uma melhor aproximação à normalidade nos dados. A exclusão de variáveis a partir do conjunto total das variáveis, deveu-se essencialmente a duas razões, nomeadamente elevada correlação entre variáveis e ausência ou raridade extrema nas áreas.

De forma a determinar qual o tipo de análise adequada aos dados em questão, efectuou-se uma análise indirecta, Análise de Correspondências Rectificada (DCA), com as coberturas médias dos taxa por área (dados não transformados), excluindo os taxa raros (com ocorrências inferiores a 5% das áreas) (Tab. 4). A DCA foi efectuada seleccionando as opções rectificação por segmentos e escala de Hill e a medida de comprimento do gradiente foi utilizada para avaliar a heterogeneidade dos dados, ou seja, a diversidade beta (McCune & Grace 2002). Um valor de gradiente elevado (superior a 4.0) significa que os dados são muito heterogéneos e que muitas espécies se desviam do modelo de resposta linear assumido para que se utilize um método linear, recomendando-se assim a utilização de métodos unimodais, como é o caso da Análise Canónica de Correspondências, CCA (Lepš & Šmilauer 2006). Uma vez que se obteve um comprimento do gradiente longo (>5) pela análise de DCA efectuada

separadamente para cada tipo de habitat, verificou-se que a análise CCA era a adequada para testar o efeito das variáveis em relação aos padrões de distribuição dos taxa.

Tabela 6. Variáveis ambientais utilizadas na análise directa de gradientes.

Abreviatura	Descrição	Tipo de dados	Número de classes	Fonte
<u>Climatologia</u>				
ALT	Altitude (m)	contínuos	-	PRAM, 2005
TMDANO	Temperatura média anual, °C (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
TMNDJF	Média da temperatura mínima (°C), nos meses de Inverno, em Dezembro, Janeiro e Fevereiro (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
TNDT25	Número de dias com temperatura máxima superior a 25°C (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
TNDV20	Número de dias com temperatura mínima superior a 20°C nos meses de Verão, em Junho, Julho e Agosto (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
PRCJJA	Precipitação total anual, mm (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
<u>Estrutura da ribeira</u>				
ALTMRG	Altura das margens (cm): <50, >50	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>
CDLI	Caudal máximo (l/s), determinado no Inverno (Dezembro - Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
CDLV	Caudal mínimo (l/s), determinado no Verão (Maio - Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
DECLV	Declive das margens da ribeira: nulo a fraco (0-25%), mediano (25-50%), forte (40-75%)	ordinais	3 classes	<i>in situ</i>
ENNESS	Exposição em relação a Este: seno do azimute	contínuos	-	<i>in situ</i>
ESTABL	Estabilidade das margens: estável, alguma instabilidade, muito instável	nominais	3 classes	<i>in situ</i>
LARMIN	Largura mínima das margens (m), determinada no Verão (Maio - Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
LARMRG	Largura das margens: <5, 5-10, >10	ordinais	3 classes	<i>in situ</i>
MARGEM	Alteração das margens: naturais, alteradas	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
NNESS	Exposição em relação a Norte: coseno do azimute	contínuos	-	<i>in situ</i>
PAREIA	Percentagem de areia no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
PARGL	Percentagem de argila no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
PBLOCO	Percentagem de blocos no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
PPEDRA	Percentagem de pedras no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
PRFMIN	Profundidade mínima da ribeira (m), determinada no Verão (Maio - Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
ROCHA	Margens rochosas: amostragem de briófitos em rocha	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
SDMNT	Forma do sedimento no leito: angulosa, irregular, rolado	nominais	3 classes	<i>in situ</i>
SOLO	Margens terrícolas: amostragem de briófitos em solo	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
TURB	Turbulência das águas: mínima, média, elevada	nominais	3 classes	<i>in situ</i>
VALBRT	Abertura do vale: v. aberto, v. encaixado	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
<u>Vegetação envolvente</u>				
ESTARB	Estrato arbustivo (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
ESTARV	Estrato arbóreo (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
ESTBRI	Estrato briófitos(%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
ESTHER	Estrato herbáceo (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
ESTPTE	Estrato de pteridófitos (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
VEGLAU	Vegetação envolvente de Laurissilva (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>
VEGSAL	Vegetação envolvente de Salgueiral (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>
VEGURZ	Vegetação envolvente Urzal de altitude (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>

Tabela 6 (cont.).

Abreviatura	Descrição	Tipo de dados	Número de classes	Fonte
<u>Parâmetros físico-químicos da água</u>				
CAI	Concentração de cálcio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CAV	Concentração de cálcio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CDI	Concentração de cádmio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CDV	Concentração de cádmio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CLI	Concentração de cloretos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CLV	Concentração de cloretos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CNDI	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
CNDV	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
CUI	Concentração de cobre (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CUV	Concentração de cobre (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
FEI	Concentração de ferro (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
FEV	Concentração de ferro (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
KI	Concentração de potássio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
KV	Concentração de potássio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
MGI	Concentração de magnésio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
MGV	Concentração de magnésio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NAI	Concentração de sódio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NAV	Concentração de sódio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NH ₄ I	Concentração de amónia (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NH ₄ V	Concentração de amónia (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NO ₂ I	Concentração de nitritos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NO ₂ V	Concentração de nitritos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NO ₃ I	Concentração de nitratos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NO ₃ V	Concentração de nitratos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
OXII	Oxigénio dissolvido (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
OXIV	Oxigénio dissolvido (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
PBI	Concentração de chumbo (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
PBV	Concentração de chumbo (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
PHI	Valores de pH, no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
PHV	Valores de pH, no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
PO ₄ I	Concentração de fosfatos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
PO ₄ V	Concentração de fosfatos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
SSI	Sólidos em suspensão, no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
SSV	Sólidos em suspensão, no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
TMPI	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
TMPV	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
ZNI	Concentração de zinco (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
ZNV	Concentração de zinco (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório

Desta forma, procedeu-se a uma Análise Canónica de Correspondências (CCA), que constitui uma análise de gradiente directa e representa um caso especial de regressão multivariada. A análise directa de gradiente difere da análise indirecta, como é o caso da DCA e da NMDS, uma vez que neste tipo de análise a composição das espécies é directamente e imediatamente relacionada com variáveis ambientais medidas (McCune & Grace 2002).

A análise CCA constitui um método de análise multivariada que permite esclarecer as relações entre os taxa e o seu ambiente, no conjunto dos dados biológicos. Este método é utilizado para extrair gradientes ambientais a partir de conjuntos de dados ecológicos. Os gradientes são a base para uma descrição sucinta e visualização de preferências de habitats diferenciais (nichos) dos taxa, por meio de uma representação num diagrama de ordenação (ter Braak & Verdonschot 1995, McCune & Grace 2002). Apesar da solução da análise CCA ser comumente obtida por um algoritmo de médias ponderadas, a solução é essencialmente uma análise baseada em valores próprios (*eigenvalues*) podendo se obtida por qualquer algoritmo baseado em valores próprios (Palmer 1993, McCune & Grace 2002). Os valores próprios associados a cada eixo igualam o coeficiente de correlação entre as coordenadas das espécies e as dos locais. Logo, um valor próprio próximo da unidade representará um elevado grau de correspondência entre espécies e locais, e um valor próprio próximo de zero indicará pouca correspondência (Palmer 1993, McCune & Grace 2002).

No que respeita à análise dos diagramas, se se utilizar uma forma apropriada de escalamento, o comprimento de um vector indica a importância de uma variável ambiental, a direcção indica 'quão bem' o ambiente está correlacionado com os vários eixos de composição das espécies (ter Braak & Verdonschot 1995, Lepš & Šmilauer 2006). O ângulo entre os vectores indica correlações entre variáveis; a localização das coordenadas das áreas em relação aos vectores indica-nos as características ambientais das áreas, e a localização das coordenadas das espécies em relação às setas indica-nos as preferências ambientais de cada espécie (ter Braak & Verdonschot 1995, Lepš & Šmilauer 2006). Como demonstrado por Palmer (1993), esta análise, funciona mesmo em dados que não são ideais, com distribuições de espécies assimétricas, esboços de amostragem complexos, e gradientes não ortogonais ou colineares, não apresentando artefactos que podem ser observados noutros tipos de análise, como a DCA.

Efectuou-se uma análise de CCA, separadamente para o habitat imerso e sub-imerso, utilizando os dados não transformados de coberturas médias dos taxa, ou seja, a média da cobertura de cada taxa nas seis quadrículas amostradas em cada área. Seleccionaram-se apenas os taxa, com ocorrência superior a 5%, e utilizaram-se as opções de distância inter-espécies e de escala *biplot*. A determinação das variáveis mais importantes, na explicação da distribuição das espécies, foi efectuada utilizando um processo de selecção manual em que se determinaram a significância estatística das relações através do teste de Monte Carlo (999 permutações). Assim, a variável que melhor explica a variabilidade dos dados é incluída em primeiro lugar, e posteriormente as restantes variáveis são testadas para determinar

sucessivamente quais as que melhor explicam a restante variação. Desta forma, a segunda variável com melhor explicação é incluída e o processo recomeçado com todas as restantes variáveis. Foram consideradas como significativas apenas variáveis com nível de probabilidade de $p < 0.001$. De forma a determinar a contribuição isolada de cada variável efectuou-se uma análise CCA, para cada uma das variáveis em separado, para cada um dos habitats estudados e utilizando os mesmos critérios da CCA, com selecção manual das variáveis. As análises DCA e CCA foram efectuadas recorrendo ao programa CANOCO versão 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002).

Tendo-se analisado o efeito individual das variáveis explicativas (ambientais) no conjunto de variáveis resposta (taxa), pretendeu-se ainda quantificar o efeito isolado e/ou conjunto de grupos de variáveis ambientais, que representam distintos fenómenos ecológicos. Nesta análise pretendeu-se quantificar os efeitos (e a sua interacção) de quatro conjuntos de variáveis, nomeadamente variáveis relativas à estrutura da ribeira, clima, vegetação envolvente e parâmetros físico-químicos da água (Tab. 6). Desta forma, utilizou-se uma Análise da Partição da Variância (Tab. 4), baseado no conceito de Borcard *et al.* (1992). Assim, para cada conjunto de variáveis, e separadamente para cada habitat, efectuou-se uma Análise de Correspondência Canónica (CCA), com base na matriz de taxa utilizada anteriormente, com as opções de distância inter-espécies e de *biplot scaling*. Em cada CCA efectuada separadamente para cada conjunto de variáveis determinaram-se as variáveis mais importantes, na explicação da distribuição das espécies ($p < 0.001$), através do teste de Monte Carlo (999 permutações) e utilizando o processo de selecção manual, já descrito anteriormente.

Esta análise permite a obtenção de valores explicativos da variação, para cada tipo de variáveis. No entanto, e uma vez que as variáveis de um tipo podem estar relacionadas com as variáveis de outro tipo, de forma a obter o valor de explicação isolado de cada tipo de variáveis é necessário efectuar uma outra análise. Assim, para cada tipo de variáveis (estrutura da ribeira, clima, vegetação envolvente e parâmetros físico-químicos da água) efectuou-se uma análise CCA, seleccionando as variáveis significativas (através de selecção manual pelo teste de Monte Carlo), como variáveis explicativas. Nesta análise utilizam-se os grupos de variáveis significativas, de cada tipo de variáveis como covariáveis, uma vez que se pretende eliminar a influência que estas variáveis possam ter no conjunto de variáveis que se pretendem testar (Lepš & Šmilauer 2006).

Como referido, a Análise da Partição da Variância foi efectuada separadamente para o habitat sub-imerso e imerso, utilizando o programa CANOCO versão 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002).

3.4.3. Determinação de preditores de biodiversidade

Neste item incidiu-se na determinação da riqueza florística dos briófitos ripícolas, através de duas aproximações. Por um lado, através de uma correlação entre o número de taxa e número de géneros, famílias e taxa endémicos será possível avaliar qual a relação entre estes parâmetros. Por outro lado, efectuou-se uma outra análise em que se pretendeu determinar conjuntos distintos de variáveis explicativas (preditores) relativamente ao número de taxa. Assim, obteve-se o conjunto de variáveis explicativas que apresenta uma melhor previsão e sua explicação, bem como a explicação obtida mediante a utilização de conjuntos de preditores, nomeadamente variáveis relativas à estrutura da ribeira, vegetação envolvente e parâmetros físico-químicos da água.

3.4.3.1. Correlação

Determinaram-se coeficientes de correlação de Spearman entre o número total de taxa e o número total de géneros, famílias e taxa endémicos da Macaronésia (incl. endemismos da Madeira), separadamente para cada tipo de habitat, utilizando o programa R.2.6.0 (R Development Core Team 2003) (Tab. 4).

3.4.3.2. Regressão Múltipla Linear

Uma vez que se pretendeu testar se uma variável dependente, número total de taxa ripícolas, se encontra relacionada com mais do que uma variável independente, incidiu-se, na análise de Regressão Múltipla Linear.

Nesta análise, a previsão ou modelo, \hat{y}_i , resulta de uma combinação linear das variáveis ambientais x_{ij} :

$$\hat{y}_i = b_0 + b_1x_{i1} + b_2x_{i2} + \dots + b_px_{ip}$$

Os coeficientes de combinação lineares, b , são calculados de forma a minimizar a soma dos quadrados entre os valores observados e os previstos (Sokal & Rohlf 1995, Quinn & Keough 2002).

A utilização de um número muito elevado de variáveis explicativas, bem como a ocorrência de multicolineariedade entre as variáveis explicativas pode camuflar/afectar a identificação das variáveis mais importantes (MacNally 2000). Assim, partiu-se do conjunto de variáveis utilizadas na Análise de Correspondências Canónica (Tab. 6), ou seja, que tinham sido sujeitas a selecção prévia de variáveis pouco correlacionadas entre elas. Adicionalmente, procedeu-se à redução do número de variáveis explicativas, a utilizar na análise de regressões múltiplas lineares. Assim, optou-se por seleccionar as variáveis com maior explicação na composição das áreas, determinadas através de uma Análise de Componentes Principais (ACP), para cada conjunto de variáveis, nomeadamente, as relacionadas com a estrutura da ribeira, com a vegetação envolvente, com o clima e com os parâmetros físico-químicos da água no período do Verão e Inverno (Tab. 4, Tab. 6).

As coordenadas das variáveis nos eixos (ou factores), resultantes da ACP, representam as correlações entre a variável e os factores (Quinn & Keough 2002). Desta forma, a um maior valor absoluto da coordenada de uma variável num factor particular, corresponderá uma maior correlação entre a variável e o factor, ou seja, quanto maior a magnitude da coordenada factorial de uma variável, mais indicativa será esta variável na construção (ou conceito) representado por esse factor.

Tal como efectuado na análise CCA, procedeu-se a uma transformação logarítmica das variáveis contínuas, de forma a reduzir o peso dos valores anómalos, nomeadamente, variáveis relativas ao caudal (CDLV, CDLI), variáveis climáticas e relativas aos parâmetros físico-químicos da água. A análise ACP foi efectuada utilizando a opção matriz de correlação, no programa PC-ORD, versão 4.21 (McCune & Mefford 1999). Dos resultados das análises ACP efectuadas a cada conjunto de variáveis, seleccionaram-se, para cada análise, as variáveis com valores de coordenadas superiores a 0.20, nos dois primeiros eixos, totalizando 18 variáveis explicativas (Tab.7).

De forma a determinar o melhor modelo no que respeita ao número total de taxa, efectuaram-se análises de Regressão Múltipla Linear para quatro combinações distintas de variáveis explicativas, nomeadamente, a totalidade das variáveis, apenas as relacionadas com a estrutura da ribeira, apenas as relacionadas com a vegetação envolvente e apenas as relacionadas com os parâmetros físico-químicos da água (Tab. 4). As variáveis climáticas não foram testadas, uma vez que apenas uma foi seleccionada aquando da ACP (Tab. 7). Para reduzir o peso dos valores anómalos e maior homogeneidade das variâncias, as variáveis

contínuas sofreram uma transformação logarítmica, enquanto as variáveis referentes a contagens uma transformação de raiz quadrada. Estas transformações melhoram as relações de linearidade entre as variáveis, resultando em modelos de regressão linear mais apropriados (Quinn & Keough 2002).

Tabela 7. Variáveis ambientais utilizadas como variáveis explicativas, na análise de Regressão Múltipla Linear.

Abreviatura	Descrição	Tipo de dados	Número de classes	Fonte
<u>Estrutura da ribeira</u>				
LARMIN	Largura mínima das margens (m), determinada no Verão (caudal mínimo)	contínuos	-	<i>in situ</i>
NNESS	Exposição em relação a Norte: coseno do azimute	contínuos	-	<i>in situ</i>
PAREIA	Percentagem de areia no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
PPEDRA	Percentagem de pedras no leito da ribeira	contínuos	-	<i>in situ</i>
SOLO	Margens terrícolas: amostragem de briófitos em solo	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
VALBRT	Abertura do vale: v. aberto, v. encaixado	nominais	2 classes	<i>in situ</i>
<u>Vegetação envolvente</u>				
ESTARB	Estrato arbustivo (%): ausente, 0-25, 25-50, 50-75, >75	ordinais	5 classes	<i>in situ</i>
VEGSAL	Vegetação envolvente de Salgueiral (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>
VEGURZ	Vegetação envolvente Urzal de altitude (de acordo com Capelo <i>et al.</i> 2004)	ordinais	2 classes	<i>in situ</i>
<u>Climatologia</u>				
TMNDJF	Média da temperatura (°C), mínima nos meses de Inverno, em Dezembro, Janeiro e Fevereiro (1961-1990)	contínuos	-	Instituto de Meteorologia
<u>Parâmetros físico-químicos da água</u>				
CLI	Concentração de cloretos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
CNDI	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i>
CUI	Concentração de cobre (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NAV	Concentração de sódio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
NO ₃ V	Concentração de nitratos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
OXIV	Oxigénio dissolvido (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i>
PO ₄ I	Concentração de fosfatos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório
PO ₄ V	Concentração de fosfatos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	contínuos	-	<i>in situ</i> , laboratório

Utilizou-se a função ‘*stepAIC*’ (direcção=’both’, R ‘*package*’ ‘MASS’), na redução do número de variáveis explicativas, removendo as variáveis com $p < 0.05$ manualmente e uma de cada vez. No final, todas as variáveis eliminadas foram adicionadas ao modelo reduzido, manualmente e uma de cada vez, sendo apenas incluídas as que apresentaram um valor de $p \leq 0.05$. Este último passo é fundamental, uma vez que a importância (ou significância) de uma variável no modelo reduzido, pode ser diferente da observada no modelo total (Sokal & Rohlf 1995).

De forma a avaliar se os modelos finais se encontravam de acordo com os pressupostos da análise, ou seja, a homogeneidade das variâncias e distribuição normal dos erros (MacNally 2000), procedeu-se à observação dos gráficos de distribuição dos resíduos e dos resíduos versus os valores ajustados. Na comparação dos distintos modelos obtidos

consideraram-se os valores de R^2 (Montgomery *et al.* 2001). Efectuaram-se análises distintas para o habitat sub-imerso e imerso, utilizando o programa R.2.6.0 (R Development Core Team 2003).

3.4.4. Determinação de indicadores de qualidade da água

Neste item pretendeu-se analisar exclusivamente os efeitos dos parâmetros físico-químicos da água na composição das comunidades presentes no habitat imerso, uma vez que estas taxa se encontram permanentemente influenciados por estes factores e poderão ‘responder’ imediatamente ou mais rapidamente a uma alteração nos parâmetros físico-químicos da água. Por seu lado, os taxa localizados no habitat sub-imerso encontram-se apenas periodicamente imersos, e como tal uma alteração periódica nos parâmetros físico-químicos, por exemplo no Verão, altura em que se encontram emersos, não terá provavelmente um efeito relevante (a não ser que esse efeito altere outros parâmetros além dos associados à físico-química da água). Assim, após se ter efectuado uma DCA, procedeu-se a uma análise de CCA, em que as variáveis explicativas ou independentes consistiam exclusivamente nos parâmetros físico-químicos da água (Tab. 6).

Para tal, procedeu-se inicialmente a uma Análise Canónica de Correspondências, CCA, de forma a analisar o efeito dos parâmetros físico-químicos da água na composição dos taxa pertencentes ao habitat imerso. A referida análise permitiu determinar as variáveis mais importantes na composição das comunidades, ou seja, quais as substâncias relacionadas com os parâmetros físico-químicos da água que isoladamente influenciam a composição das comunidades. Desta forma, foi possível identificar quais os taxa e/ou grupos de taxa que são afectados apenas pela alteração de determinados parâmetros físico-químicos da água.

Adicionalmente efectuou-se uma análise de Partição da Variância, de forma a determinar a influência da época do ano em que a amostragem da água foi efectuada, nomeadamente Verão (Maio-Agosto) e Inverno (Dezembro-Janeiro).

Por fim e de forma a determinar o valor indicador de cada taxa, pertencente ao habitat imerso efectuou-se uma análise IndVal, para cada parâmetro físico-químico da água, dando maior ênfase aos parâmetros determinados na análise CCA.

3.4.4.1. Efeito dos parâmetros físico-químicos da água na composição das comunidades

O procedimento utilizado neste item teve como finalidade quantificar o efeito isolado (e em conjunto) das variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água relativos às medições dos parâmetros efectuadas no período de Verão e no período de Inverno (Tab. 1). Desta forma, utilizou-se uma Análise Canónica de Correspondências, bem como uma Análise da Partição da Variância (Tab. 4).

Efectuou-se uma análise CCA apenas para o habitat imerso, utilizando os dados de cobertura média dos taxa por área (Tab. 4), não transformados, excluindo os taxa raros (com ocorrência menor a 5%), considerando as opções de distância inter-espécies e de *biplot scaling*. A determinação das variáveis mais importantes, na explicação da distribuição das espécies, foi efectuada utilizando um processo de selecção manual das variáveis, em que se determinou a significância estatística das relações como resultado dos testes de permutação de Monte Carlo (999 permutações). Consideraram-se significativas apenas variáveis com nível de probabilidade de $p < 0.001$. Esta análise foi efectuada no programa CANOCO versão 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002).

A Análise da Partição da Variância, teve como base uma Análise de Correspondência Canónica (CCA), separadamente para as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água no período de Verão e de Inverno, para os dados de cobertura média dos taxa por área, excluindo os taxa raros (ocorrência inferior a 5 áreas), com as opções de distância inter-espécies e de escala '*biplot scaling*'. Para cada uma das análises CCA determinaram-se as variáveis significativas, na explicação da distribuição das espécies ($p < 0.001$), através do processo de selecção manual, e utilizando o teste de Monte Carlo (999 permutações).

Os valores de explicação obtidos para cada conjunto de variáveis representam a variação total de cada conjunto. A determinação dos valores de explicação isolados, para as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água no Verão resulta da análise CCA, utilizando variáveis significativas (obtidas CCA prévia) como variáveis explicativas, e como covariáveis utilizaram-se as variáveis significativas do grupo de variáveis (significativas) relativas aos parâmetros físico-químicos da água no Inverno.

A Análise da Partição da Variância foi efectuada apenas para o habitat imerso, utilizando o programa CANOCO versão 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002).

3.4.4.2. Determinação de indicadores dos parâmetros físico-químicos da água

De forma a determinar taxa indicadores da qualidade da água, utilizou-se uma análise IndVal (Dufrière & Legendre 1997) para cada uma das variáveis relativas aos parâmetros físico-química da água (Tab. 4). A análise IndVal, descrita no item 3.4.2.1, permite determinar quais os taxa mais relacionados com determinadas concentrações de substâncias na água (McCune & Grace 2002). Uma vez que esta análise apenas funciona em variáveis categóricas (Dufrière & Legendre, 1997), todas as variáveis foram codificadas em classes (Tab. 8), processo este antecedido por uma análise cuidada dos histogramas de cada uma das variáveis, de forma que todas as classes se encontrassem bem representadas.

Tabela 8. Variáveis ambientais, relativas aos parâmetros físico-químicos da água, utilizadas na análise IndVal.

Abreviatura	Descrição	Número e limite das classes
CAI	Concentração de cálcio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<2, 2-4, >4)
CAV	Concentração de cálcio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<2, 2-4, >4)
CLI	Concentração de cloretos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<10,10-15, >15)
CLV	Concentração de cloretos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<10,10-15, >15)
CNDI	Condutividade da água ($\mu\text{S}/\text{cm}$), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<100, 100-150, >150)
CNDV	Condutividade da água ($\mu\text{S}/\text{cm}$), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<100, 100-200, >200)
CUI	Concentração de cobre (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	2 classes (0, >0)
CUV	Concentração de cobre (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	2 classes (0, >0)
FEI	Concentração de ferro (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<0.05, 0.05-0.1, >0.1)
FEV	Concentração de ferro (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<0.05, 0.05-0.1, >0.1)
KI	Concentração de potássio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	2 classes (<0.7, >0.7)
KV	Concentração de potássio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<0.7, 0.7-1, >1)
MGI	Concentração de magnésio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<2.2, 2.2-3.7, >3.7)
MGV	Concentração de magnésio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<2.2, 2.2-3.7, >3.7)
NAI	Concentração de sódio (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<5, 5-7, >7)
NAV	Concentração de sódio (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<5, 5-10, >10)
NH ₄ I	Concentração de amónia (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	2 classes (<0.05, >0.05)
NH ₄ V	Concentração de amónia (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	2 classes (<0.05, >0.05)
NO ₃ I	Concentração de nitratos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	2 classes (<1, >1)
NO ₃ V	Concentração de nitratos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	2 classes (<1, >1)
OXII	Oxigénio dissolvido (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<9, 9-10.5, >10.5)
OXIV	Oxigénio dissolvido (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<9, 9-10.5, >10.5)
PBI	Concentração de chumbo (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	2 classes (0, >0)
PBV	Concentração de chumbo (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	2 classes (0, >0)
PHI	Valores de pH, no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<7, 7-7.5, >7.5)
PHV	Valores de pH, no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<7, 7-7.5, >7.5)
PO ₄ I	Concentração de fosfatos (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	2 classes (<0.05, >0.05)
PO ₄ V	Concentração de fosfatos (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<0.05, 0.05-2.5, >2.5)
TMPI	Temperatura (°C), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<12, 12-13, >13)
TMPV	Temperatura (°C), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<10, 10-12, >12)
ZNI	Concentração de zinco (mg/l), no Inverno (Dezembro-Janeiro)	3 classes (<0.1,0.1-0.3, >0.3)
ZNV	Concentração de zinco (mg/l), no Verão (Maio-Agosto)	3 classes (<0.1,0.1-0.3, >0.3)

3.5. Análise das tendências fitogeográficas da brioflora ripícola

3.5.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira

Após a determinação da totalidade dos taxa ripícolas, tanto do habitat sub-imerso como do imerso, procedeu-se à categorização de cada taxa, de acordo com as suas tendências fitogeográficas. As classes e terminologias seguiram os critérios de Düll (1983, 1984, 1985, 1992), e foram considerados os seguintes tendências: boreais, mediterrânico, mediterrano-oceânicos, oceânicos, oceano-sub-mediterrânicos, oceano-mediterrânicos, subárticos-subalpinos, sub-cosmopolitas, sub-mediterrânicos, sub-oceânicos e temperados. De forma a reduzir o número de categorias, simplificando a análise, consideraram-se sete categorias de tendências fitogeográficas: boreais, mediterrânicos *sensu lato* (inclui mediterrânicos e sub-mediterrânicos), oceânicos *sensu lato* (inclui oceânicos e sub-oceânicos), oceano-mediterrânicos, subárticos-subalpinos, sub-cosmopolitas, e temperados. De referir que os endemismos da Macaronésia e Madeira pertencem aos taxa de tendências oceânicas.

Uma vez avaliada a tendência fitogeográfica dos taxa identificados, determinou-se o número total de cada uma das categorias para cada uma das áreas e secções estudadas, separadamente para cada um dos habitats considerados, sub-imerso e imerso. De forma a visualizar o padrão correspondente aos endemismos, bem como os padrões de dominância de cada uma das categorias de tendências fitogeográficas, para cada secção de cada ribeira, utilizou-se o software ArchGis 9.2 (ESRI 2005).

Tal como realizado para o número total de taxa, musgos, hepáticas e taxa com estatuto de ameaça, item 3.4.1.1, efectuou-se uma Análise de Variância (ANOVA multifactorial), com vista a testar o efeito do tipo de habitat, exposição na Ilha (vertentes Norte vs Sul), secção da ribeira e efeitos combinados destes parâmetros, na riqueza florística, para as categorias de tendências fitogeográficas representadas por mais de 10 taxa, bem como dos taxa endémicos. Da mesma forma os níveis aleatórios utilizados no modelo foram: ribeira, secção dentro da ribeira, área dentro da ribeira e secção, e quadrículas dentro da área, secção e ribeira. Verificou-se igualmente se todos os pressupostos da análise ANOVA se encontravam estabelecidos, nomeadamente a homogeneidade das variâncias e distribuição normal dos erros. Esta análise foi efectuada no programa R, versão 2.6.0 (R Development Core Team 2003), utilizando a biblioteca 'nlme'.

3.5.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades

Pretendeu-se investigar a ocorrência de uma relação entre as tendências fitogeográficas e o agrupamento das áreas, resultante da Classificação Ascendente Hierárquica (item 3.4.2.1). Para tal analisou-se a riqueza florística referentes a cada categoria de tendência fitogeográfica, bem como a proporção entre as mesmas, para cada um dos grupos e subgrupos obtidos, em cada um dos habitats.

3.5.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas tendências fitogeográficas

De forma a determinar um modelo explicativo para a riqueza florística pertencente a cada categoria de tendência fitogeográfica, utilizou-se uma análise de Regressão Múltipla Linear. Esta análise, semelhante à descrita no item 3.4.3.2, difere apenas nas variáveis dependentes, que neste caso consistem na riqueza florística, ou seja, número de taxa, pertencentes a cada categoria de tendência fitogeográfica. Da mesma forma, consideraram-se apenas as categorias representadas por mais de 10 taxa e foram efectuadas análises distintas para o habitat sub-imerso e imerso.

3.6. Análise das estratégias e formas de vida da brioflora ripícola

3.6.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira

No que respeita à definição da estratégia de vida de cada taxa, utilizaram-se as categorias propostas por Dierßen (2001), que segue os critérios de During (1979, 1992). A determinação das categorias de estratégias de vida baseia-se num conjunto de características, nomeadamente no tempo de vida, reprodução, tamanho e número de esporos, estratégia de dispersão e a forma de vida (During 1979, 1992). Desta forma, na totalidade dos taxa ripícolas determinaram-se 10 categorias, nomeadamente, estratégia colonizadora, colonizadora efémera, colonizadora pioneira, fugitiva, esporádica anual, esporádica de vida curta, esporádica de vida longa, perene, perene competidora, perene tolerante ao stress. No entanto, optou-se associar as categorias de estratégia colonizadora *sensu lato* bem como perene *sensu lato*, por algumas se apresentarem pouco representadas. Assim, consideraram-se, neste estudo, 6 categorias, nomeadamente, taxa de estratégia colonizadora *sensu lato* (incl. os taxa colonizadores, colonizadores efémeros e colonizadores pioneiros), esporádica anual, de vida longa e de vida curta, fugitiva e perene *sensu lato* (incl. os taxa perenes, perenes competidoras e perenes tolerantes ao stress).

A caracterização dos taxa ripícolas relativamente às características de forma de vida efectuou-se a partir da conjugação das categorias propostas por Gimingham & Birse (1957), Glime (1968), Mägdefrau (1982) e During (1992). Obtiveram-se oito categorias de formas de vida, nomeadamente, Anual, Almofada (*'cushions'*), Leque (*'fans'*); Tapete folhoso (*'foliose mats'*), Tapete taloso (*'talose mats'*), Tufo alto (*'tall tuft'*), Tufo curto (*'short tuft'*) e Trama (*'weft'*).

Após a determinação da estratégia e forma de vida de cada um dos taxa determinados no presente estudo, calculou-se a riqueza florística, para cada uma das categorias de estratégia e formas de vida consideradas, por área e secção de cada ribeira estudada. Este procedimento foi efectuado separadamente para cada um dos habitats considerados, sub-imerso e imerso.

De forma a avaliar o efeito do habitat, exposição na Ilha (vertentes Norte vs Sul), secção da ribeira (e efeitos combinados), na riqueza florística de cada uma das categorias de estratégia e forma de vida consideradas, efectuou-se uma Análise de Variância (ANOVA multifactorial). Esta análise foi efectuada segundo a metodologia descrita na secção 3.4.1.1, apenas diferindo nas variáveis testadas, neste caso, riqueza florística, em cada categoria de estratégia e forma de vida, representada por mais de 10 taxa.

3.6.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades

Tal como se efectuou para as categorias de tendências fitogeográficas, também no caso das estratégias e formas de vida de vida se incidiu no estudo das afinidades entre estas e as áreas de estudo, obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica (item 3.4.2.1). Desta forma, determinou-se a riqueza florística de cada categoria para cada agrupamento resultante da Classificação Ascendente Hierárquica, representadas por gráficos circulares nos quais se evidenciou a proporcionalidade entre as categorias para cada um dos grupos.

3.6.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas estratégias e formas de vida

Neste item pretendeu-se obter um modelo relativo à riqueza florística em cada uma das categorias, de estratégia e forma de vida, consideradas. A análise de regressão múltipla linear foi efectuada seguindo a metodologia descrita no item 3.4.3.2, mas utilizando como variáveis dependentes a riqueza florística, de cada categoria de estratégia e forma de vida, representadas por mais de 10 taxa. Efectuaram-se análises separadas para o habitat sub-imerso e imerso.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise da riqueza e composição florística dos briófitos ripícolas

4.1.1. Análise dos padrões de biodiversidade

4.1.1.1. Riqueza florística

No presente estudo determinou-se um total de 178 taxa (116 musgos, 57 hepáticas e 5 antocerotas), pertencentes a 106 géneros e 101 famílias (Tab. 9, Tab. 11, Anexo III). É de referir que do conjunto de taxa determinados, 14 são endemismos da Macaronésia e 2 endemismos da Madeira. No que respeita a dados novos, cinco taxa são referidos pela primeira vez para o Arquipélago da Madeira, nomeadamente, *Anastrophyllum minutum*, *Campylopus brevipilus*, *Lophozia turbinata*, *Pohlia melanodon* e *Syntrichia latifolia*.

Determinou-se um total de 56 famílias, das quais as mais representadas foram as Pottiaceae Schimp. (19 taxa), Brachytheciaceae Schimp. (15 taxa), Bryaceae Schwägr. (11 taxa), Fissidentaceae Schimp. (10 taxa), enquanto as restantes famílias se encontraram representadas por um número inferior a cinco taxa (Anexo III).

Considerando os dois habitats analisados neste estudo, imerso (permanentemente submerso) e sub-imerso (zona acima do nível de água, apenas submerso no Inverno), verificou-se que o número total de taxa para cada um dos habitats difere grandemente, tendo sido determinados 178 no habitat sub-imerso e 51 taxa no habitat imerso (Tab. 9). Todos os taxa determinados no habitat sub-imerso foram igualmente observados no habitat imerso, razão pela qual o total de taxa determinados neste estudo constitui o total de taxa observado no habitat sub-imerso. De referir que no habitat imerso não foram observados antocerotas.

Tabela 9. Riqueza florística de hepáticas (incl. antocerotas), de musgos e total, determinada no presente estudo e referida para a brioflora da Madeira.

	Habitat imerso	Habitat sub-imerso	Brioflora da Madeira
Hepáticas e antocerotas	18	62	179
Musgos	33	116	350
Total	51	178	529

Comparando o total de taxa determinados, com o total de taxa referido para a brioflora Madeirense verifica-se que os taxa ripícolas (178 taxa) representam 34 % da totalidade dos taxa referidos para a Ilha da Madeira (Tab. 9). Desta forma, o presente estudo vem comprovar uma relevante contribuição dos ecossistemas ripícolas para a riqueza florística total da Ilha.

A riqueza florística de briófitos ripícolas, considerando ambos os habitats, é relevante comparativamente aos valores obtidos noutros estudos efectuados noutras partes do mundo também considerando os dois habitats estudados e/ou apenas o habitat imerso (Tab. 10). No entanto, é de salientar que a apresentação da riqueza florística obtida noutras áreas do globo terrestre, para ambos os habitats, permite reforçar a riqueza obtida para a Ilha da Madeira, uma área de dimensões reduzidas, comparativamente a outras áreas estudadas noutras partes do mundo. No entanto, é necessário tomar em consideração que os estudos referidos são baseados em métodos e esforços de amostragem distintos, bem como em distintas dimensões das áreas de estudo.

Tabela 10. Resumo da literatura referente a estudos efectuados em habitats ripícolas, incluído o habitat imerso (i) e imerso e sub-imerso (r). Apenas se apresentam os estudos em que os autores referiram o número total de taxa para a região de estudos e não apenas alguns taxa.

Localização		Número de taxa	Referência
País	Região		
Bélgica	Sambre Belga	54 (r)	Empain (1973)
Canadá	Montanhas de Alberta	52 (r)	Glime & Vitt (1987)
Canadá	Montanhas de Alberta	36 (i)	Glime & Vitt (1987)
Canadá	Montanhas de Adirondack	35 (r)	Slack & Glime (1985)
Espanha	Comunidade de Valência	74 (r)	Gimeno-Colera & Puche-Pinazo (1999)
Espanha	Rio Iregua	123 (r)	Martinez-Abaigar & Ederra (1992)
Espanha	Rio Muga	27 (i)	Peñuelas (1984)
EUA	West Virginia	29 (i)	Stephenson <i>et al.</i> (1995)
Finlândia	Região Nordeste	50 (r)	Muotka & Virtanen (1995)
Finlândia	Província de Koillismaa	50 (r)	Virtanen & Muotka (1993)
Finlândia	Lohja Parish	38 (r)	Virtanen (1995)
França	Bas-Rhin	30 (i)	Klein & Vanderpoorten (1996)
França	Montanhas Vosges	19 (i)	Thiébaud <i>et al.</i> (1998)
Hungria	Rio Danúbio	48 (r)	Papp & Rajczy (1995)
Hungria	Regiões montanhosas	91 (r)	Papp & Rajczy (1998)
Luxemburgo	Grand-Duchy	46 (r)	Werner (2001)
Nepal	Nepal (região centro e Este)	51 (i)	Ormerod <i>et al.</i> (1994)
Nepal	Himalaias	44 (i)	Suren & Ormerod (1998)
Nova Zelândia	South island	83 (r)	Suren (1996)
Portugal	Região Noroeste	176 (r)	Vieira (2008)

No que respeita à riqueza florística por grupo taxonómico, verificou-se que os musgos são mais numerosos, em ambos os habitats (Tab. 9). Assim, determinaram-se 116 e 33 musgos, no habitat sub-imerso e imerso, respectivamente. No caso das hepáticas (incl. antocerotas), determinaram-se 62 e 18 taxa no habitat sub-imerso e imerso, respectivamente.

A riqueza florística de musgos, representa 65% e 66% relativamente ao total dos taxa determinados no habitat sub-imerso e imerso, respectivamente (Tab. 9). Considerando a brioflora total madeirense, verificou-se que a percentagem de musgos em relação ao total da brioflora apresentou valores muito próximos dos obtidos no presente estudo, ou seja, 66%. Na maioria dos estudos efectuados em ecossistemas ripícolas os musgos surgem em número superior relativamente às hepáticas (Brassard 1972, Glime & Vitt 1987, Martínez-Abaiagar & Núñez-Olivera 1991, Muotka & Virtanen 1995, Virtanen 1995, Papp & Rajczy 1998, Suren & Ormerod 1998, Cattaneo & Fortin 2000, Andrew *et al.* 2003, Scarlett & O'Hare 2006, Vieira 2008, Fritz *et al.* 2009), contrastando com os valores mais aproximados de taxa de ambas os grupos taxonómicos, nos habitats fluviais no hemisfério Sul (Craw 1976, Suren 1996, Andrew *et al.* 2003).

Na Fig. 12 representou-se a proporcionalidade entre musgos e hepáticas, respectivamente, em cada secção de cada ribeira estudada, relativamente ao habitat sub-imerso, e verificou-se que a dominância dos musgos é evidente em todos os locais, com excepção da Ribeira da Cruz (de montante a jusante) e Ribeira dos Marinheiros (montante), ambas localizadas na zona Oeste da Ilha.

No que respeita ao habitat imerso (Fig. 13), os musgos dominaram na maioria das áreas, com excepção da Ribeira da Cruz (montante e intermédio), R. do Seixal (montante), e R. dos Marinheiros (montante), onde dominam as hepáticas. Por outro lado, verificou-se uma proporção semelhante para três áreas, nomeadamente, R. da Ametade (intermédio), R. Janela (montante) e R. da Calheta (jusante).

Os padrões de dominância dos musgos relativamente às hepáticas são próximos entre os habitats estudados (Fig. 12, Fig. 13), verificando-se apenas a dominância das hepáticas (incl. antocerotas) nas ribeiras a Oeste-Sudoeste (R. Cruz e R. Marinheiros), bem como uma elevada representatividade, ainda que não corresponda à dominância relativamente a algumas ribeiras localizadas na encosta Norte, como sendo a R. Janela, R. do Seixal e R. do Inferno.

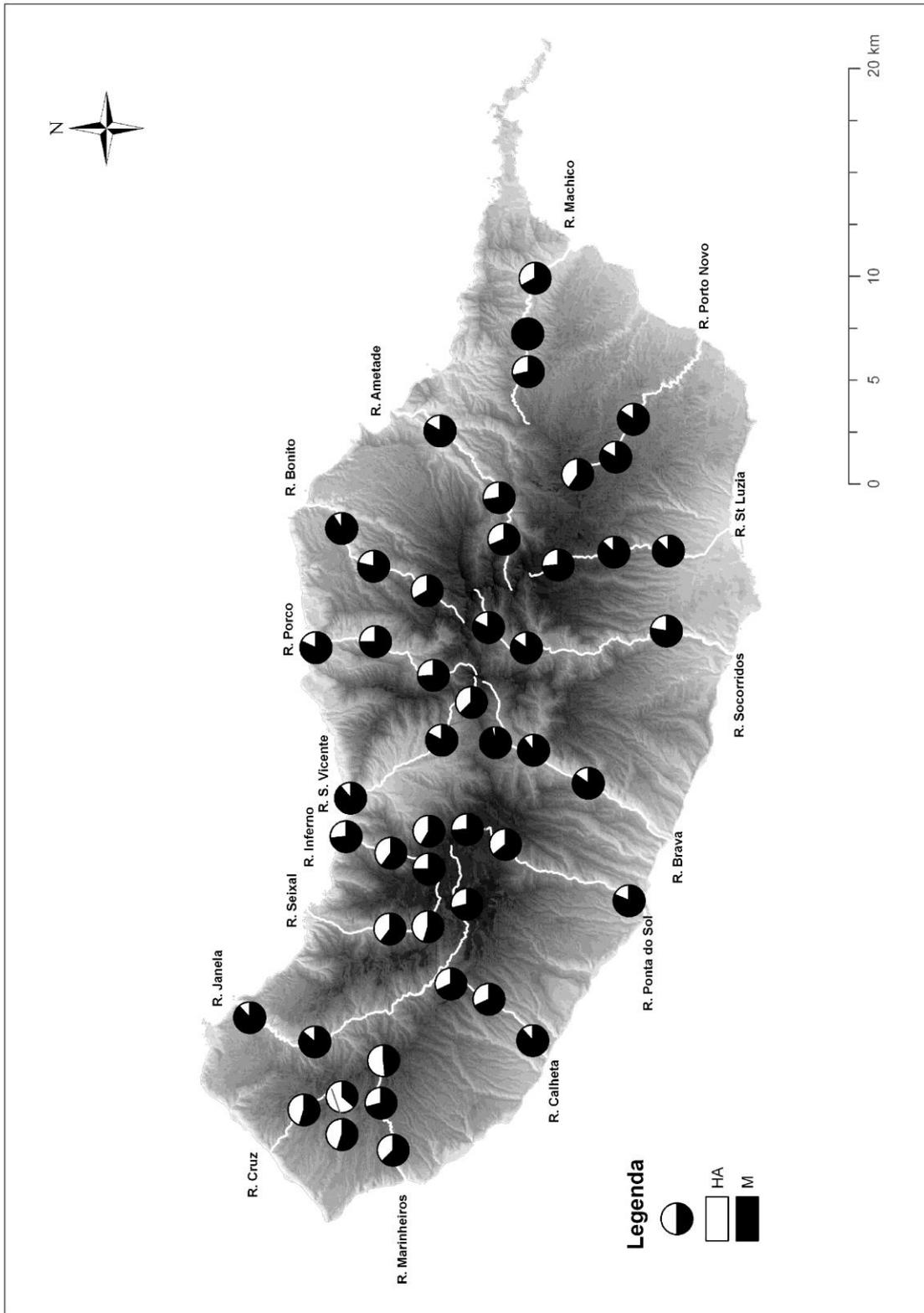


Figura 12. Proporção entre musgos (M) e hepáticas, incl. antocerotas (HA), em cada secção de cada ribeira estudada, no habitat sub-imerso.

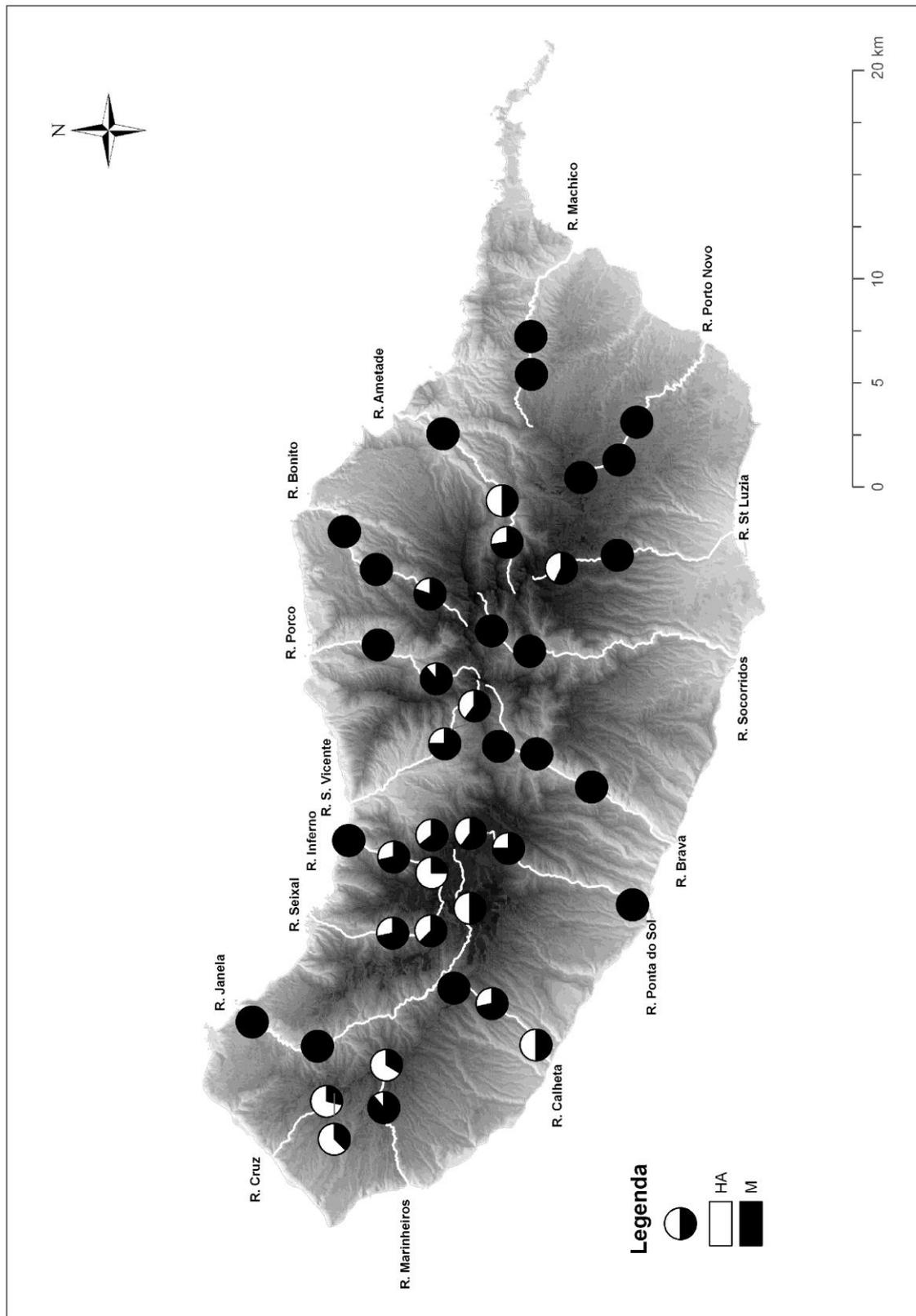


Figura 13. Proporção entre musgos (M) e hepáticas, incl. antocerotas (HA), em cada secção de cada ribeira estudada, no habitat imerso.

Os referidos locais situam-se em áreas naturais, com uma elevada cobertura arbórea, caudais reduzidos e estáveis bem como elevada humidade atmosférica que proporcionam condições de desenvolvimento favoráveis às colónias de hepáticas. De facto, estudos efectuados em habitats ripícolas noutras regiões do mundo verificaram que as hepáticas constituem um componente mais significativo no habitat terrestre do que no aquático (Vitt *et al.* 1986; Jonsson 1996, Suren & Ormerod 1998, Vieira 2008). Adicionalmente, Fritz *et al.* (2009) demonstraram que as hepáticas ocorrem mais frequentemente em cursos de água perenes, do que em cursos de água intermitentes ou efémeros. Assim, se por um lado não se encontram bem adaptadas a condições de submersão, por outro ocorrem preferencialmente associadas a condições em que o caudal é permanente e se verifica uma elevada humidade ambiental mas não correspondendo a condições de permanente submersão. Uma possível razão para a menor frequência de hepáticas em habitats imersos pode dever-se a uma menor resistência dos seus rizóides, comparativamente com os dos musgos, como referem Suren & Duncan (1999).

No que respeita à análise dos taxa em particular, verificou-se como taxa mais frequentes no habitat imerso, *Platyhypnidium riparioides* (54,8%), *Fissidens sublineaefolius* (46,6%; endemismo da Macaronésia) e *Brachythecium rivulare* (26%) (Tab. 11). Estes musgos são característicos de condições higrófilas, bem adaptados morfo e fisiologicamente a condições de total submersão (Glime & Vitt 1984, Vitt & Glime 1984). *B. rivulare* e *P. riparioides* são taxa perenes e que formam tapetes folhosos, sendo muito frequentes em ecossistemas ripícolas em distintas regiões do mundo, por vezes ocorrendo em conjunto (Glime 1970b, Martínez-Abaigar & Ederra 1992, Muotka & Virtanen 1995, Virtanen 1995, Papp & Rajczy 1998, Thiébaud *et al.* 1998, Werner 2001, Scarlett & O'Hare 2006, Fritz *et al.* 2009). Ainda assim, ambas as espécies apresentam distintas afinidades fitogeográficas, nomeadamente boreal e temperado, respectivamente (Dierßen 2001). Por outro lado *F. sublineaefolius*, representa taxon colonizador que se desenvolve junto ao substrato (em forma de tufo curto), o que lhe permite tolerar alguma intabilidade característica dos habitats ripícolas, neste caso apenas da Macaronésia.

Já no habitat sub-imerso os taxa mais frequentes são: *Fissidens sublineaefolius* (65,6%), *Didymodon insulanus* (63,5%), *Dicranella howei* (58,3%), *Fissidens asplenioides* (58,3%), *Lunularia cruciata* (57,3%) e *Conocephalum conicum* (55,2%) (Tab. 11). Os referidos taxa são característicos de ambientes com humidade ambiental moderada e toleram condições de submergência, bem como condições de secura, características deste habitat, como resultado das oscilações do nível da água (Vitt & Glime 1984).

Tabela 11. Lista da totalidade de taxa determinados no presente estudo (e correspondentes abreviaturas), com valores absolutos (nº de locais onde o taxa ocorre) e frequências (nº de locais em que o taxa ocorre / nº total de locais amostrados). Nomenclatura de acordo com Grolle & Long (2000) para as hepáticas e antocerotas, Hill *et al.* (2006) para os musgos e Stech *et al.* (2008), no caso particular de *Isothecium prolixum* (Mitt.) Stech, Sim-Sim, Tangney & D. Quandt.

Taxa		Imerso		Sub-imerso	
		Absoluto	Frequência	Absoluto	Frequência
<u>Antocerotas</u>					
(antagr)	<i>Anthoceros agrestis</i>	-	-	3	3.1
(antcau)	<i>Anthoceros caucasicus</i>	-	-	14	14.6
(antpun)	<i>Anthoceros punctatus</i>	-	-	5	5.2
(phalae)	<i>Phaeoceros laevis</i>	-	-	28	29.2
(phybul)	<i>Phymatoceros bulbiculosus</i>	-	-	1	1.0
<u>Hepáticas</u>					
(acaabe)	<i>Acanthocoleus aberrans</i>	-	-	8	8.3
(anamini)	<i>Anastrophyllum minutum</i>	-	-	1	1.0
(anepin)	<i>Aneura pinguis</i>	1	1.4	1	1.0
(astafr)	<i>Asterella africana</i>	1	1.4	5	5.2
(calfis)	<i>Calypogeia fissa</i>	1	1.4	3	3.1
(cepbic)	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	-	-	3	3.1
(ceplun)	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	-	-	1	1.0
(chipol)	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	12	16.4	37	38.5
(concon)	<i>Conocephalum conicum</i>	6	8.2	53	55.2
(dipalb)	<i>Diplophyllum albicans</i>	1	1.4	3	3.1
(dumhir)	<i>Dumortiera hirsuta</i>	-	-	1	1.0
(fosang)	<i>Fossombronia angulosa</i>	-	-	3	3.1
(foshus)	<i>Fossombronia husnotii</i>	-	-	1	1.0
(frumic)	<i>Frullania microphylla</i>	-	-	1	1.0
(frupol)	<i>Frullania polysticta</i>	-	-	1	1.0
(frutam)	<i>Frullania tamarisci</i>	-	-	3	3.1
(fruten)	<i>Frullania teneriffae</i>	1	1.4	11	11.5
(harmol)	<i>Harpalejeunea molleri</i>	-	-	1	1.0
(hetden)	<i>Heteroscyphus denticulatus</i>	-	-	1	1.0
(hyglax)	<i>Hygrobrella laxifolia</i>	-	-	1	1.0
(jubhut)	<i>Jubula hutchinsiae</i> var. <i>integrifolia</i>	3	4.1	7	7.3
(juncal)	<i>Jungermannia calithrix</i>	-	-	6	6.3
(jungra)	<i>Jungermannia gracillima</i>	2	2.7	4	4.2
(junhya)	<i>Jungermannia hyalina</i>	-	-	10	10.4
(junpum)	<i>Jungermannia pumila</i>	-	-	15	15.6
(leitur)	<i>Leiocolea turbinata</i>	-	-	2	2.1
(lejcav)	<i>Lejeunea cavifolia</i>	-	-	2	2.1
(lejeck)	<i>Lejeunea eckloniana</i>	-	-	14	14.6
(lejam)	<i>Lejeunea lamacerina</i>	1	1.4	26	27.1
(lopbid)	<i>Lophocolea bidentata</i>	-	-	13	13.5
(luncru)	<i>Lunularia cruciata</i>	2	2.7	55	57.3
(marpol)	<i>Marchantia polymorpha</i>	1	1.4	21	21.9
(marmac)	<i>Marchesinia mackaai</i>	-	-	3	3.1
(marema)	<i>Marsupella emarginata</i>	-	-	5	5.2
(marspr)	<i>Marsupella sprucei</i>	-	-	1	1.0
(metfur)	<i>Metzgeria furcata</i>	-	-	1	1.0
(mettem)	<i>Metzgeria temperata</i>	1	1.4	3	3.1
(miculi)	<i>Microlejeunea ulicina</i>	-	-	2	2.1

Tabela 11 (cont.).

Taxa		Imerso		Sub-imerso	
		Absoluto	Frequência	Absoluto	Frequência
(pelepi)	<i>Pellia epiphylla</i>	9	12.3	17	17.7
(plabif)	<i>Plagiochila bifaria</i>	-	-	8	8.3
(plaexi)	<i>Plagiochila exigua</i>	-	-	3	3.1
(plamad)	<i>Plagiochila maderensis</i>	-	-	13	13.5
(plaret)	<i>Plagiochila retrorsa</i>	-	-	3	3.1
(plastr)	<i>Plagiochila stricta</i>	-	-	1	1.0
(porcan)	<i>Porella canariensis</i>	-	-	4	4.2
(porobt)	<i>Porella obtusata</i>	1	1.4	2	2.1
(radcar)	<i>Radula carringtonii</i>	-	-	2	2.1
(radhol)	<i>Radula holtii</i>	-	-	1	1.0
(radnud)	<i>Radula nudicaulis</i>	-	-	3	3.1
(rebhem)	<i>Reboulia hemisphaerica</i>	-	-	1	1.0
(riccham)	<i>Riccardia chamaedryfolia</i>	6	8.2	20	20.8
(sacvit)	<i>Saccogyna viticulosa</i>	2	2.7	17	17.7
(saccur)	<i>Scapania curta</i>	-	-	1	1.0
(scagra)	<i>Scapania gracilis</i>	-	-	2	2.1
(scaund)	<i>Scapania undulata</i>	12	16.4	29	30.2
(soutop)	<i>Southbya tophacea</i>	-	-	4	4.2
(tarlor)	<i>Targionia lorbeeriana</i>	-	-	4	4.2
<u>Musgos</u>					
(ampmou)	<i>Amphidium mougeotii</i>	-	-	1	1.0
(amptor)	<i>Amphidium tortuosum</i>	-	-	3	3.1
(andber)	<i>Andoa berthelotiana</i>	-	-	8	8.3
(anojul)	<i>Anomobryum julaceum</i>	-	-	37	38.5
(atrund)	<i>Atrichum undulatum</i>	-	-	9	9.4
(barstr)	<i>Bartramia stricta</i>	-	-	2	2.1
(bliacu)	<i>Blindia acuta</i>	-	-	1	1.0
(branot)	<i>Brachymenium notarisii</i>	-	-	1	1.0
(brariv)	<i>Brachythecium rivulare</i>	19	26.0	31	32.3
(brarut)	<i>Brachythecium rutabulum</i> var. <i>atlanticum</i>	-	-	3	3.1
(bryina)	<i>Bryoerythrophyllum inaequalifolium</i>	-	-	2	2.1
(bryalp)	<i>Bryum alpinum</i>	-	-	10	10.4
(bryarg)	<i>Bryum argenteum</i>	-	-	7	7.3
(brycap)	<i>Bryum capillare</i>	-	-	31	32.3
(brydic)	<i>Bryum dichotomum</i>	-	-	25	26.0
(brydon)	<i>Bryum donianum</i>	-	-	6	6.3
(brygem)	<i>Bryum gemmiparum</i>	1	1.4	35	36.5
(brymil)	<i>Bryum mildeanum</i>	-	-	1	1.0
(brypse)	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	8	11.0	43	44.8
(cambre)	<i>Campylopus brevipilus</i>	-	-	1	1.0
(camfle)	<i>Campylopus flexuosus</i>	-	-	2	2.1
(campil)	<i>Campylopus pilifer</i>	-	-	5	5.2
(campyr)	<i>Campylopus pyriformis</i>	-	-	1	1.0
(cerpur)	<i>Ceratodon purpureus</i>	-	-	6	6.3
(cinfon)	<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	-	-	3	3.1
(circra)	<i>Cirriphyllum crassinervium</i>	-	-	2	2.1

Tabela 11 (cont.).

Taxa		Imerso		Sub-imerso	
		Absoluto	Frequência	Absoluto	Frequência
(dyamuc)	<i>Dialytrichia mucronata</i>	-	-	2	2.1
(dicpel)	<i>Dichodontium pellucidum</i>	-	-	12	12.5
(dichow)	<i>Dicranella howei</i>	-	-	56	58.3
(dicvar)	<i>Dicranella varia</i>	-	-	8	8.3
(dicfus)	<i>Dicranum fuscescens</i>	-	-	1	1.0
(dicSCO)	<i>Dicranum scoparium</i>	-	-	1	1.0
(didins)	<i>Didymodon insulanus</i>	1	1.4	61	63.5
(didlur)	<i>Didymodon luridus</i>	-	-	11	11.5
(entatt)	<i>Entosthodon attenuatus</i>	-	-	3	3.1
(entobt)	<i>Entosthodon obtusus</i>	-	-	5	5.2
(epitoz)	<i>Epipterygium tozeri</i>	2	2.7	34	35.4
(eucver)	<i>Eucladium verticillatum</i>	-	-	10	10.4
(fisasp)	<i>Fissidens asplenioides</i>	5	6.8	56	58.3
(fisbry)	<i>Fissidens bryoides</i> var. <i>caespitans</i>	1	1.4	7	7.3
(fiscoa)	<i>Fissidens coacervatus</i>	-	-	6	6.3
(fiscra)	<i>Fissidens crassipes</i> subsp. <i>warnstorffii</i>	1	1.4	5	5.2
(fiscur)	<i>Fissidens curvatus</i>	-	-	1	1.0
(fislui)	<i>Fissidens luisieri</i>	-	-	4	4.2
(fispus)	<i>Fissidens pusillus</i>	-	-	10	10.4
(fissub)	<i>Fissidens sublineaefolius</i>	34	46.6	63	65.6
(fistax)	<i>Fissidens taxifolius</i>	2	2.7	19	19.8
(fisvir)	<i>Fissidens viridulus</i>	1	1.4	3	3.1
(fonant)	<i>Fontinalis antipyretica</i>	1	1.4	1	1.0
(funhyg)	<i>Funaria hygrometrica</i>	-	-	14	14.6
(grilae)	<i>Grimmia laevigata</i>	-	-	1	1.0
(grilis)	<i>Grimmia lisae</i>	-	-	10	10.4
(griova)	<i>Grimmia ovalis</i>	-	-	1	1.0
(hetwul)	<i>Heterocladium wulfsbergii</i>	1	1.4	14	14.6
(homlus)	<i>Homalia lusitanica</i>	-	-	5	5.2
(hooluc)	<i>Hookeria lucens</i>	-	-	7	7.3
(hygflu)	<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	7	9.6	30	31.3
(hygten)	<i>Hygroamblystegium tenax</i>	-	-	5	5.2
(hycup)	<i>Hypnum cupressiforme</i>	-	-	5	5.2
(hycupr)	<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>resupinatum</i>	-	-	1	1.0
(isoalg)	<i>Isothecium algarvicum</i>	-	-	1	1.0
(isomyo)	<i>Isothecium myosuroides</i>	-	-	1	1.0
(isopro)	<i>Isothecium prolixum</i>	-	-	6	6.3
(kinpra)	<i>Kindbergia praelonga</i>	3	4.1	20	20.8
(lepber)	<i>Leptobarbula berica</i>	-	-	5	5.2
(leprrip)	<i>Leptodictyum riparium</i>	9	12.3	6	6.3
(leugla)	<i>Leucobryum glaucum</i>	-	-	1	1.0
(mnihor)	<i>Mnium hornum</i>	-	-	1	1.0
(myuhot)	<i>Myurium hochstetteri</i>	-	-	1	1.0
(necint)	<i>Neckera intermedia</i>	-	-	1	1.0
(oxyhia)	<i>Oxyrrhynchium hians</i>	6	8.2	41	42.7
(oxypum)	<i>Oxyrrhynchium pumilum</i>	7	9.6	37	38.5
(oxyspe)	<i>Oxyrrhynchium speciosum</i>	-	-	2	2.1

Tabela 11 (cont.).

Taxa		Imerso		Sub-imerso	
		Absoluto	Frequência	Absoluto	Frequência
(pelatl)	<i>Pelekium atlanticum</i>	-	-	15	15.6
(phifon)	<i>Philonotis fontana</i>	1	1.4	2	2.1
(phihas)	<i>Philonotis hastata</i>	-	-	2	2.1
(phimar)	<i>Philonotis marchica</i>	2	2.7	15	15.6
(phirig)	<i>Philonotis rigida</i>	-	-	42	43.8
(plaund)	<i>Plagiomnium undulatum</i>	-	-	6	6.3
(plaundm)	<i>Plagiomnium undulatum</i> var. <i>madeirense</i>	6	8.2	25	26.0
(planem)	<i>Plagiothecium nemorale</i>	-	-	1	1.0
(plarip)	<i>Platyhypnidium riparioides</i>	40	54.8	39	40.6
(plasp)	<i>Platyhypnidium</i> sp.	3	4.1	5	5.2
(pogurn)	<i>Pogonatum urnigerum</i>	-	-	1	1.0
(pohann)	<i>Pohlia annotina</i>	-	-	1	1.0
(pohmel)	<i>Pohlia melanodon</i>	-	-	4	4.2
(polfor)	<i>Polytrichastrum formosum</i>	-	-	2	2.1
(polcom)	<i>Polytrichum commune</i>	2	2.7	5	5.2
(poljun)	<i>Polytrichum juniperinum</i>	-	-	3	3.1
(polpil)	<i>Polytrichum piliferum</i>	-	-	2	2.1
(psepur)	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	-	-	5	5.2
(ptynig)	<i>Ptychomitrium nigrescens</i>	-	-	4	4.2
(ptypol)	<i>Ptychomitrium polyphyllum</i>	-	-	10	10.4
(racaci)	<i>Racomitrium aciculare</i>	1	1.4	17	17.7
(racaff)	<i>Racomitrium affine</i>	-	-	3	3.1
(rachet)	<i>Racomitrium heterostichum</i>	-	-	1	1.0
(rhapur)	<i>Rhamphidium purpuratum</i>	-	-	8	8.3
(rhipun)	<i>Rhizomnium punctatum</i>	1	1.4	22	22.9
(rhylit)	<i>Rhynchostegiella litorea</i>	1	1.4	34	35.4
(rhymac)	<i>Rhynchostegiella macilenta</i>	2	2.7	7	7.3
(rhycon)	<i>Rhynchostegium confertum</i>	-	-	6	6.3
(sciplu)	<i>Sciuro-hypnum plumosum</i>	-	-	27	28.1
(scocir)	<i>Scorpiurium circinatum</i>	-	-	3	3.1
(sphaur)	<i>Sphagnum auriculatum</i>	2	2.7	2	2.1
(synlat)	<i>Syntrichia latifolia</i>	-	-	2	2.1
(thaalo)	<i>Thamnobryum alopecurum</i>	7	9.6	27	28.1
(thamad)	<i>Thamnobryum maderense</i>	-	-	5	5.2
(timbar)	<i>Timmiella barbuloidea</i>	-	-	5	5.2
(torfla)	<i>Tortella flavovirens</i>	-	-	2	2.1
(tornit)	<i>Tortella nitida</i>	1	1.4	14	14.6
(tortor)	<i>Tortella tortuosa</i>	-	-	10	10.4
(tormar)	<i>Tortula marginata</i>	-	-	1	1.0
(tormur)	<i>Tortula muralis</i> var. <i>aestiva</i>	-	-	10	10.4
(torsol)	<i>Tortula solmsii</i>	-	-	15	15.6
(tribra)	<i>Trichostomum brachydontium</i>	-	-	27	28.1
(tricri)	<i>Trichostomum crispulum</i>	1	1.4	15	15.6

De referir, que com excepção de *C. conicum* e *L. cruciata* (ambas hepáticas talosas), as restantes espécies são colonizadoras, no que se refere à estratégia de vida, sendo portanto, características de ambientes com alguma perturbação ou instabilidade, como é o caso de habitats ripícolas (Kimmerer & Allen 1982, Muotka & Virtanen 1995, Suren & Duncan 1999, Fritz *et al.* 2009). Com excepção de *F. sublineaefolius*, endemismo da Macaronésia, as restantes espécies são comuns na Europa (Frey *et al.* 2006).

Por outro lado, verificou-se que a maioria dos taxa observados são infrequentes, ou seja, apresentaram frequências baixas (Tab. 11). Assim, com ocorrência inferior a 5% nas áreas estudadas, determinaram-se 101 taxa, no habitat sub-imerso (57% do total determinado), em oposição ao habitat imerso, onde se observaram 34 taxa (67% do total determinado). Entre o número elevado de taxa infrequentes salienta-se a ocorrência de taxa com preferência ecológica distinta bem como a ocorrência de taxa raros e/ou com estatuto de ameaça. No primeiro caso, onde se inclui a maioria dos taxa infrequentes, observam-se sobretudo taxa característicos de taludes terrosos e/ou rochosos como é o exemplo de *Diplophyllum albicans* (Fontinha *et al.* 2006), *Dumortiera hirsuta* (Fontinha *et al.* 2006), *Isothecium myosuroides* (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006), *I. prolixum* (Stech *et al.* 2008), *Myurium hochstetteri* (Schimp.) Kindb (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006), *Plagiochila* spp. (Sim-Sim *et al.* 2004b, 2005a), *Plagiothecium nemorale* (Hedenäs 1992). Estes taxa podem ocorrer nos habitats ripícolas, sobretudo sub-imerso, nos quais as condições ecológicas não são favoráveis ao desenvolvimento de colónias extensas e/ou não permitem a dispersão dos taxa, como reflectido pelas baixas frequências que apresentam.

Ainda relativamente aos taxa infrequentes, refere-se a determinação de 14 taxa estatuto de ameaça ou categorizados como ‘Dados Insuficientes’ para determinar o estatuto de ameaça, para a Ilha da Madeira, todos pertencentes ao habitat sub-imerso (Tab. 12). Dos taxa ameaçados para a Ilha da Madeira apenas um, *Hygroamblystegium tenax*, apresentou um estatuto de ameaça noutra localização geográfica, neste caso, Portugal continental. Por outro lado, observaram-se 14 taxa com estatuto de ameaça em Portugal continental e 3 a nível Europeu (Tab. 12). De referir que não foram observados taxa listados na directiva habitats (Directiva 42/43/CEE), a nível nacional, nem na Lista Vermelha mundial (IUCN 2009). Os taxa com estatuto de ameaça constituem um grupo com características muito diversificadas, nomeadamente ao nível do grupo taxonómico, tendências fitogeográficas, formas e estratégias de vida, como patente na Tab. 12.

Tabela 12. Lista de taxa com estatuto de ameaça, nas comunidades ripícolas da Ilha da Madeira, com respectivo grupo taxonómico (A: antocerotas; H: hepáticas; M: musgos), categoria de tendência fitogeográfica (B: boreal; T: temperado; O: oceânico; OM: oceânico-mediterrânico; SS: subalpino), estratégia de vida (C: colonizador; P: perene; VC: esporádico de vida curta; VL: esporádico de vida longa), forma de vida (TC: tufo curto; T: trama; TF: tapete folhoso; TT: tapete taloso) e estatuto de ameaça (A: ameaçado; ATT: não ameaçado, mas a ter em atenção; CA: criticamente ameaçado; R-DI: taxa recentemente descoberto na Ilha e como tal classificado como Raro - Dados Insuficientes; VU: vulnerável).

	Grupo taxonómico	Afinidades fitogeográfica	Estratégias de vida	Formas de vida	Estatuto de ameaça		
					Ilha da Madeira	Portugal continental	Europa
<i>Anastrophyllum minutum</i>	H	B	C	TF	R-DI		
<i>Anthoceros agrestis</i>	A	T	A	A		EXT	
<i>Asterella africana</i>	H	SO	VC	TT		DI	VU
<i>Bryoerthyphyllum inaequalifolium</i>	M	O	C	TC	A		
<i>Bryum mildeanum</i>	M	SO	P	TC	A		
<i>Campylopus brevipilus</i>	M	O	P	TC	R-DI		
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	H	B	C	TF	A		
<i>Fissidens asplenioides</i>	M	O	C	TC		DI	
<i>Frullania teneriffae</i>	H	O	VL	TF		VU	
<i>Hygroamblystegium tenax</i>	M	T	P	T	VU	DI	
<i>Hygrobrella laxifolia</i>	H	SS	VC	TF	A		
<i>Leptobarbula berica</i>	M	OM	C	TC	VU		
<i>Leiocolea turbinata</i>	H	OM	C	TF	CA		
<i>Lejeunea eckloniana</i>	H	O	P	TF		DI	
<i>Metzgeria temperata</i>	H	O	VL	TT		VU	
<i>Mnium hornum</i>	M	O	VL	TF	A		
<i>Plagiochila bifaria</i>	H	O	P	TC		AIT	
<i>Plagiochila exigua</i>	H	O	P	TF		PA	
<i>Pohlia melanodon</i>	M	T	VC	TC	R-DI		
<i>Pycomitrium nigrescens</i>	M	OM	C	TC		CA	
<i>Racomitrium affine</i>	M	B	C	TC	R-DI		
<i>Radula holtii</i>	H	O	C	TF		VU	VU
<i>Rhamphidium purpuratum</i>	M	OM	C	TC		EXT	
<i>Rhynchostegiella macilenta</i>	M	O	P	T			VU
<i>Scapania curta</i>	H	B	C	TF	VU		
<i>Syntrichia latifolia</i>	M	T	C	TC	R-DI		
<i>Thamnobryum maderense</i>	M	OM	P	FE		DI	
<i>Tortula solmsii</i>	M	OM	C	TC		VU	

No entanto, a informação ecológica e espacial relativamente a cada um dos taxa ameaçados, bem como características do ambiente onde se desenvolvem, pode contribuir para o delineamento de estratégias de conservação e gestão das áreas naturais (Söderstrom *et al.* 1992, Hodgetts 1996, Bisang & Hedenäs 2000, Longton & Hedderson 2000, Söderstrom 2006). A nível Europeu, os ecossistemas ripícolas constituem áreas relevantes no que respeita a taxa com estatuto de ameaça, ainda que não representem o habitat que alberga maior número dos referidos taxa (ECCB 1995, Hodgetts 1996).

A análise das Fig. 14 e Fig. 15 permitiu verificar não só que o habitat sub-imerso apresenta uma maior riqueza florística, como também que, para ambos os habitats, ocorre um decréscimo da riqueza florística, das zonas de montante para as zonas de jusante (Fig. 14, Fig. 15, Fig. 16A). De salientar, a ausência de taxa no habitat imerso, em determinadas áreas/secções, sobretudo localizadas a jusante que de uma forma geral, correspondem também a áreas com baixa riqueza florística do habitat sub-imerso.

Em ambos os habitats, as áreas que apresentam os números de taxa mais elevados são o Ribeiro Bonito (nascente), R. da Ametade (nascente), R. do Porco (nascente), todas elas localizadas na vertente Norte. De facto, as ribeiras localizadas na encosta Norte da Ilha, apresentaram um número total de taxa, superior ao das ribeiras localizadas na vertente Sul (Fig. 14, Fig. 15, Fig. 16A).

Observou-se um padrão semelhante relativamente ao número médio de taxa de musgos (Fig. 16B) e de hepáticas (Fig. 16C), ou seja valores superiores no habitat sub-imerso, decrescendo das zonas a montante para zonas a jusante. Verificou-se, igualmente, uma maior riqueza em taxa de musgos (Fig. 16B) e de hepáticas (Fig. 16C) na vertente Norte da Ilha do que na vertente Sul.

De forma a compreender a significância estatística dos gradientes observados efectuou-se uma Análise de Variância (Tab. 13), que revelou diferenças significativas, entre habitats, posição (montante, intermédio e jusante) e exposição na Ilha (vertente Norte e vertente Sul da Ilha), no que respeita ao número total de taxa. Resultados semelhantes foram obtidos para a riqueza florística de musgos e de hepáticas, tendo sido ainda verificada, neste último caso, uma interacção significativa entre o habitat e a exposição (Tab. 13).

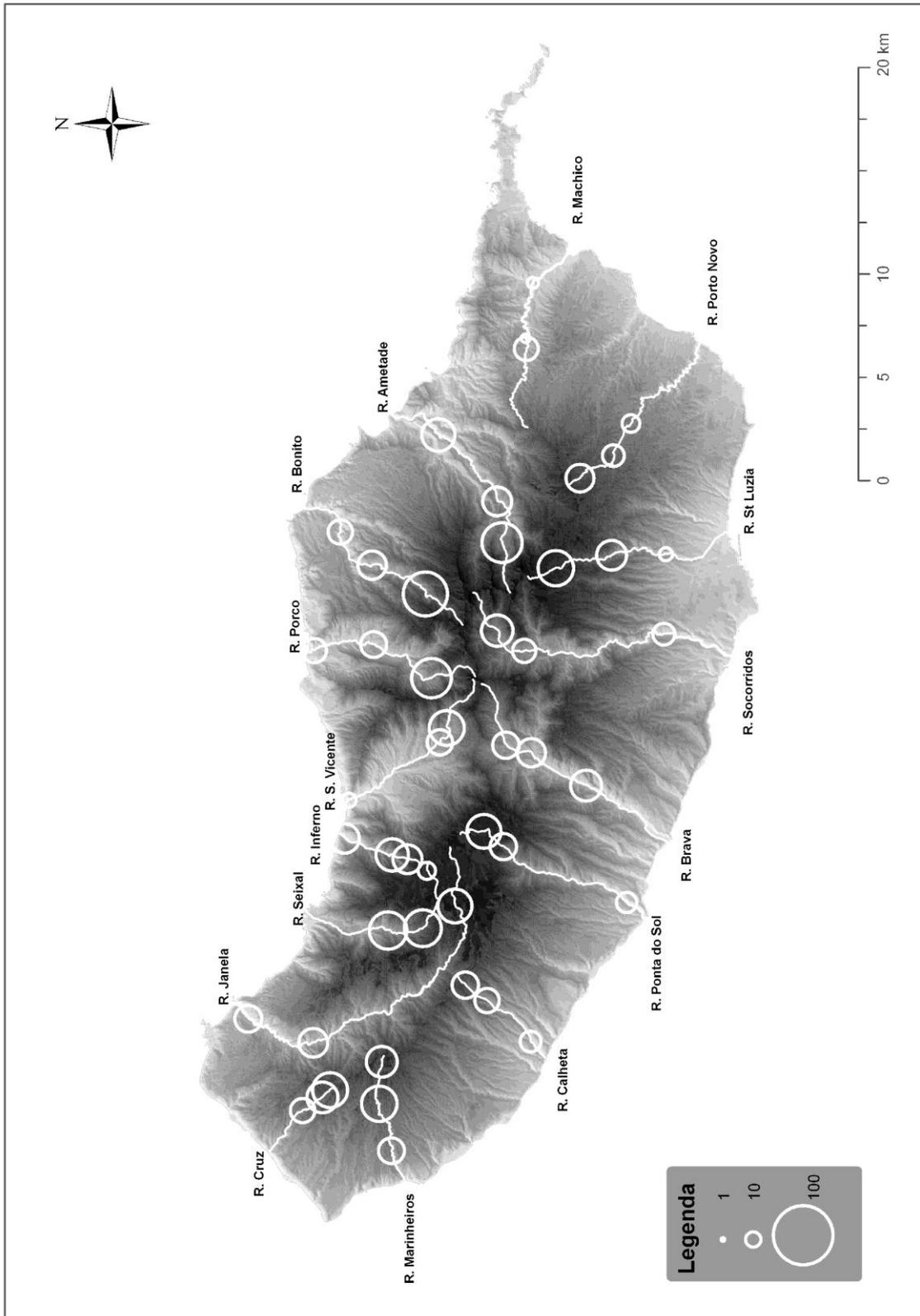


Figura 14. Riqueza florística total, em cada secção de cada ribeira estudada, no habitat sub-imerso.

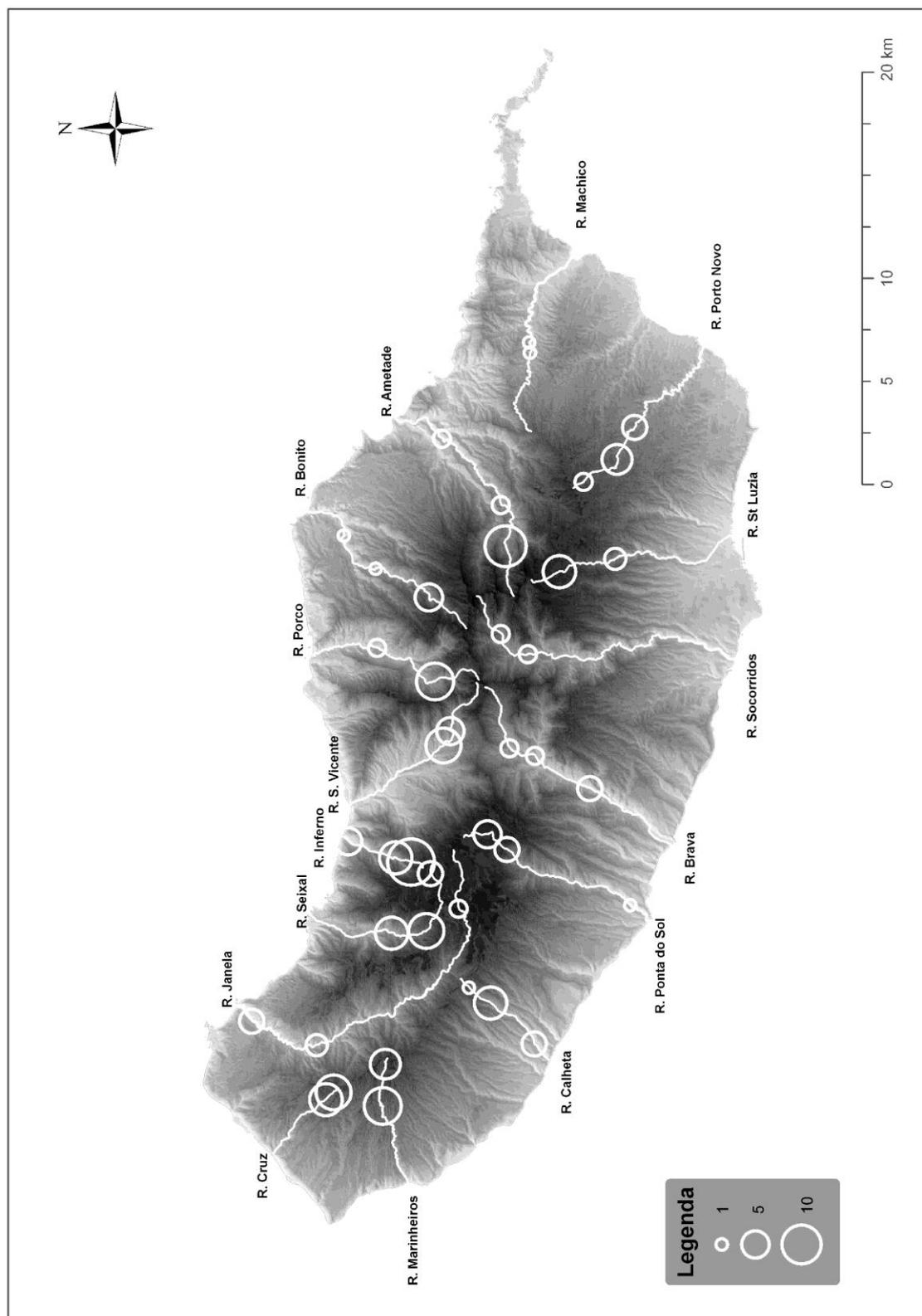


Figura 15. Riqueza florística total, em cada secção, de cada ribeira estudada, no habitat imerso.

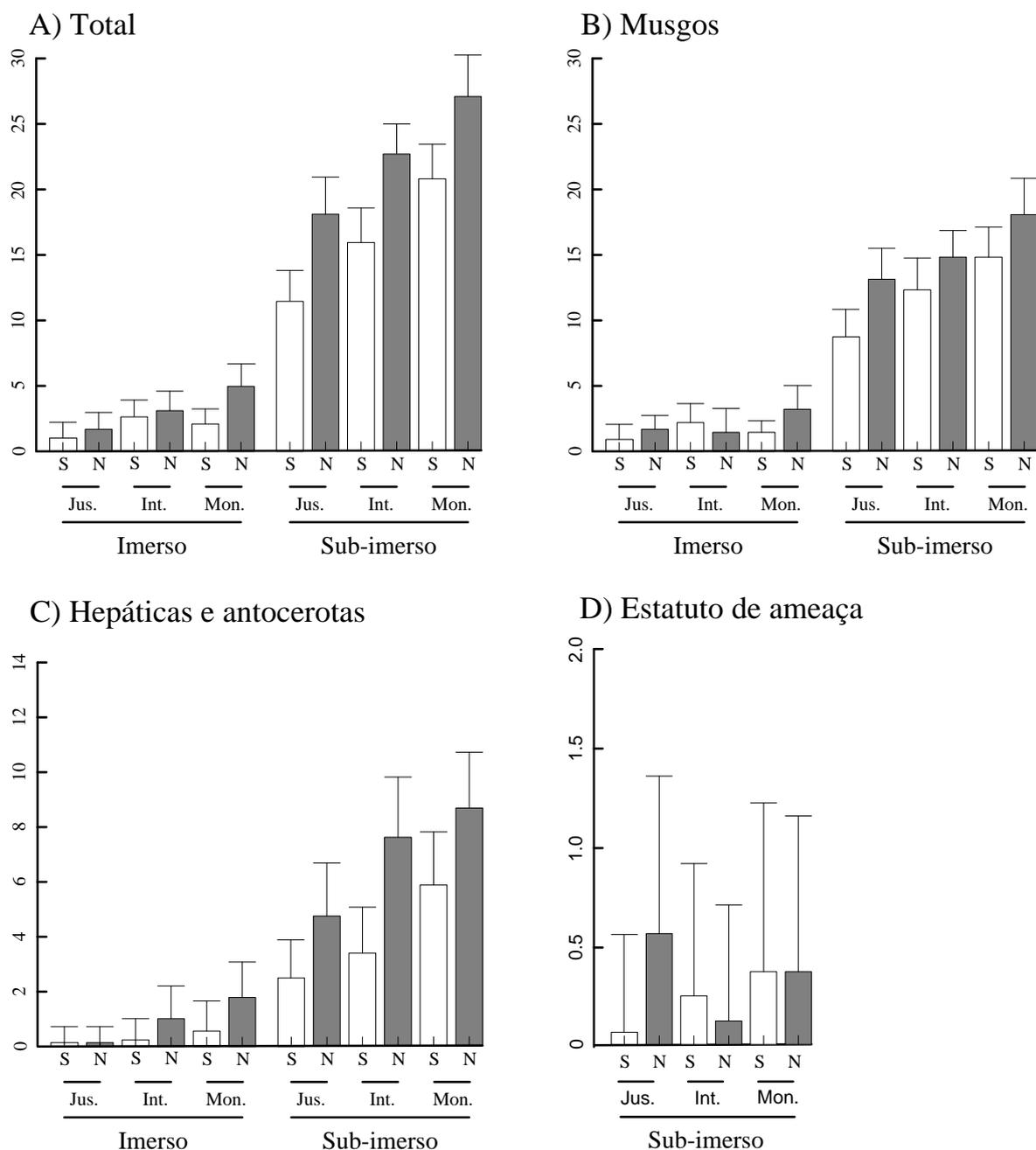


Figura 16. Riqueza florística média, e erro padrão associado, por habitat (imerso e sub-imerso), secção (Mon: montante; Int.: intermédio; Jus.: jusante) e exposição na Ilha da Madeira (S: vertente Sul; N: vertente Norte). Número total de taxa (A), número de musgos (B), de hepáticas (C) e de taxa com estatuto de ameaça (D). Notar as distintas escalas.

A Análise de Variância efectuada à riqueza florística dos briófitos com estatuto de ameaça, permitiu verificar um efeito significativo do tipo de habitat, ou seja, o habitat sub-imerso inclui taxa com estatuto de ameaça, ao contrário do habitat imerso. Por outro lado, o efeito da posição e exposição não foram significativos (Tab. 13, Fig. 18), no entanto, observou-se uma interacção entre a exposição, habitat e exposição, ou seja, na vertente Sul e para o habitat sub-imerso, observa-se um decréscimo da riqueza florística de montante para jusante.

Tabela 13. Resumo da Análise de Variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat (H; imerso vs. sub-imerso), posição (P; montante vs. intermédio vs. jusante), exposição (E; vertente Norte da Ilha vs. vertente Sul), bem como as suas interações relativamente ao número total de taxa, musgos e hepáticas (incl. antocerotas). F: valor de F; numGL: Graus de Liberdade do numerador; denGL: Graus de Liberdade do denominador. *: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$, ***: $p \leq 0.001$.

	numGL	denGL	Valor de F							
			Total taxa	Hepáticas e antocerotas	Musgos	Estatuto de ameaça				
Habitat (H)	1	90	852.32	***	389.44	***	837.61	***	26.98	***
Posição (P)	2	28	12.13	***	128.11	***	7.62	**	0.88	
Exposição (E)	1	14	9.98	**	6.64	*	4.98	*	1.33	
P x H	2	90	0.7		0.15		0.91		0.41	
P x E	2	28	0.08		1.49		0.4		1.97	
H x E	1	90	2.63		4.72	*	1.35		1.74	
P x H x E	2	90	2.07		1.68		1.41		5.55	*

Os resultados obtidos estão de acordo com os que foram observados em estudos anteriores realizados noutras regiões do mundo, nos quais se observou um aumento da riqueza florística do habitat imerso para o sub-imerso (Glime 1970b, Craw 1976, Kimmerer & Allen 1982, Slack & Glime 1985, Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 1991, Jonsson 1996, Gimingham & Birse 1957, Vitt *et al.* 1986, Muotka & Virtanen 1995, Papp & Rajczy 1998, Tremp 1999, Heino & Virtanen 2006). Comparativamente com o habitat sub-imerso, o habitat imerso constitui um ambiente muito exigente para os briófitos, apresentando valores mais baixos de incidência solar, bem como baixa concentração de CO_2 (difusão na água 10^4 vezes menor que no ar), única fonte de carbono para a fotossíntese dos briófitos, (Bain & Proctor 1980, Jenkins & Proctor 1985, Peñuelas 1985, Vanderpoorten 2003). Os taxa que sobrevivem nestas condições adquirem adaptações fisiológicas, nomeadamente ao nível da fotossíntese, como diminuição dos pontos de compensação e alterações nas proporções entre a clorofila a/clorofila b associado ao desenvolvimento em águas frias, uma vez que em águas quentes se verifica uma tendência para a desidratação (Glime & Vitt 1984, Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 1998).

Por outro lado, de uma forma geral a concentração de nutrientes é menor no meio aquático, especialmente em ribeiras de montanha, o que poderá funcionar como um factor limitante. No entanto, os briófitos aquáticos, na sua generalidade, conseguem otimizar o seu crescimento em baixas concentrações de nutrientes (Glime & Vitt 1984, Tremp 1999). Refere-se ainda que os briófitos imersos encontram-se mais sujeitos a perturbações causadas pela acção das águas, nomeadamente o transporte das partículas em suspensão como agentes de erosão, aumentado

pela turbulência das águas, sazonalidade e o regime torrencial. De forma a superar os referidos efeitos e a completar os seus ciclos de vida, os taxa imersos apresentam adaptações morfológicas, das quais se podem destacar as nervuras fortes e simples, espessamentos das paredes das células, margens dos filídeos reforçadas por várias camadas de células ou por espessamento das paredes, bem como elevado investimento na propagação vegetativa (Vitt & Glime 1984, Kürschner 2004, Glime 2007, Kürschner & Erdağ 2008).

Observou-se um decréscimo da riqueza florística, de montante para jusante, tanto no habitat imerso como no sub-imerso. De facto, verifica-se um elevado gradiente altitudinal entre as áreas/secções estudadas, como reflexo das condições climáticas que variam consideravelmente de montante para jusante, patentes na zonação da vegetação vascular (Capelo *et al.* 2007) e comunidades de macroinvertebrados (Hughes 2003). Verificou-se que as secções a jusante apresentaram os maiores caudais e como resultado, a instabilidade do substrato é superior à observada nas secções a montante. Por outro lado, os impactos antropogénicos são superiores nas zonas de jusante, onde a maioria dos cursos de água foram alterados (cimentação das margens, canalizações, captações de água) e onde se observa maior impacto das actividades agrícolas (aumento de nutrientes e pesticidas) (PRAM 2002, Hughes & Malmquist 2005). Em oposição, as secções a montante encontram-se geralmente, em áreas naturais (Capelo *et al.* 2004, PRAM 2002, Hughes 2003).

Verificou-se que a vertente Norte da Ilha apresenta uma riqueza florística muito superior à vertente Sul. De facto, a vertente Norte da Ilha é mais húmida do que a vertente Sul, devido sobretudo à influência de ventos resultantes do anticiclone dos Açores, de direcção nordeste (Santos & Miranda 2006, Prada *et al.* 2009). As condições de maior humidade da vertente Norte favorecem o estabelecimento de uma grande cobertura e diversidade de briófitos. É também na vertente Norte onde se localiza a floresta da Laurissilva, que cobre a maioria desta vertente da Ilha. Esta floresta é propícia ao desenvolvimento de condições microclimáticas de elevada humidade as quais associadas a temperaturas amenas e constantes (Prada & Silva 2001, Prada *et al.* 2009) favorecem o desenvolvimento de uma brioflora rica e bem desenvolvida (Sim-Sim *et al.* 2004a,b, Sim-Sim *et al.* 2005a,b, Fontinha *et al.* 2006, Kürschner *et al.* 2008).

O baixo impacto humano comparativamente à vertente Sul da Ilha também representa um facto relevante na determinação do padrão de riqueza observado. De facto, a vertente Norte apresenta um relevo muito pronunciado, que a torna inacessível em muitas áreas, sendo por

isso menos adequada ao estabelecimento das populações, ao contrário da vertente Sul, com relevo mais acessível ao estabelecimento das populações e resultantes actividades (PRAM 2002, Hughes 2003, Capelo *et al.* 2007).

4.1.1.2. Análise da Partição da Biodiversidade

De forma a compreender as contribuições dos diversos níveis espaciais hierárquicos, na distribuição da riqueza florística, ou seja, número de taxa, utilizou-se uma Análise de Partição da Biodiversidade, em componentes aditivos dentro das comunidades (α) e entre as mesmas (β) (ver Tab. 5, Fig. 11).

A Análise de Partição da Biodiversidade permitiu comparar a contribuição dentro cada componente de diversidade, alfa (α), e entre componentes, diversidade beta (β). Assim, considerou-se o número médio de taxa por ribeira (16 ribeiras), por secção (três secções por ribeira: montante, intermédio, e jusante) e por área (duas áreas por secção, ou seja seis por ribeira), com o total de taxa observados, separadamente para cada um dos habitats.

Considerando o número total dos taxa ripícolas, verificou-se que, o componente de riqueza 'entre ribeiras' (β_{ribeira}) apresentou a maior contribuição para o total da riqueza observada (Fig. 17A), para o habitat sub-imerso e imerso, nomeadamente, 71% e 82%, respectivamente. Os restantes componentes apresentaram uma contribuição consideravelmente menor, reforçando, desta forma as elevadas diferenças 'entre ribeiras' (β_{ribeira}) e reduzidas 'intra ribeiras' (α_{ribeira}). Observou-se um padrão semelhante para a diversidade de musgos e hepáticas (Fig. 17D,E).

No que respeita aos taxa infrequentes, ou seja, com ocorrência inferior a 5% nas áreas estudadas, determinaram-se 101 taxa, no habitat sub-imerso, em oposição ao habitat imerso, onde se observaram 34 taxa (Fig. 17B). De referir que mais de metade da totalidade dos taxa, foram classificados como infrequentes para ambos os habitats (sub-imerso: 57%; imerso: 66%). O componente de riqueza 'entre ribeiras' (β_{ribeira}) foi também, neste caso, o mais importante, em ambos os habitats (Fig. 17B).

Considerando os taxa comuns, ou seja, com ocorrência superior a 25% nas áreas estudadas, registou-se um total de 28 taxa no habitat sub-imerso e apenas 3 taxa no habitat imerso, correspondendo a 16% e 6%, da totalidade de taxa determinados, respectivamente para cada um dos habitats (Fig. 17C). No caso do taxa comuns, no habitat imerso, não se efectuou a análise de biodiversidade, devido à reduzida riqueza florística. Já para os taxa comuns no

habitat sub-imerso, o componente ‘intra áreas’ ($\alpha_{\text{área}}$) constituiu o componente com maior contribuição para o total dos taxa observados (Fig. 17C). O componente seguinte, ou seja ‘entre áreas’ ($\beta_{\text{área}}$), adicionou alguns taxa, indicando que as duas áreas dentro de cada secção foram muito semelhantes. Os componentes ‘entre secções’ ($\beta_{\text{secção}}$) e ‘entre ribeiras’ (β_{ribeira}) apresentaram contribuições semelhantes.

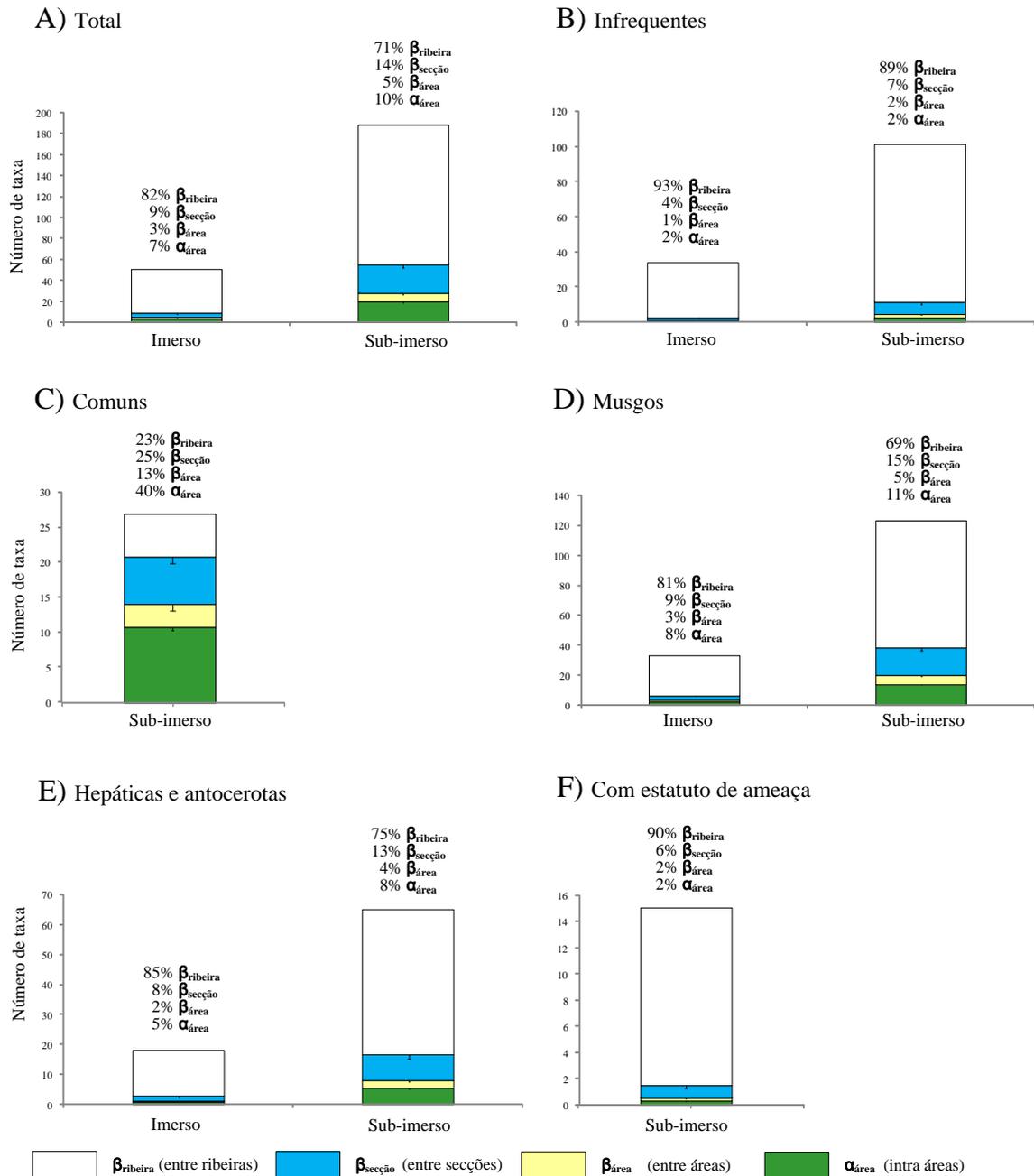


Figura 17. Partição da Biodiversidade relativamente à riqueza florística total (A), riqueza de taxa infrequentes (B), de taxa comuns (C), de musgos (D), de hepáticas, incl. antocerotas (E) e de taxa com estatuto de ameaça (F). Notar as diferentes escalas.

Analisou-se ainda a Partição da Biodiversidade para os taxa com estatuto de ameaça, que, no caso dos taxa sub-imersos, apresentou um padrão semelhante ao observado para os taxa infrequentes, no qual, o componente ‘entre ribeiras’ (β_{ribeira}), apresentou a maior contribuição para o número total de taxa com estatuto de ameaça (Fig. 17F).

A análise da partição da biodiversidade, no que respeita à riqueza florística, revelou padrões claros, evidenciando o componente ‘entre ribeiras’ como o mais importante. Desta forma a contribuição da riqueza ‘intra ribeiras’ foi relativamente baixa, ou seja, o número médio de taxa em cada ribeira é muito inferior ao número total de taxa. Este padrão é sobretudo influenciado pelo elevado número de taxa infrequentes, incluindo taxa com estatuto de ameaça, que sendo distintos em cada ribeira, resulta numa elevada riqueza florística na totalidade das áreas amostradas. De facto, ao analisar separadamente taxa comuns e taxa infrequentes, o padrão geral torna-se mais claro. Assim, para os taxa infrequentes e ameaçados, o componente ‘entre ribeiras’ foi o mais representativo, enquanto para os taxa comuns, este componente se revelou muito reduzido, sendo o componente ‘intra área’ o mais importante neste caso. Desta forma, a importância da escala espacial para os diversos componentes de riqueza florística difere claramente entre os taxa comuns e os infrequentes. De facto, verifica-se na generalidade dos estudos com briófitos que a reduzida frequência é mais comum do que a elevada frequência (Hedderson 1992, Longton 1992, 1994, Laaka-Lindberg *et al.* 2000, Longton & Hedderson 2000, Cleavitt 2005, Soderström & During 2005, Heinlen & Vitt 2003). No caso particular dos briófitos de ecossistemas ripícolas diversos autores referem frequentemente este padrão de infrequência em grande parte dos taxa (Slack & Glime 1985, Martínez-Abaiagar & Núñez-Olivera 1991, Ormerod *et al.* 1994, Jonsson 1996, Suren & Ormerod 1998, Heino *et al.* 2005b, Scarlett & O’Hare 2006, Fritz *et al.* 2009).

Os padrões observados apresentam possíveis explicações. Por um lado o componente ‘entre ribeiras’ para os taxa infrequentes poderia apresentar uma menor importância se a intensidade de amostragem fosse consideravelmente superior dentro das ribeiras. No entanto, apesar da escassez de estudos deste género, alguns autores obtiveram resultados semelhantes, com briófitos (Vieira 2008) bem como com outros organismos, nomeadamente insectos (Gering *et al.* 2003, Diekötter *et al.* 2008), macroinvertebrados (Boyero & Bailey 2001, Stendera & Johnson 2005), peixes (Erös 2007) e plantas vasculares (Wagner *et al.* 2000, Gabriel *et al.* 2006, Klimek *et al.* 2008).

A explicação mais natural para o elevado número de taxa infrequentes está relacionada com a ocorrência de taxa que apresentam o seu óptimo de desenvolvimento noutras ecologias, sobretudo em taludes (terrícolas ou rochosos), como já referido anteriormente. Do ponto de vista biológico, Cleavitt (2005) a capacidade de estabelecimento das espécies bem como as necessidades do habitat como os factores mais relevantes no que respeita à distribuição das espécies raras. Desta forma, e de acordo com a referida autora o elevado número de taxa infrequentes bem como os ameaçados, pode resultar de diversos factores, que podem actuar isolados ou em conjunto, nomeadamente, afinidades para um dado habitat, capacidade de dispersão, capacidade competitiva, ocorrência de reprodução (sexuada e asexuada) bem como do potencial genético. No caso particular dos ecossistemas ripícolas, nomeadamente de habitats sub-imersos, Heino & Virtanen (2006) consideram que os processos de colonização dos taxa dependem fortemente da disponibilidade de habitats. Já no caso dos taxa que se desenvolvem em habitats imersos, as relações espaciais de ocupação-abundância podem estar dependentes não só da capacidade, como também da possibilidade de dispersão dos taxa, bem como de processos metapopulacionais, fortemente influenciados pelo tipo de reprodução dos taxa (sexuada e asexuada), dispersão, colonização e extinção das populações (Heino & Virtanen 2006).

Como discutido anteriormente, o desenvolvimento e sobrevivência de espécies nos habitats ripícolas, imerso e sub-imerso, em particular de briófitos, apresenta alguns constrangimentos, em relação aos quais apenas algumas espécies se encontram adaptadas. Neste sentido salientam-se as adaptações a nível fisiológico, à submersão (Bain & Proctor 1980, Glime & Vitt 1984, Jenkins & Proctor 1985, Peñuelas 1985, Martínez-Abaiagar & Núñez-Olivera 1998, Tremp 1999, Vanderpoorten 2003), bem como a nível morfológico. Neste caso, as adaptações estão relacionadas com a resistência ao arrastamento e erosão, resultantes quer do efeito do caudal por si só, quer da presença de partículas em suspensão na água que funcionam como abrasivas, características que são comuns neste tipo de ecossistemas (Kimmerer & Allen 1982, Englund 1991, Muotka & Virtanen 1995, Suren & Duncan 1999, Biggs *et al.* 2001).

No caso particular de ecossistemas insulares, Gardner & Engelhardt (2008) referem três categorias de factores espaciais que afectam o número de briófitos, bem como a abundância das espécies: a estrutura da paisagem, que considera a heterogeneidade paisagística, bem como as dimensões da Ilha e distância a continentes; os efeitos de vizinhança, que condicionam padrões de estabelecimento e competição distintos; e finalmente os fenómenos

de perturbação, que conduzem a eventos espaciais dependentes da mortalidade, disponibilizando áreas para recolonização por espécies menos abundantes.

De facto, a heterogeneidade ambiental poderá constituir uma possível explicação para os padrões observados. De acordo com Loreau (2000) e Diekötter *et al.* (2008), a heterogeneidade ambiental no espaço e tempo, em conjunto com as diferenças entre nichos, apresentam um papel significativo na determinação e/ou influência da β diversidade em cada nível de escala. Para os referidos autores o aumento de α diversidade às custas da β diversidade (homogeneização) pode ser relacionado com os processos de dispersão e migração entre as unidades espaciais.

No caso em estudo, a Ilha da Madeira, as ribeiras correm em vales profundos e estreitos, isolados por encostas inclinadas e elevadas, onde a dispersão dos taxa entre vales distintos, pode ser difícil. Cada cada ribeira pode apresentar condições ambientais (macro e/ou microclimáticas) e ecológicas distintas que permitem o desenvolvimento de uma brioflora distinta. Hughes (2003, 2006) observou uma distinta composição das comunidades de macroinvertebrados presentes nas ribeiras da Madeira, salientado a capacidade de dispersão de alguns grupos como um factor importante no condicionamento dos padrões de distribuição espacial das espécies. Por seu lado, processos locais como a competição por recursos, regime de perturbação e interações bióticas (incluindo mecanismos de alelopatia), influenciam a capacidade de dispersão e taxas de reprodução e sobrevivência. Adicionalmente, a elevada diversidade de habitats da Ilha da Madeira é bem patente e responsável pela elevada diversidade de organismos, tanto plantas (Capelo *et al.* 2007, Sim-Sim *et al.* 2007, Sérgio *et al.* 2008) como animais (Borges *et al.* 2008b), bem como fungos e líquenes (Carvalho *et al.* 2008, Melo & Cardoso 2008). De facto, a elevada heterogeneidade ambiental, tanto a nível biótico como abiótico, considerando diversas escalas espaciais e/ou temporais, constitui uma das características dos sistemas ripários (Malavoi & Souchon 1996, Palmer & Poff 1997, Minshal 1998, Huryn *et al.* 2005, Naiman *et al.* 2005, Richardson *et al.* 2005, Lowe *et al.* 2006, Richardson & Danehy 2007). Gardner & Engelhardt (2009) salientam que no caso particular das Ilhas a heterogeneidade ambiental, a distintas escalas espaciais, influenciam grandemente a capacidade das espécies colonizarem e expandirem a sua distribuição.

A influência dos referidos factores, na riqueza e composição florística de briófitos, em habitats ripícolas, tem igualmente vindo a ser comprovada (Downes *et al.* 2003, Englund 1991, Muotka & Virtanen 1995, Suren *et al.* 2000, Cleavitt 2005, Heino & Virtanen 2006).

4.1.2. Análise da estrutura e composição das comunidades de briófitos ripícolas

4.1.2.1 Análise simultânea dos habitats imerso e sub-imerso

Neste item efectuou-se uma primeira análise da estrutura das comunidades. O que se pretendeu, em primeiro lugar, foi investigar se, tal como se verificou no item anterior, também em termos de composição florística os dois habitats são distintos. Os resultados obtidos irão condicionar o tratamento/análise subsequente dos dados, uma vez que permitirá determinar se a análise dos dados seja efectuada simultânea ou separadamente para cada um dos habitats. Procedeu-se a uma Análise de Escalamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) que permitirá compreender de que forma a composição das comunidades se reflecte nos agrupamentos das áreas estudadas.

Através da análise NMDS obteve-se uma segregação dos locais em função da composição florística das comunidades de briófitos. A análise da ordenação obtida evidência uma clara distinção entre os dois habitats, no que respeita às comunidades ripícolas (Fig. 18). As áreas de estudo correspondentes ao habitat imerso encontram-se claramente separadas das correspondentes ao habitat sub-imerso, com excepção de duas áreas do habitat imerso, que se posicionam entre as áreas do habitat sub-imerso. No entanto, aquando da rotação dos eixos (eixo 2 vs. eixo 3), as mesmas revelaram estarem agrupadas com as outras áreas referentes ao habitat imerso (resultados não apresentados), o que significa que numa estrutura tridimensional as áreas do habitat sub-imerso e imerso se encontram claramente separadas.

Os testes de Wilcoxon efectuados às coordenadas resultantes da análise NMDS comprovaram a ocorrência de diferenças significativas entre as coordenadas de ambos os habitats, para todos os eixos, ainda que para o eixo 1 essa diferença seja mais pronunciada (Tab. 14).

Tabela 14. Resultado dos testes de Wilcoxon (W) efectuados às coordenadas dos habitats, sub-imerso e imerso, obtidas pela análise NMDS efectuada aos dois habitats em simultâneo.

Eixos (NMDS)	Valor W	p
1	6358	2.2×10^{-16}
2	2519	0.0036
3	4126	0.02271

Como resultado da análise IndVal verificou-se que ambos os habitats podem ser discriminados por espécies indicadoras (Tab. 15). Enquanto o habitat imerso apresentou

Platyhypnidium riparioides, ainda que *Fissidens sublineaefolius* e *Brachythecium rivulare* também apresentem elevada frequência neste habitat. Como referido no início deste capítulo constituem taxa característicos, ou seja, bem adaptados ambientes higrófilos, nomeadamente a condições de total submersão (Glime & Vitt 1984, Vitt & Glime 1984).

No caso do habitat sub-imerso, determinaram-se 25 taxa indicadores, de entre os quais *Didymodon insulanus* constituiu o taxa com o valor indicador mais elevado. Adicionalmente, os taxa mais frequentes neste habitat, também apresentaram valores indicadores elevados, nomeadamente *Fissidens sublineaefolius*, *Didymodon insulanus*, *Dicranella howei*, *Fissidens asplenioides*, *Lunularia cruciata* e *Conocephalum conicum*. Os referidos taxa são frequentemente citados como sub-emergentes, uma vez que toleram pequenos períodos de submergência desenvolvendo-se em condições de alguma humidade ambiental (Vitt & Glime 1984, Glime & Vitt 1987, Virtanen 1995, Jonsson 1996, Papp & Rajczyk 1998, Fritz *et al.* 2009).

Tabela 15. Resultados da análise IndVal (Dufrene & Legendre 1997) efectuada relativamente ao habitat. Frequência de cada espécie em cada habitat, respectivo valor indicador (vi) e valor de p (resultado do teste de Monte Carlo para 1 000 permutações). Destaca-se a negrito (sub-imerso) e a cinzento (imerso) os taxa com $iv > 20$ e $p < 0.05$.

Abrev.	Taxa	Frequência		vi	p *
		Imerso	sub-imerso		
	<u>Antocerotas</u>				
antcau	<i>Anthoceros caucasicus</i>	0	15	14.7	0.001
phalae	<i>Phaeoceros laevis</i>	0	29	29.5	0.001
	<u>Hepáticas</u>				
acaabe	<i>Acanthocoleus aberrans</i>	0	8	8.4	0.014
chipol	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	15	38	14.4	0.933
concon	<i>Conocephalum conicum</i>	8	55	53.5	0.001
fruten	<i>Frullania teneriffae</i>	1	12	10.6	0.015
jubhut	<i>Jubula hutchinsiae</i> var. <i>integrifolia</i>	4	7	2.8	0.979
juncal	<i>Jungermannia calithrix</i>	0	6	6.3	0.033
junhya	<i>Jungermannia hyalina</i>	0	11	10.5	0.006
junpum	<i>Jungermannia pumila</i>	0	16	15.8	0.001
lejeck	<i>Lejeunea eckloniana</i>	0	15	14.7	0.003
lejlam	<i>Lejeunea lamacerina</i>	1	27	26	0.001
lopbid	<i>Lophocolea bidentata</i>	0	14	13.7	0.001
luncru	<i>Lunularia cruciata</i>	3	57	55.2	0.001
marpol	<i>Marchantia polymorpha</i>	1	22	21.4	0.002
pelepi	<i>Pellia epiphylla</i>	13	18	12.8	0.244
plabif	<i>Plagiochila bifaria</i>	0	8	8.4	0.026
plamad	<i>Plagiochila maderensis</i>	0	14	13.7	0.001

Tabela 15 (cont.).

Abrev.	Taxa	Frequência		vi	p*
		Imerso	sub-imerso		
riccha	<i>Riccardia chamedryfolia</i>	8	21	9.8	0.683
sacvit	<i>Saccogyna viticulosa</i>	3	18	16.7	0.006
sacund	<i>Scapania undulata</i>	17	31	13	0.873
<u>Musgos</u>					
andber	<i>Andoa berthelotiana</i>	0	8	8.4	0.018
anojul	<i>Anomobryum julaceum</i>	0	39	38.9	0.001
atrund	<i>Atrichum undulatum</i>	0	9	9.5	0.024
brariv	<i>Brachythecium rivulare</i>	26	33	16.4	0.757
bryalp	<i>Bryum alpinum</i>	0	11	10.5	0.005
bryarg	<i>Bryum argenteum</i>	0	6	6.3	0.074
brycap	<i>Bryum capillare</i>	0	32	31.6	0.001
brydic	<i>Bryum dichotomum</i>	0	26	26.3	0.001
brydon	<i>Bryum donianum</i>	0	6	6.3	0.073
brygem	<i>Bryum gemmiparum</i>	1	35	34.5	0.001
brypse	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	11	44	39.2	0.001
brydon	<i>Bryum donianum</i>	0	6	6.3	0.073
brygem	<i>Bryum gemmiparum</i>	1	35	34.5	0.001
brypse	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	11	44	39.2	0.001
cerpur	<i>Ceratodon purpureus</i>	0	6	6.3	0.053
dicpel	<i>Dichodontium pellucidum</i>	0	13	12.6	0.003
dichow	<i>Dicranella howei</i>	0	57	56.8	0.001
dicvar	<i>Dicranella varia</i>	0	8	8.4	0.025
didins	<i>Didymodon insulanus</i>	1	64	63.9	0.001
didlur	<i>Didymodon luridus</i>	0	12	11.6	0.003
epitoz	<i>Epipterygium tozeri</i>	3	36	34.7	0.001
eucver	<i>Eucladium verticillatum</i>	0	11	10.5	0.006
fisasp	<i>Fissidens asplenioides</i>	7	59	57.9	0.001
fibry	<i>Fissidens bryoides</i> var. <i>caespitans</i>	1	7	4.5	0.401
fiscoa	<i>Fissidens coacervatus</i>	0	6	6.3	0.079
fispus	<i>Fissidens pusillus</i>	0	11	10.5	0.014
fissub	<i>Fissidens sublineaeifolius</i>	47	66	41.3	0.03
fistax	<i>Fissidens taxifolius</i>	3	20	17.9	0.002
funhyg	<i>Funaria hygrometrica</i>	0	15	14.7	0.002
grilis	<i>Grimmia lisae</i>	0	11	10.5	0.01
hetwul	<i>Heterocladium wulfsbergii</i>	1	15	14.6	0.005
hooluc	<i>Hookeria lucens</i>	0	7	7.4	0.05
hygflu	<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	10	32	25.6	0.003
isopro	<i>Isothecium prolixum</i>	0	6	6.3	0.053
kinpra	<i>Kindbergia praelonga</i>	4	21	20.2	0.002
leprip	<i>Leptodictyum riparium</i>	13	6	6.9	0.364
oxyhia	<i>Oxyrrhynchium hians</i>	8	43	40.5	0.001
oxypum	<i>Oxyrrhynchium pumilum</i>	10	39	36.3	0.001
pelatl	<i>Pelekium atlanticum</i>	0	16	15.8	0.005
phimar	<i>Philonotis marchica</i>	3	16	14.9	0.013

Tabela 15 (cont.).

Abrev.	Taxa	Frequência		vi	p *
		Imerso	sub-imerso		
phirig	<i>Philonotis rigida</i>	0	44	44.2	0.001
plaund	<i>Plagiomnium undulatum</i>	0	6	6.3	0.079
plaundm	<i>Plagiomnium undulatum</i> var. <i>madeirense</i>	8	26	19.9	0.006
plarip	<i>Platyhypnidium riparioides</i>	56	41	41.9	0.003
ptypol	<i>Ptychomitrium polyphyllum</i>	0	11	10.5	0.004
racaci	<i>Racomitrium aciculare</i>	1	18	17.4	0.001
rhapur	<i>Rhamphidium purpuratum</i>	0	8	8.4	0.019
rhipun	<i>Rhizomnium punctatum</i>	1	23	22.8	0.001
rhylit	<i>Rhynchostegiella litorea</i>	1	36	31.2	0.001
rhymac	<i>Rhynchostegiella macilenta</i>	3	7	6.4	0.135
rhycon	<i>Rhynchostegium confertum</i>	0	6	6.3	0.067
sciplu	<i>Sciuro-hypnum plumosum</i>	0	28	28.4	0.001
thaalo	<i>Thamnobryum alopecurum</i>	10	28	24.4	0.003
tornit	<i>Tortella nitida</i>	1	15	14.1	0.006
tortor	<i>Tortella tortuosa</i>	0	11	10.5	0.009
tormur	<i>Tortula muralis</i> var. <i>aestiva</i>	0	11	10.5	0.01
torsol	<i>Tortula solmsii</i>	0	16	15.8	0.001
tribra	<i>Trichostomum brachydontium</i>	0	28	28.4	0.001
tricri	<i>Trichostomum crispulum</i>	1	16	14.9	0.003

Uma análise mais pormenorizada permitiu verificar, sobretudo no habitat sub-imerso, a ocorrência de subgrupos na ordenação, em que alguns grupos de taxa se encontram mais próximos que outros (Fig. 18). No entanto, uma vez que o intuito deste item consistiu na análise da composição florística dos dois habitats e da sua possível distinção, sugere-se que a análise das comunidades seja efectuada separadamente, o que constitui o tema do próximo item.

4.1.2.2. Análise isolada dos habitats imerso e sub-imerso

Neste item procedeu-se a uma Classificação Ascendente Hierárquica, com vista a agrupar os locais em grupos (*clusters*), e comparou-se os grupos obtidos com as relações de proximidade entre as áreas determinadas por uma análise NMDS. De forma a compreender e determinar quais as espécies características de cada agrupamento das áreas, procedeu-se a uma análise IndVal.

4.1.2.2.1. Habitat sub-imerso

Como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, e após o segundo nível de corte, três grupos (*clusters*) foram obtidos, evidenciando características distintas entre as áreas (Fig. 19). Assim, o grupo 1 (Fig. 19) é constituído pelas áreas localizadas no Paúl da Serra (Fig. 20), correspondendo a áreas de montante, ou seja nascentes, em elevada altitude, dominadas por Urzal de altitude (excepto MRN4), apresentando dimensões reduzidas, margens estáveis e expostas, e valores reduzidos de caudal e turbulência (Tab. 16). Devido à sua elevada altitude estão associados a valores elevados de precipitação e baixas temperaturas e as águas são ligeiramente ácidas e com baixa concentração de nutrientes (Tab. 16). Verificou-se que *Scapania undulata* teve uma ocorrência de 100% nos três subgrupos do grupo 1 (Tab. 17).

Por outro lado, o grupo 2 (Fig. 19) corresponde às áreas de ribeiras de maiores dimensões, localizadas em zonas de foz (jusante) das ribeiras (Fig. 20), a baixas altitudes, temperaturas mais elevadas, com caudais elevados e grandes oscilações de nível da água que contribuem para uma elevada erosão das margens, como resultado do regime torrencial (Tab. 16). É também nestas áreas onde se verifica uma maior concentração de populações humanas, com correspondentes consequências resultantes do seu estabelecimento, nomeadamente alterações nas margens, como cimentação e canalizações/tubagens, valores elevados de pH e de nutrientes dissolvidos nas águas (Tab. 16). Neste grupo destaca-se o taxa *Bryum dichotomum*, *Didymodon luridus* e *Marchantia polymorpha* por apresentaram frequências mais elevadas ou ocorrências quase exclusivas neste grupo (Tab. 17).

O grupo 3 (Fig. 19) engloba as zonas com características entre os dois outros grupos, incluindo a grande maioria, das áreas localizadas na Laurissilva (Fig. 20, Tab. 16). Neste grupo destaca-se a ocorrência exclusiva de *Hygroamblystegium fluviatile*, presente em todos os subgrupos do grupo 3 (Tab. 17).

Os grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica revelam claramente um gradiente longitudinal das ribeiras. Este gradiente observado nas comunidades ripícolas da Madeira foi também descrito para as comunidades de macroinvertebrados por Hughes (2003), ou seja, verificou-se uma resposta clara quanto a um gradiente de perturbação, que por sua vez se encontra relacionado com os parâmetros físico-químicos da água.

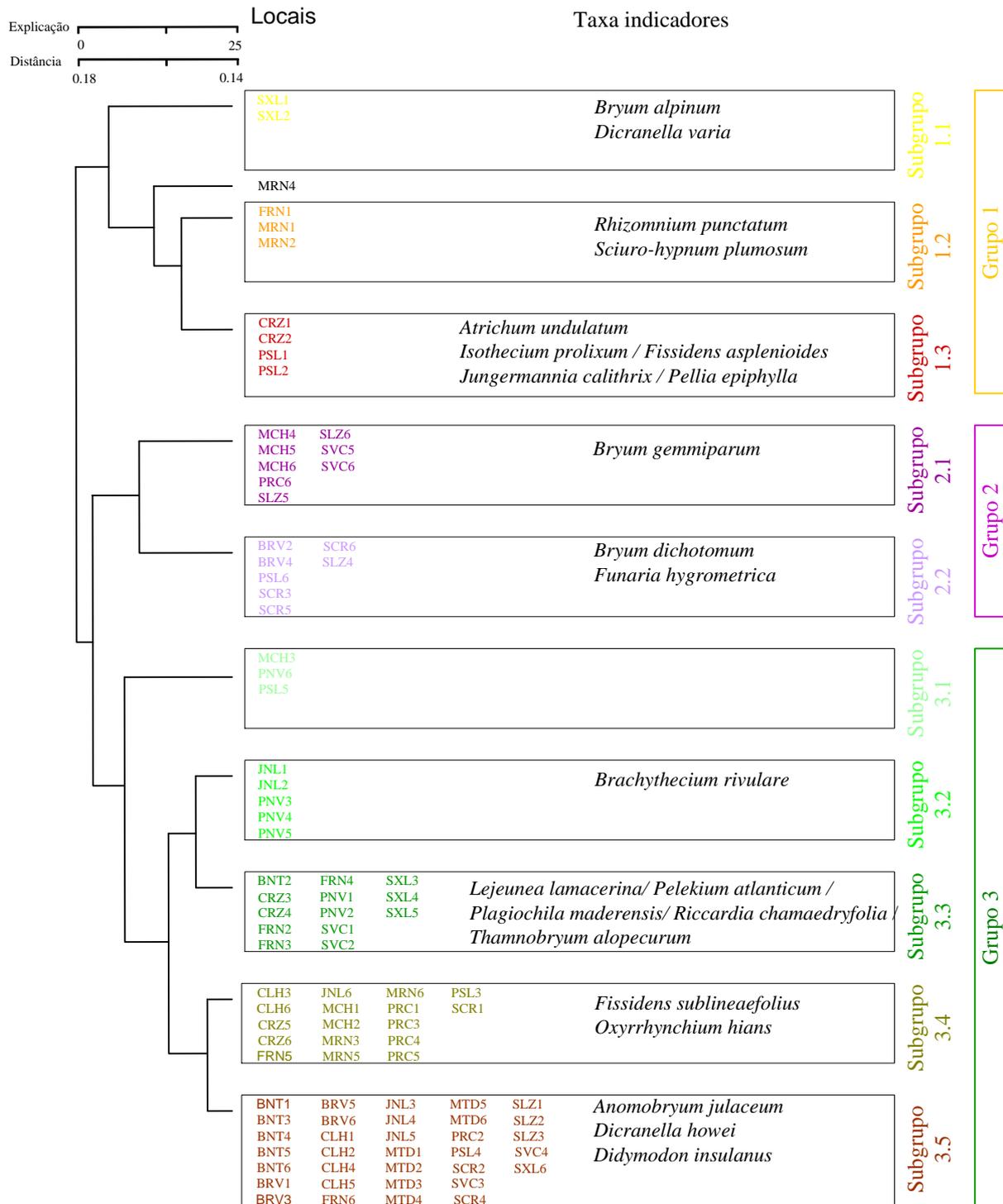


Figura 19. Resultados da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis) e média de grupo como método de análise grupal. Para cada grupo obtido apresentam-se os taxa classificados como indicadores, resultantes da análise IndVal, nomeadamente com Valores de Indicação (vi)>20 e p<0.05. Abreviaturas para as áreas de estudo discriminadas Tab. 2 e Anexo I.

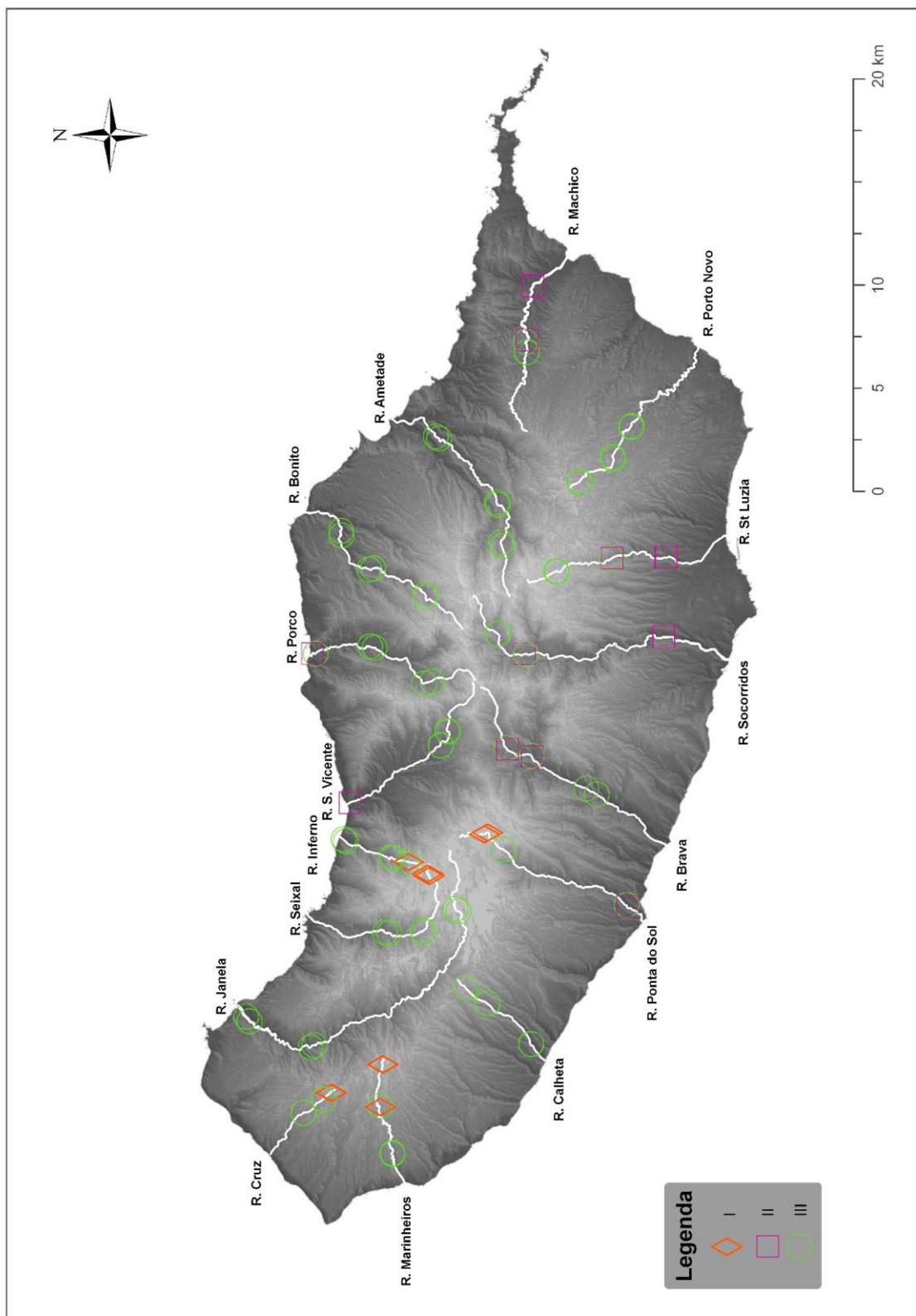


Figura 20. Localização geográfica dos grupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

Tabela 16. Resumo das principais características ambientais (detalhadas na Tab. 3), dos subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica efectuada no habitat sub-imerso. Para os dados qualitativos contínuos apresenta-se os valores mínimos, médios e máximos.

	Subgrupo									
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5
Altitude (m)	920	670-1219	1040-1500	10-118	80-632	97-636	641-1410	520-1183	20-1030	54-1429
Forma do vale	vale aberto	vale aberto	vale aberto	vale aberto	vale aberto e vale profundo	vale aberto	vale aberto	vale aberto e vale profundo	vale aberto e vale profundo	vale aberto e vale profundo
Características das margens	Verticals, naturais, sujeitos a pouca erosão, muito expostas	Verticals, naturais, sujeitos a pouca erosão e exposição elevada a média	Verticals, naturais, sujeitos a pouca erosão e exposição elevada a média	Verticals, artificiais (reforçados), sujeitos a erosão e exposição elevadas	Verticals, artificiais (reforçados), sujeitos a erosão e exposição elevada a média	Verticals, naturais e artificiais (reforçados), sujeitos a erosão	Verticals, naturais, sujeitos a erosão reduzida	Verticals, naturais, sujeitos a erosão reduzida, pouco a mediamente expostas	Verticals, naturais, sujeitos a erosão reduzida a elevada, pouco a mediamente expostas	Verticals, naturais (na maioria, sujeitos a erosão reduzida a elevada, pouco a mediamente expostas)
Turbulência das águas	reduzida	reduzida a média	reduzida	Média a elevada	Média a elevada	Média	Reduzida a média	Reduzida a elevada	Reduzida a média	Reduzida a elevada
Altura da margem (m)	0.6	0.5	0.2-0.4	1-2	0.5-2	1	0.5-1	0.5-10	0.3-2	0.3-5
Largura da margem (m)	4	1-3	1-3	6-20	6-25	5-12	3-7	2-10	2-16	1-40
Largura mínima da margem (m)	10	0.2(2)	0.5-1	2-6	1-5	2-3	0.5-6	0.6-20	0.1-10	0.2-20
Profundidade mínima (m)	0.1	0.1-0.2	0.1	0.2-0.3	0.2-0.5	0.2-0.3	0.1	0.1-0.4	0.05-0.5	0.1-0.7
Caudal (l/s), no Inverno	75	4.1	(1.7)1.75(1.8)	(23)572(950)	(6.1)410(600)	(305)749(1000)	(16.4)506(1000)	(30.2)253(600)	(2.5)101(511)	(2.5)596(2300)
Caudal (l/s), no Verão	0.08	1.7	(0.16)4(19)	(2.7)55(180)	(0.5)48(72)	(0.5)106(302)	(15)137(302)	(3)31(110)	(1)23(194)	(0.07)50(194)
Agrupamento vegetal dominante	Laurissilva	Urzal de altitude	Urzal de altitude	Urzal de altitude	Sálgueiral	Sálgueiral	Urzal de altitude e Sálgueiral	Laurissilva e Urzal de altitude	Sálgueiral	Sálgueiral, Laurissilva e Urzal de altitude
Estrato arbóreo (%)	>75	50-75	5-100	0-100	0-75	25-100	0-100	0-100	0-100	0-100
Estrato arbustivo (%)	>75	25-75	25-75	25-75	0-100	25-75	0-100	0-100	0-100	0-100
Estrato herbáceo (%)	50-75	25-75	25-100	25-100	25-100	25-75	25-75	0-100	0-75	0-100
Cobertura de pteridófitos (%)	<25	<25	<25	0-50	0-50	0-25	0-75	0-75	0-50	0-75
Cobertura de briófitos (%)	50-75	50-100	25-75	25-75	0-25	0-50	0-50	50-100	0-100	0-75
Número de dias com temperatura máxima superior a 25°C	56.00	(16)16(17)	(17)32(47)	(26)36(46)	(26)46(82)	(20)42(81)	(14)20(26)	(3.8)31(50)	(2)146(88)	(1)35(88)
Número de dias com temperatura máxima superior a 25°C nos meses de Verão	11.54	(5.3)5.4(5.6)	(7.6)7.8(7.9)	(13)16(17)	(15)23(42)	(12)23(41)	(7.2)11(16)	(6)11(14)	(9)15(31)	(6)13(31)
Número de dias com temperatura mínima superior a 20 °C nos meses de Verão	2.94	0	(0.0)0.5(0.14)	(3)5.3(7.8)	(3.8)5.8(10)	(3.2)6.3(10)	(0)1.6(3.2)	(0.6)2.1(4.5)	(1.4)3.5(7.1)	(1.2)3.7(7.1)
Temperatura média anual (°C)	12.83	9-10	(10)11(12)	(16)18(18)	(15)17(19)	(14)16(19)	(10)12(14)	(11)13(15)	(12)15(18)	(10)15(18)
Temperatura média (°C), nos meses de Inverno	7.27	3	(3.3)4.9(6.6)	(11)13(14)	(9)11(13)	(9)11(13)	(4.1)6.5(9)	(5.4)7.8(10)	(6.3)10(13)	(4.1)10(13)
Precipitação total anual (mm)	1994	3017-3042	(2287)2566(2430)	(802)933(1143)	(855)1361(1930)	(905)1233(1618)	(1618)2261(2846)	(1590)2095(2620)	(697)1472(2375)	(691)1597(2834)
Precipitação total (mm), nos meses de Inverno	843	1226-1236	(919)988(1033)	(885)1045(1210)	(359)628(994)	(381)525(719)	(719)972(1176)	(700)916(1176)	(260)608(932)	(255)678(1168)
Precipitação total (mm), nos meses de Verão	127	158-159	(127)145(163)	(29)56(79)	(26)57(97)	(31)63(81)	(78)116(152)	(96)121(150)	(68)99(138)	(49)94(130)

Tabela 16 (cont.).

	Subgrupo									
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5
Concentração de amónia (mg/l), no Inverno	0.094	(0.075)0.08(0.081)	(0.08)0.09	(0.05)0.06(0.08)	(0.01)0.06(0.08)	(0.05)0.06(0.08)	(0.01)0.02(0.05)	(0.01)0.05(0.1)	(0.01)0.06(0.1)	(0.01)0.04(0.1)
Concentração de amónia (mg/l), no Verão	0.27	(0.01)0.04(0.06)	0.07(0.08)	(0.05)0.08(0.1)	(0.03)0.07(0.11)	(0.02)0.06(0.09)	(0.01)0.02(0.03)	(0.01)0.04(0.07)	(0.01)0.06(0.27)	(0.02)0.04(0.11)
Concentração de cálcio (mg/l), no Inverno	1.3	(0.7)1(1.6)	(1.3)1.8(2.4)	(2.7)7.5(12)	(0.7)5.6(11)	(3)5(6.8)	(1.4)3.1(5)	(0.6)2.1(3.4)	(1.2)3.7(11)	(0.66)3.9(11)
Concentração de cálcio (mg/l), no Verão	1.9	(1.8)2.2(3)	(0.74)1.4(2.1)	(6.7)12(15)	(3.1)11(18)	(7)12(18)	(2.5)4.7(7)	(2.1)4.4(6.8)	(1.9)6.3(22)	(2.7)6.6(22)
Concentração de chumbo (mg/l), no Inverno	-	-	-	-	-	-	-	(0.0)0.04(0.14)	-	(0.0)0.03(0.44)
Concentração de chumbo (mg/l), no Verão	-	-	-	(0.0)0.02(0.1)	-	0.12(0.35)	(0.0)3.6(0.72)	(0.0)0.04(0.24)	(0.0)0.03(0.1)	(0.0)0.05(0.69)
Concentração de cloratos (mg/l), no Inverno	6.3	(3.8)6.6(12)	(1.3)4.5(7.7)	(6.8)12(15)	(2.5)5.8(12)	(3.4)9.2(12)	(11)13(14)	(2.8)9.4(21)	(1.4)9.2(26)	(1.4)9.6(26)
Concentração de cloratos (mg/l), no Verão	11	(7.5)9.2(10)	(10)12(13)	(17)29(50)	(9)16(24)	(13)24(45)	(7.6)11(14)	(7)9.8(15)	(6.9)19(32)	(4.3)13(29)
Concentração de cobre (mg/l), no Inverno	0.029	-	(0.0)2.0(3.9)	(0.0)1.8(0.46)	(0.0)1.4(0.44)	(0.0)0.02(0.05)	(0.0)7.4(1.8)	-	(0.0)1(1.1)	(0.0)1(1.1)
Concentração de cobre (mg/l), no Verão	0.59	(0.016)0.02(0.02)	(0.0)0.05(0.1)	(0.19)0.42(0.84)	(0.0)6.3(2.6)	(0.08)0.31(0.59)	(0.0)0.08(0.16)	(0.0)0.02(0.11)	(0.0)2.6(0.84)	(0.0)1.5(3.3)
Concentração de ferro (mg/l), no Inverno	0.035	(0.03)0.08(0.10)	0.04(0.05)	(0.05)0.23(0.58)	(0.02)0.1(0.2)	(0.0)0.08(0.17)	(0.0)0.02(0.04)	(0.0)0.05(0.1)	(0.01)0.12(0.55)	(0.0)0.07(0.39)
Concentração de ferro (mg/l), no Verão	0.081	(0.04)0.06(0.08)	(0.08)0.13(0.18)	(0.01)0.13(0.3)	(0.03)0.08(0.12)	(0.02)0.06(0.09)	(0.02)0.03(0.05)	(0.0)0.06(0.23)	(0.0)0.05(0.09)	(0.0)0.06(0.23)
Concentração de fosfatos (mg/l), no Inverno	<0.05	<(0.05)0.07(0.11)	<0.05	<(0.05)0.18(0.57)	<(0.05)0.07(0.14)	<0.05	<0.05	<(0.05)0.26(1.36)	<(0.05)0.27(2.3)	(0.03)0.21(2.3)
Concentração de fosfatos (mg/l), no Verão	<0.05	<0.05	<0.05	<(0.05)0.19(0.54)	<(0.05)0.39(2.4)	<(0.05)0.63(4.7)	<(0.05)2.9(4.7)	<(0.05)0.33(0.94)	<(0.05)0.4(5.5)	<(0.05)0.86(6.2)
Concentração de magnésio (mg/l), no Inverno	8.5	(1.3)2(2.4)	(0.8)1.2(1.7)	(3.4)5.5(7.5)	(0.54)3.9(6.4)	(4.7)4.9(5.5)	(1.1)2.9(5.5)	(0.63)2.1(3.6)	(1.9)4(8.5)	(0.54)3.3(8.3)
Concentração de magnésio (mg/l), no Verão	2.3	(0.8)1.3(1.3)	(0.79)1.1(1.5)	(8.7)11(15)	(3.6)9.3(17)	(6)11(17)	(24)1(6)	(2.1)3.5(6)	(2.3)6.8(33)	(2.5)5.6(33)
Concentração de nitratos (mg/l), no Inverno	<1	<1	<1	<(1)1.15(1.4)	<1	<1	<1	<1	<(1)1.2(4.7)	<(1)1.1(4.7)
Concentração de nitratos (mg/l), no Verão	<1	<1	<1	<(1)1.7(4)	<(1)1.2(1.8)	<(1)2(4)	<1	<(1)1.1(1.7)	<(1)1.2(2.3)	<(1)1.2(2.8)
Concentração de potássio (mg/l), no Inverno	0.45	(0.25)0.28(0.36)	(0.25)0.29(0.33)	(0.89)1.72(3.42)	(0.05)0.66(1.2)	(0.6)0.8(1)	(0.1)0.5(1)	(0.11)0.46(0.88)	(0.24)0.75(3.4)	(0.05)0.6(1.5)
Concentração de potássio (mg/l), no Verão	0.87	(0.59)0.6(0.61)	(0.24)0.3(0.35)	(0.82)3.2(5.3)	(0.48)1.8(3)	(0.8)2.2(3.1)	(0.24)0.53(0.8)	(0.4)0.87(1.4)	(0.3)1.3(2.8)	(0.3)0.83(2.8)
Concentração de sódio (mg/l), no Inverno	8.9	(3.5)3.7(4.2)	(4)5.4(6.7)	(9.4)14(20)	(0.83)9(24)	(11)16(24)	(1.6)4.7(11)	(1.5)5.5(8.8)	(3.7)8.2(16)	(0.83)6.6(15)
Concentração de sódio (mg/l), no Verão	7.7	(4.8)6(6.5)	(4.3)5.3(6.4)	(13)26(34)	(5.5)19(38)	(11)25(38)	(3.5)5.8(11)	(4.8)8.9(16)	(3.8)15(65)	(3.6)11(65)
Concentração de zinco (mg/l), no Inverno	0.053	(0.02)0.12(0.17)	(0.05)0.06(0.08)	(0.08)0.21(0.42)	(0.1)0.2(0.49)	(0.0)1.8(0.42)	-	(0.02)0.16(0.27)	(0.02)0.17(0.53)	(0.0)1.3(0.49)
Concentração de zinco (mg/l), no Verão	0.081	(0.15)0.16(0.18)	(0.12)0.13	(0.01)0.25(0.36)	(0.2)0.33(0.66)	(0.18)0.27(0.39)	(0.0)0.07(0.18)	(0.02)0.12(0.31)	(0.0)0.22(0.81)	(0.0)1.9(0.66)
Condutividade (µS/cm), no Inverno	59	(52)55(56)	(52)55(53)	(180)235(355)	(87)112(137)	(105)141(181)	(54)95(137)	(45)69(93)	(59)104(190)	(51)101(190)
Condutividade (µS/cm), no Verão	73	(53)60(74)	(52.5)53.85(55.2)	(161)299(395)	(100)188(247)	(170)228(329)	(55)115(170)	(59)87(110)	(73)149(234)	(67)131(234)
Oxigénio dissolvido (mg/l), no Inverno	8.2	(9.6)10(11)	(9.7)9.9(10)	(8.8)9.6(11)	(9.3)9.9(11)	(9.7)9.9(10)	(9.4)10(11)	(9.4)10.8(12)	(7.1)9.4(11)	(9.2)10.3(12)
Oxigénio dissolvido (mg/l), no Verão	7.6	(9)9.8(11)	(8.5)8.8(9.1)	(8.9)9.5(10)	(8.6)9.6(12)	(9.2)10(12)	(9)11(12)	(8.9)10(11)	(7.6)9.3(11)	(8.6)9.9(13)
Temperatura (°C), no Inverno	8.5	(7.7)8.7(9.2)	(9.4)9.5(9.5)	(13)14(15)	(11)12(13)	(13)14(15)	(11)13(15)	(7.7)10(12)	(7.5)11(15)	(7.5)12(15)
Temperatura (°C), no Verão	17	(8.8)12(13)	(9.5)13(16)	(12)20(27)	(12)19(27)	(14)18(21)	(11)13(14)	(8.8)12(14)	(9.2)14(17)	(9.2)14(19)
Valores de pH, no Inverno	6.9	-6.6	-6.6	(7.5)7.7(7.8)	(7.5)7.7(7.8)	(7.5)7.7(7.8)	(8.9)7.2(7.6)	(5.6)7.1(7.5)	(6.4)7.2(7.7)	(6.4)7.4(7.6)
Valores de pH, no Verão	6.5	(6.6)6.9(7.4)	(6.6)6.7(6.7)	(7.7)8.0(8.4)	(7.4)7.9(8.3)	(7.8)7.9(8.1)	(6.7)7.3(7.8)	(6.9)7.4(7.7)	(6.9)7.5(7.8)	(7.3)7.6(7.9)

Tabela 17. Percentagem de locais, onde cada taxon ocorre relativamente a cada subgrupo, obtido como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso. Consideraram-se os três grupos taxonómicos, nomeadamente antocerotas, hepáticas e musgos. Os taxa com Valor Indicador (vi) > 20 e p < 0.05 encontram-se assinalados a cores.

Taxa	Subgrupo					vi	p					
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2			3.1	3.2	3.3	3.4	3.5
<u>Antocerotas</u>												
<i>Anthoceros caucasicus</i>	-	33	-	-	-	-	-	38	6	21	11.7	0.584
<i>Phaeoceros laevis</i>	-	33	50	-	-	-	40	31	29	42	9.4	0.864
<u>Hepáticas</u>												
<i>Acanthocoleus aberrans</i>	-	33	-	-	-	-	-	38	6	3	24	0.133
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	-	67	25	-	-	-	20	62	47	48	27.9	0.158
<i>Conocephalum conicum</i>	-	33	-	38	-	33	40	100	82	58	31.7	0.146
<i>Fruillania teneriffae</i>	-	-	50	-	-	-	20	38	-	6	26	0.132
<i>Jubula hutchinsiae</i> var. <i>integrifolia</i>	-	33	25	-	-	-	-	38	-	-	31.9	0.084
<i>Jungermannia calithrix</i>	-	33	75	-	-	-	-	8	-	3	50.3	0.013
<i>Jungermannia hyalina</i>	-	-	-	-	-	-	20	38	6	6	18.9	0.226
<i>Jungermannia pumila</i>	-	33	-	-	-	-	20	23	6	27	26.7	0.14
<i>Lejeunea eckloniana</i>	-	33	25	-	-	-	-	46	24	3	25.8	0.121
<i>Lejeunea lamacerina</i>	-	-	25	-	-	-	-	85	29	24	67.6	0.001
<i>Lophocolea bidentata</i>	-	-	-	-	-	-	-	46	24	9	21.2	0.174
<i>Lunularia cruciata</i>	-	67	-	25	29	-	80	23	82	79	28	0.31
<i>Marchantia polymorpha</i>	-	-	-	38	43	-	-	-	6	42	22.6	0.217
<i>Pellia epiphylla</i>	-	-	100	-	-	-	20	46	-	15	93	0.001
<i>Plagiochila bifaria</i>	-	33	50	-	-	-	-	15	6	6	23.6	0.192
<i>Plagiochila maderensis</i>	-	-	25	-	-	-	-	69	18	-	53.7	0.012
<i>Riccardia chamedryfolia</i>	-	33	25	-	-	-	-	77	35	6	56.1	0.01
<i>Saccogyna viticulosa</i>	-	33	50	-	-	-	-	54	24	6	35.3	0.09
<i>Scapania undulata</i>	100	100	100	-	-	-	40	69	18	15	30.2	0.074

Tabela 17 (cont.).

Taxa	Subgrupo										vi	p
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5		
<i>Fissidens taxifolius</i>	-	67	-	13	14	-	-	15	41	18	22.6	0.215
<i>Funaria hygrometrica</i>	50	-	-	25	86	-	20	-	-	12	54.2	0.009
<i>Grimmia lisae</i>	-	-	25	-	-	-	40	-	6	18	21.5	0.19
<i>Heterocladium wulfisbergii</i>	-	33	75	-	-	-	20	46	6	3	26.7	0.17
<i>Hookeria lucens</i>	-	-	25	-	-	-	-	31	6	3	14.6	0.343
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	-	-	-	-	-	33	60	38	41	42	19	0.418
<i>Eisothecium roluxum</i>	-	33	75	-	-	-	20	-	-	-	53	0.009
<i>Kindbergia praelonga</i>	-	100	50	-	-	-	-	38	24	15	16.8	0.446
<i>Leptodictyum riparium</i>	-	33	-	-	-	-	40	-	6	6	19.1	0.251
<i>Oxyrrhynchium hians</i>	-	33	-	13	-	33	40	38	88	48	65.2	0.015
<i>Oxyrrhynchium pumilum</i>	-	-	-	13	14	-	-	62	65	48	32.4	0.06
<i>Pelekium atlanticum</i>	-	-	-	-	-	-	-	54	12	18	49.2	0.026
<i>Philonotis marchica</i>	-	-	-	13	43	-	-	-	12	27	16.2	0.398
<i>Philonotis rigida</i>	-	33	25	-	43	-	60	31	24	79	24.1	0.152
<i>Plagiommium undulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	31	6	3	29.6	0.082
<i>Plagiommium undulatum</i> var. <i>madeirense</i>	-	-	25	-	-	-	-	62	24	36	30.8	0.064
<i>Platyhypnidium riparioides</i>	-	33	-	-	14	-	20	54	47	64	25.2	0.219
<i>Psychomitrium polyphyllum</i>	-	33	25	-	-	-	-	23	6	9	18.3	0.252
<i>Racomitrium aciculare</i>	-	67	100	-	-	-	40	15	6	15	35.1	0.051
<i>Rhambidium purpuratum</i>	-	-	25	13	-	-	20	15	-	9	6.4	0.889
<i>Rhizomnium punctatum</i>	-	100	25	-	-	-	40	62	6	18	73.9	0.002
<i>Rhynchossteigiella litorea</i>	-	33	25	-	14	-	-	15	59	58	32.1	0.085
<i>Rhynchossteigiella macilenta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	24	9	20.2	0.214
<i>Rhynchossteigium confertum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	18.2	0.251
<i>Sciuro-hypnum plumosum</i>	-	67	75	-	43	-	40	46	12	24	52.9	0.025

Tabela 17 (cont.).

Taxa	Subgrupo					vi	P					
	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2			3.1	3.2	3.3	3.4	3.5
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	-	67	-	-	-	-	20	92	53	6	60.9	0.006
<i>Tortella nitida</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	18	33	25.7	0.13
<i>Tortella tortuosa</i>	50	-	-	-	-	-	-	8	12	18	20	0.199
<i>Tortula muralis</i> var. <i>aestiva</i>	-	-	-	-	43	-	-	-	-	21	35.4	0.051
<i>Tortula solmsii</i>	100	-	-	13	-	33	-	-	12	27	24.2	0.169
<i>Trichostomum brachydonitium</i>	-	-	-	-	14	-	-	46	59	30	31.6	0.098
<i>Trichostomum crispulum</i>	-	-	-	-	-	-	-	23	24	24	10.5	0.621

Da mesma forma para as comunidades de plantas vasculares de áreas ripícolas, Capelo *et al.* (2007) referem algumas associações características de bosques higrófilos típicos das ribeiras declivosas e tormentosas nomeadamente de cabeceiras, troços intermédios e de troços finais de ribeiras. Estas associações correspondem a condições naturais e não se encontraram em todas as áreas estudadas (PRAM 2002). No entanto, o gradiente altitudinal é bem patente na flora da Madeira e não apenas no caso dos bosques ripícolas. Neste contexto referem-se, as séries de vegetação climatófilas da Madeira descritas por Capelo *et al.* (2004, 2007), que descreveram os óptimos bioclimáticos e limites altitudinais, seguidos no presente trabalho na caracterização da vegetação envolvente nas áreas de estudo. Referem-se apenas as séries de vegetação mais frequentemente encontradas, associadas a elevadas altitudes, Urzal de altitude (*Polysticho falcinelli-Erico arboreae sigmetum*) e baixas, Zambujal (*Mayteno umbellatae-Oleo maderensis sigmetum*) e em alturas intermédias, especialmente na encosta Norte a Laurissilva do Til e do Barbusano (*Clethro arboreae-Ocoteo foetentis sigmetum* e *Semele androgynae-Apollonio barbujanae sigmetum*, respectivamente).

Os resultados relativos à composição das comunidades estão de acordo com os obtidos relativamente aos padrões de biodiversidade, nos quais se observou um gradiente das áreas de montante para jusante. De facto, associado ao referido gradiente longitudinal encontram-se associados gradientes ambientais, bem patentes aquando de uma análise atenta à Tab. 16, que inclui as principais características dos grupos obtidos pela Análise Ascendente Hierárquica. Assim, as áreas a montante, em elevadas altitudes, são dominadas por vegetação de Urzal de altitude (*Polysticho falcinelli-Erico arboreae sigmetum*) e apresentam dimensões reduzidas e elevada estabilidade das margens (valores reduzidos de caudal e turbulência) e bem como temperaturas baixas e elevada precipitação. Por outro lado, as áreas a jusante, localizadas a baixas altitudes, apresentam temperaturas elevadas e precipitações mais reduzidas, sendo caracterizadas por apresentarem maiores dimensões (relativamente às áreas a montante), com caudais consideráveis e elevada perturbação como resultado sobretudo do regime torrencial (oscilação do caudal e partículas em suspensão) e das estabilizações/alterações das margens. Os parâmetros físico-químicos da água variam também, apresentando, as áreas a montante águas de pH ligeiramente ácido e baixa condutividade, enquanto nas áreas a jusante, as águas apresentam pH básico e valores elevados de condutividade.

No que respeita aos taxa mais relacionados com o gradiente longitudinal (Tab. 17), refere-se *Scapania undulata* como abundante nas áreas a montante, *Bryum dichotomum*, *Didymodon*

luridus e *Marchantia polymorpha* nas áreas intermédias e finalmente *Hygroamblystegium fluviatile* associado a áreas a jusante.

Scapania undulata é um taxon característico de áreas de montante, com reduzida perturbação, uma vez que se verifica o seu desaparecimento à medida que a perturbação aumenta. Esta espécie encontra-se associada a águas ácidas e oligotróficas, o que se encontra de acordo com as suas tendências ambientais, referidas por outros autores (Glime 1970a, Martínez-Abaiagar & Núñez Olivera 1991, Jonsson 1996, Thiébaud *et al.* 1998, Vanderpoorten 2003, Scarlett & O'Hare 2006).

Já *Bryum dichotomum*, *Didymodon luridus* e *Marchantia polymorpha* são espécies colonizadoras, adaptadas a condições de alguma humidade e *M. polymorpha* é frequentemente encontrada em ecossistemas ripícolas, como espécie emergente, ou seja, no habitat sub-imerso a completamente emerso. Apesar da sua elevada frequência e cobertura, nas áreas ripícolas da Ilha da Madeira, *B. dichotomum* e *D. luridus* não constituem taxa frequentemente referidos em literatura relativa a ecossistemas ripícolas. Estes taxa encontram-se associados sobretudo a áreas com elevada perturbação das margens bem como elevada exposição.

No que respeita a *Hygroamblystegium fluviatile*, refere-se que corresponde a uma espécie que se desenvolve bem em condições diversas, ainda que seja referida um desenvolvimento preferencial em condições oligotróficas, apresentando no entanto uma elevada tolerância a condições eutróficas (Vanderpoorten 2003) sendo sensível a condições de elevada acidez (Scarlett & O'Hare 2006).

Considerando a análise dos subgrupos (Fig. 19), refere-se que o grupo 1 engloba 3 subgrupos, nomeadamente os subgrupos 1.1, 1.2 e 1.3 constituído por dois, três e quatro locais, respectivamente. Inclui também o agrupamento pertencente à secção intermédia da ribeira dos Marinheiros.

O subgrupo 1.1 (Fig. 19, Fig. 21) é constituído pelas duas áreas localizadas no Paúl da Serra, o planalto localizado a maior altitude, correspondentes à nascente da ribeira do Seixal, e como tal onde ocorrem os valores de temperatura mais baixos e de precipitação mais elevados (Tab. 16). Nestas áreas as ribeiras apresentam pequenas dimensões, um reduzido caudal, que flui em condições praticamente planas e em condições de elevada exposição solar, e a vegetação

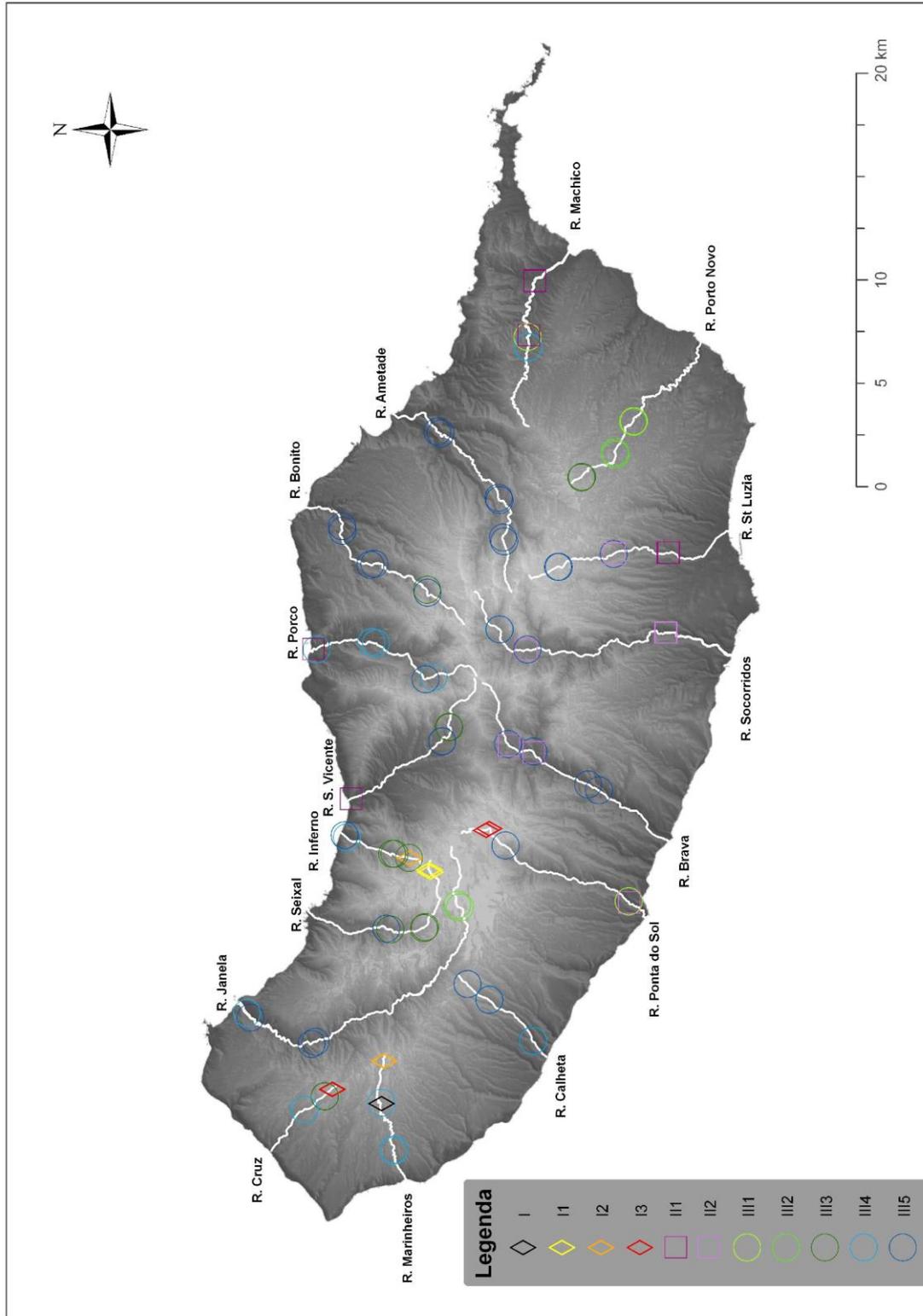


Figura 21. Localização geográfica dos subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica efectuada ao habitat sub-imerso.

envolvente é maioritariamente composta por espécies herbáceas, especialmente pteridófitos (Tab. 16). Nestas áreas, as águas são ácidas e apresentam condutividade reduzida como resultado da baixa concentração de nutrientes. Este subgrupo apresenta dois taxa significativamente relacionados, nomeadamente *Bryum alpinum* e *Dicranella varia* (Fig. 19, Tab. 17). Tal como observado no presente trabalho, estas duas espécies encontram-se geralmente associadas a substratos ácidos a ligeiramente básicos bem como a condições de elevada altitude e exposição solar, apresentando alguma tolerância à dessecação e (Dierßen 2001, Smith 2004, Casas *et al.* 2006).

O subgrupo 1.2 (Fig. 19, Fig. 21) é constituído pelas duas áreas de nascente da ribeira dos Marinheiros (vertente Sul) e também por uma área de nascente da ribeira do Inferno (vertente Norte), formando uma queda de água. Estas áreas, desenvolvem-se em pleno Urzal de altitude apresentam uma elevada cobertura do estrato arbóreo, conferindo uma elevada protecção do substrato, face à incidência solar (Tab. 16). Os caudais são reduzidos, mas mais elevados e com maior turbulência que dos outros subgrupos do grupo 1 (Tab. 16). Estes locais são caracterizados por 2 taxa indicadores, nomeadamente, *Rhizomnium punctatum* e *Sciurohypnum plumosum* (Fig. 19, Tab. 17). De acordo com o verificado, os referidos taxa apresentam tendências acidófilas a neutrófilas, desenvolvendo-se preferencialmente em condições oligotróficas, em margens com baixa incidência solar e de elevada estabilidade (Slack & Glime 1985, Hedenäs 1992, Virtanen 1995, Vanderpoorten 2003).

O subgrupo 1.3 (Fig. 19, Fig. 21) engloba quatro áreas de nascente, duas pertencentes à ribeira da Cruz (zona Oeste da Ilha) e as outras duas pertencentes à ribeira da Ponta do Sol (vertente Sul). São áreas de ribeiras caracterizadas por apresentarem um reduzido caudal, rodeadas por vegetação de altitude (Urzal) e como resultado da elevada cobertura das margens por vegetação de porte arbóreo e arbustivo, promovendo uma baixa incidência solar e ensombreamento da comunidade. Este subgrupo engloba um conjunto de cinco indicadores, nomeadamente, *Atrichum undulatum*, *Isothecium prolixum*, *Fissidens asplenioides*, *Jungermannia calithrix* e *Pellia epiphylla* (Fig. 19, Tab. 17), com tendências acidófilas a neutrófilas, característicos de condições naturais, nomeadamente da Laurissilva (Fontinha *et al.* 2006), com baixa incidência solar. Salienta-se *I. prolixum*, endemismo da Macaronésia, essencialmente restrito à floresta da Laurissilva, que se desenvolve em condições naturais, sendo um taxa de elevado interesse em termos de conservação (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006, Stech *et al.* 2008). Por outro lado, *Jungermannia calithrix* representa igualmente um

taxon de grande interesse fitogeográfico, uma vez que apresenta uma distribuição pantropical, ocorrendo apenas na América do Sul e Central, enquanto na Europa está restrita à Macaronésia, nomeadamente à floresta de Laurissilva (Schumacker & Váňa 1999).

O grupo 2 (Fig. 19) engloba dois subgrupos, 2.1 e 2.1 incluindo oito e sete áreas, respectivamente. Como referido anteriormente, este grupo é constituído pelas áreas de maior perturbação, tanto naturais (sobretudo resultantes do regime torrencial) como de origem antropogénica (alterações das margens, canalizações, proximidade a áreas agrícolas, infra-estruturas rodoviárias) (Tab. 16).

Assim, o subgrupo 2.1 (Fig. 19, Fig. 21) é constituído pelas áreas mais a jusante (foz) das ribeiras de Machico, Santa Luzia, São Vicente e a área mais a jusante da Ribeira do Porco. Estas áreas são dominadas por Salgueirais (*Scrophulario hirtae-Salicetum canariensis*), as margens são artificiais (reforçadas), e sujeitas a uma erosão e turbulência média a elevada. Uma vez que se trata de zonas de jusante, estão naturalmente sujeitas a elevadas flutuações de caudal, com alguma violência, como resultado do regime torrencial (Tab. 16). As áreas encontram-se localizadas a baixas altitudes, e salienta-se, de uma forma geral, os valores mais elevados de condutividade e nutrientes dissolvidos e por outro lado dos baixos níveis de precipitação e temperaturas elevadas (Tab. 16). Determinou-se apenas um taxon indicador destes locais, nomeadamente *Bryum gemmiparum* (Fig. 19, Tab. 17), taxon colonizador pioneiro, com tendências basófilas e bem adaptado a condições de xerofília.

Relativamente ao subgrupo 2.2 (Fig. 19, Fig. 21), das sete áreas incluídas apenas três constituem áreas a jusante. Tal como no subgrupo 2.1 são áreas de elevadas dimensões, com margens alteradas (reforçadas), e sujeitas a uma erosão e turbulência média a elevada (Tab. 16). No entanto, comparativamente ao subgrupo 2.1 este subgrupo engloba algumas áreas localizadas em vales fechados e em altitudes mais elevadas, com consequentes diferenças nos parâmetros ambientais (especialmente climáticos). De uma forma geral, apresentam valores mais baixos de caudal e condutividade (reflectindo menor concentração de nutrientes na água) (Tab. 16). Este subgrupo (Fig. 19, Tab. 17), é caracterizado por dois taxa, um de estratégia de vida colonizadora, *Bryum dichotomum* e outro de estratégia fugitiva, *Funaria hygrometrica*, característicos de áreas com elevada instabilidade das margens e forte incidência solar.

O grupo 3 inclui, de uma forma geral, as situações intermédias entre as zonas a montante (grupo 1) e a jusante (grupo 2), englobando 5 subgrupos (Fig. 19).

O subgrupo 3.1 (Fig. 19, Fig. 21) é constituído apenas por três áreas, nomeadamente uma pertencente à secção intermédia da Ribeira de Machico, bem como duas áreas em secção de jusante, da R. do Porto Novo e Ponta do Sol. Estas ribeiras apresentam algumas características em comum com as áreas incluídas no grupo 2, nomeadamente vegetação envolvente, elevadas dimensões da secção da ribeira, alterações nas margens, valores elevados de caudais e bem como ao nível de parâmetros climáticos (Tab. 16). No entanto, de uma forma geral apresentaram parâmetros físico-químicos da água distintos dos verificados em ambos os subgrupos do grupo 2 (também distintos entre eles) (Tab. 16). Neste subgrupo não foram determinados taxa indicadores (Fig. 19, Tab. 17).

O subgrupo 3.2 (Fig. 19, Fig. 21) é constituído pelas áreas a montante (nascente) da Ribeira da Janela (vertente Norte) e três áreas da Ribeira do Porto Novo (vertente Sul). As áreas localizam-se em vales abertos, de margens naturais, bastante estáveis e portanto sujeitas a reduzida erosão e turbulência (Tab. 16). Em termos de vegetação, este subgrupo engloba áreas com vegetação de Urzal de altitude bem como de Salgueirais, e verifica-se uma tendência para apresentarem temperaturas baixas, comparativamente aos restantes subgrupos do grupo 3 (Tab. 16). No que se refere aos parâmetros físico-químicos da água, salienta-se as reduzidas concentrações de amónia, sódio, nitratos e zinco (Verão e Inverno) bem como a detecção de fosfatos e chumbo no Verão (Tab. 16). Estas áreas são caracterizadas por uma elevada estabilidade, reflectida pelas coberturas extensas de *Brachythecium rivulare*, taxon significativamente relacionado com estas áreas (Fig. 19, Tab. 17). Este taxon, é frequentemente encontrado em ecossistemas ripícolas em diversas localizações geográficas, sendo considerado um taxon aquático facultativo, comum em todo o gradiente vertical das margens, geralmente em condições de elevada estabilidade (Glime & Vitt 1987, Muotka & Virtanen 1995, Virtanen 1995, Tremp 1999, Scarlett & O'Hare 2006).

O subgrupo 3.3 (Fig. 19, Fig. 21) engloba treze áreas, maioritariamente localizadas na floresta de Laurissilva (do Til e do Barbusano, *Clethro arboreae-Ocoteo foetentis sigmetum* e *Semele androgynae-Apollonio barbujanae sigmetum*, respetivamente), e algumas em zonas dominadas por Urzal de altitude (*Polysticho flacinelli-Erico arboreae sigmetum*) (Tab. 16). Em conjunto com o subgrupo anterior (3.2), verificaram-se os valores mais baixos de temperatura do grupo, bem como os valores de precipitação ligeiramente mais elevados (Tab. 16). Relativamente aos parâmetros físico-químicos da água, observaram-se, neste grupo, valores reduzidos de condutividade, reflectindo os baixos valores de concentração de cálcio

(Inverno), cobre e magnésio, ambos no Verão e Inverno (Tab. 16). Para este subgrupo foram identificados cinco taxa indicadores (Fig. 19, Tab. 17), nomeadamente *Lejeunea lamacerina*, *Pelekium atlanticum*, *Plagiochila madeirensis*, *Riccardia chamaedryfolia* e *Thamnobryum alopecurum*. O referido grupo de taxa encontra-se associado a áreas de Laurissilva (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006), em condições de elevada estabilidade e preferencialmente com baixa incidência solar (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006), e de águas de características oligotróficas e tendências neutrófilas (Trempe 1999, Dierßen 2001, Casas *et al.* 2006, Vanderpoorten 2003). Este subgrupo apresenta um elevado interesse conservacionista, reforçado pela presença de dois taxa indicadores endémicos da Macaronésia, restritos a habitats húmidos e com baixa incidência solar da Laurissilva, nomeadamente, *Pelekium atlanticum* (Hedenäs 1992) e *Plagiochila madeirensis* (Sim-Sim *et al.* 2003, 2005).

O subgrupo 3.4 (Fig. 19, Fig. 21) engloba dezassete áreas de vegetação de Salgueiral, em vales abertos e encaixados, com margens naturais e bastante estáveis (Tab. 16). Uma vez que abrange um número considerável de áreas, localizadas em distintos níveis altitudinais as condições climáticas envolventes são variáveis, tal como os parâmetros físico-químicos da água (Tab. 16). No entanto, verificou-se uma tendência para apresentarem valores elevados de cloretos (Verão), potássio (Inverno), sódio (Verão e Inverno) e nitratos (Tab. 16). Este grupo é caracterizado por dois taxa indicadores, *Fissidens sublineaeifolius* (endemismo da Macaronésia) e *Oxyrrhynchium hians* (Fig. 19, Tab. 17). As duas espécies apresentam uma elevada frequência no habitat sub-imerso, superior a 40% das áreas estudadas (Tab. 11), como resultado da sua elevada tolerância a diversas condições ecológicas (Bruggeman-Nannenga 1982, Hedenäs 1992).

O subgrupo 3.5 engloba 33 áreas, de uma forma geral heterogéneas, localizadas em diferentes níveis altitudinais e inseridos em diferentes grupos de vegetação vascular, como Urzal de altitude, Laurissilva e Salgueiral (Fig. 19, Tab. 16). Das características físico-químicas da água destaca-se a detecção de chumbo, nitratos e fosfatos. Determinaram-se três taxa indicadores, *Anomobryum julaceum*, *Dicranella howei* e *Didymodon insulanus*, todos eles colonizadores e como tal característicos de áreas com alguma perturbação e elevada exposição. Refere-se ainda que *D. insulanus* e *D. howei* constituem os taxa com maior frequência no total das áreas estudadas, apenas antecidos por *Fissidens sublineaeifolius*, sendo tolerantes a curtos períodos de submersão, bem como condições de secura, características deste habitat, como resultado das oscilações do nível da água, o que está de

acordo com as afinidades ecológicas mencionadas por outros autores. Tal como verificado no subgrupo 3.4, este subgrupo apresenta uma grande heterogeneidade de condições, como resultado do elevado número de áreas que abrange, sendo natural, desta forma que inclua taxa adaptados a distintas condições ambientais.

A análise dos subgrupos dentro de cada grupo, permitiu verificar que estes diferem no que respeita a condições de incidência solar, vegetação envolvente bem como relativamente aos parâmetros físico-químicos da água. No entanto, por vezes essas diferenças entre subgrupos não são evidentes, sendo, neste contexto, importante salientar que o facto de os grupos e subgrupos serem constituídos por um número distinto de áreas. Este facto poderá dificultar a detecção de entre os mesmos, tendo em conta que na Tab. 14 se apresentam as características comuns e valores médios de algumas variáveis, para o conjunto de áreas incluídas em cada subgrupo. Adicionalmente, alguns parâmetros estudados podem actuar em conjunto, pelo que uma análise de gradientes directa poderá indicar quais as variáveis mais influentes na determinação da composição florística.

Os subgrupos são também caracterizados por taxa indicadores os quais se encontram associados a características particulares das áreas estudadas. No entanto, os referidos taxa não são frequentemente descritos em literatura de ecossistemas ripários, com excepção dos taxa mais comuns como, *Brachythecium rivulare* e *Sciuro-hypnum plumosum*, evidenciando uma composição florística distinta da briofora ripícola da Ilha da Madeira.

No que se refere à análise CAH, considerando a ocorrência e proporção de hepáticas, relativamente aos musgos (Tab. 18, Fig. 22), verificou-se que os musgos constituíram o grupo taxonómico mais representado em todos os grupos e subgrupos, excepto no subgrupo 1.2 (Tab. 18, Fig. 22). Os subgrupos 1.1, 2.1, 2.2 e 3.1 apresentaram a maior incidência de musgos, contrariamente ao que se verificou em 1.2, 1.3 e 3.3 (Fig. 22).

No que se refere à análise de IndVal efectuada aos taxa com ocorrência superior a 5% das áreas (Tab. 17), verificou-se que cinco taxa de hepáticas são indicadoras, dois do subgrupo 1.3 (*Jungermannia callithrix* e *Pellia epiphylla*) e três do subgrupo 3.3 (*Lejeunea lamacerina*, *Plagiochila maderensis* e *Riccardia chamaedryfolia*).

De facto, verificou-se, no subgrupo 3.3, a ocorrência de todos os taxa de hepáticas, excepto *Marchantia polymorpha*. Já no caso dos musgos, este grupo taxonómico encontrou-se

representado por 18 taxa indiciores (Tab. 17): dois do subgrupo 1.1 (*Bryum alpinum* e *Dicranella varia*), dois do subgrupo 1.2 (*Rhizomnium punctatum* e *Sciuro-hypnum plumosum*), três do grupo 1.3 (*Atrichum undulatum*, *Isothecium prolixum* e *Fissidens bryoides* var. *caespitans*), um do subgrupo 3.2 (*Brachythecium rivulare*), dois do subgrupo 3.4 (*Fissidens sublineaefolius* e *Oxyrrhynchium hians*) e três no subgrupo 3.5 (*Anomobryum julaceum*, *Dicranella howei* e *Didymodon insulanus*) (Tab. 15).

Como referido anteriormente, aquando da análise dos padrões de diversidade (Tab. 9, Tab. 13), observou-se um número superior de musgos relativamente a hepáticas, o que está de acordo com estudos efectuados em ecossistemas ripícolas noutras regiões do mundo.

Verificou-se que as hepáticas se encontram mais representadas nos subgrupos 1.2, 1.3 e 3.3 (Tab. 17, Fig. 22), ou seja, essencialmente associados a condições naturais de elevada humidade e baixa incidência solar, com elevada estabilidade das margens. representatividade das hepáticas nos referidos subgrupos em conjunto com o subgrupo 1.2. De facto, apenas três hepáticas foram observadas no grupo 2, nomeadamente *Lunularia cruciata* e *Marchantia polymorpha*, bem como *Conocephalum conicum*, todas elas em forma de tapete taloso, tolerantes à dessecação e adaptadas a condições de elevada perturbação (Glime & Vitt 1987, Kimmerer & Allen 1982, Papp & Rajczyk 1995, 1998, Jonsson 1996, Scarlett & O'Hare 2006).

Tabela 18. Riqueza florística de hepáticas (incl. antocerotas) e musgos obtida para cada grupo e subgrupo, como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

		Hepáticas	Musgos
Grupos	I	36	52
	II	6	36
	III	53	104
Subgrupos	1.1	3	9
	1.2	23	22
	1.3	23	39
	2.1	6	36
	2.2	4	29
	3.1	1	9
	3.2	13	35
	3.3	42	56
	3.4	21	51
	3.5	32	83
Total		62	116

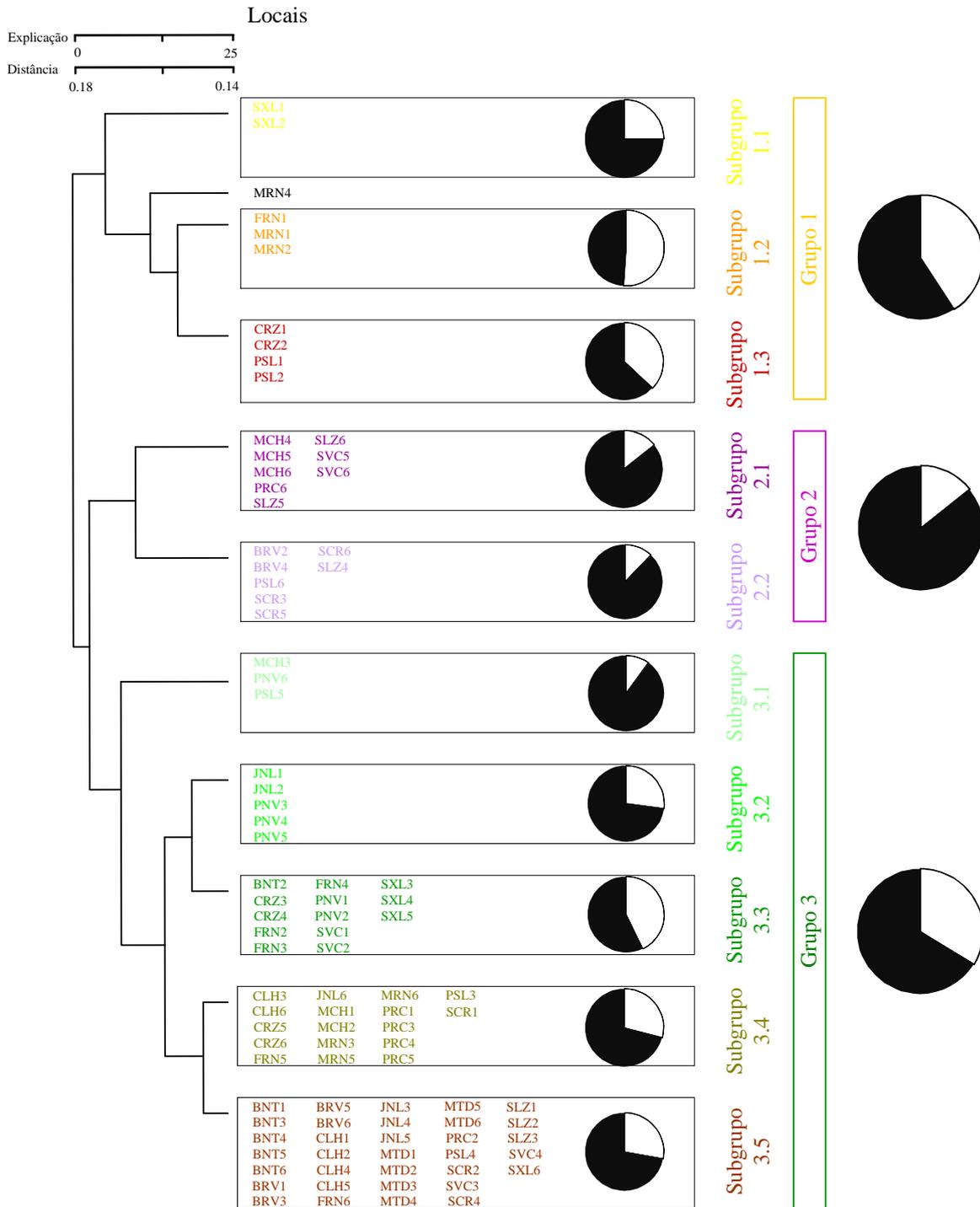


Figura 22. Proporção entre os grupos taxonómicos, nomeadamente musgos (■) e hepáticas, incl. antocerotas (□), em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, para o habitat sub-imerso. Abreviaturas para as áreas de estudo discriminadas na Tab. 2 e Anexo I.

Tal como observado no presente trabalho, as hepáticas encontram-se geralmente associadas a micro ambientes húmidos, com baixa incidência solar e bastante estáveis (reduzida oscilação de caudal), geralmente a altitudes elevadas a consideráveis. Por seu lado, a elevada

representatividade dos musgos, reforça a sua capacidade de adaptação à heterogeneidade ambiental característica dos ecossistemas ripícolas. Os musgos podem ser encontrados em ambientes diversos, apresentando uma incidência maior do que as hepáticas em áreas mais expostas, em condições de maior perturbação, como caudais mais elevados e com maiores oscilações. A distinção entre afinidades ecológicas de musgos e hepáticas, foi também observado por outros autores (Lee & La Roi 1979, Vitt *et al.* 1986, Muotka & Virtanen 1995, Jonsson 1996, Suren 1996, Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 1991, Vieira 2008, Fritz *et al.* 2009). Esta distinção tem vindo a ser explicada como resultado das distintas formas de vida dominantes em cada grupo, que por seu lado conferem graus distintos de resistência às variações de disponibilidade hídrica bem como ao impacto da corrente. Neste sentido, Suren & Duncan (1999) apontam como possível explicação uma maior resistência dos rizóides dos musgos em relação aos das hepáticas.

De forma a complementar a Classificação Ascendente Hierárquica, procedeu-se a uma Análise de Escalamiento Multidimensional Não Métrico, NMDS. Este tipo de análise não apresenta constrangimentos, pelo que permite avaliar se os grupos/subgrupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica são observados. Assim, na projecção dos locais obtidos na análise NMDS, adicionaram-se os resultados da Classificação Ascendente Hierárquica, através da atribuição de distintas tonalidades às áreas pertencentes aos subgrupos considerados (Fig. 23, Fig. 24). Considerando os diferentes grupos, a separação entre os 3 grupos obtidos é bem patente, sobretudo observando a projecção do eixo 3 com o 2 (Fig. 24). Assim, confirma-se que os grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica são claramente distintos, ou seja, grupo 1 (amarelo, laranja e vermelho), distinto do grupo 2 (lilás e roxo), e do grupo 3 (verdes e castanhos) e este do grupo 2.

Uma vez que se consideraram três eixos, na análise NMDS, é possível distinguir os subgrupos, mas em distintos eixos. Assim, no eixo 1 e eixo 2 é possível observar a separação dos subgrupos pertencentes ao grupo 1, ou seja, subgrupo 1.1 (amarelo), 1.2 (laranja) e 1.3 (vermelho) (Fig. 23). Já os subgrupos do grupo 2, ou seja 2.1 (lilás) e 2.2 (roxo) encontram-se mais claramente separados no eixo 2 e eixo 3 (Fig. 24). A separação dos subgrupos do grupo 3 é um pouco menos evidente, mas considerando que a análise NMDS corresponde a uma projecção multidimensional das variáveis, ou seja, no espaço multidimensional essas variáveis encontram-se separadas, o que não é claro quando se considera apenas um plano.

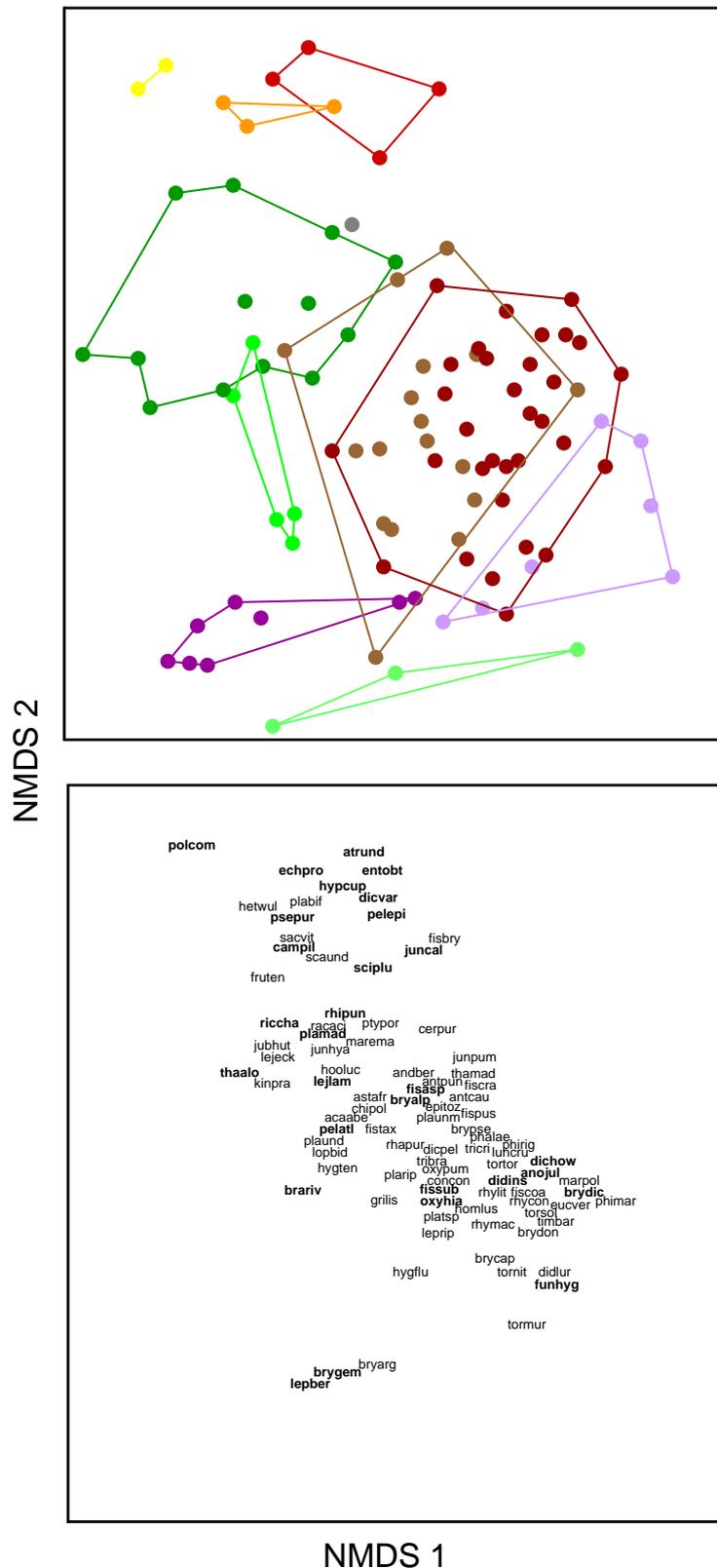


Figura 23. Resultados da análise NMDS, para o primeiro e segundo eixo, efectuada ao habitat submerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis). As cores distinguem os subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica: subgrupo 1.1 (●), 1.2 (●), 1.3 (●), 2.1 (●), 2.2 (●), 3.1 (●), 3.2 (●), 3.3 (●), 3.4 (●) e 3.5 (●). Os taxa classificados como indicadores, resultantes da análise IndVal (Valor Indicador: >20, p<0.01), encontram-se assinalados a negrito. Abreviaturas dos taxa de acordo com a Tab. 11.

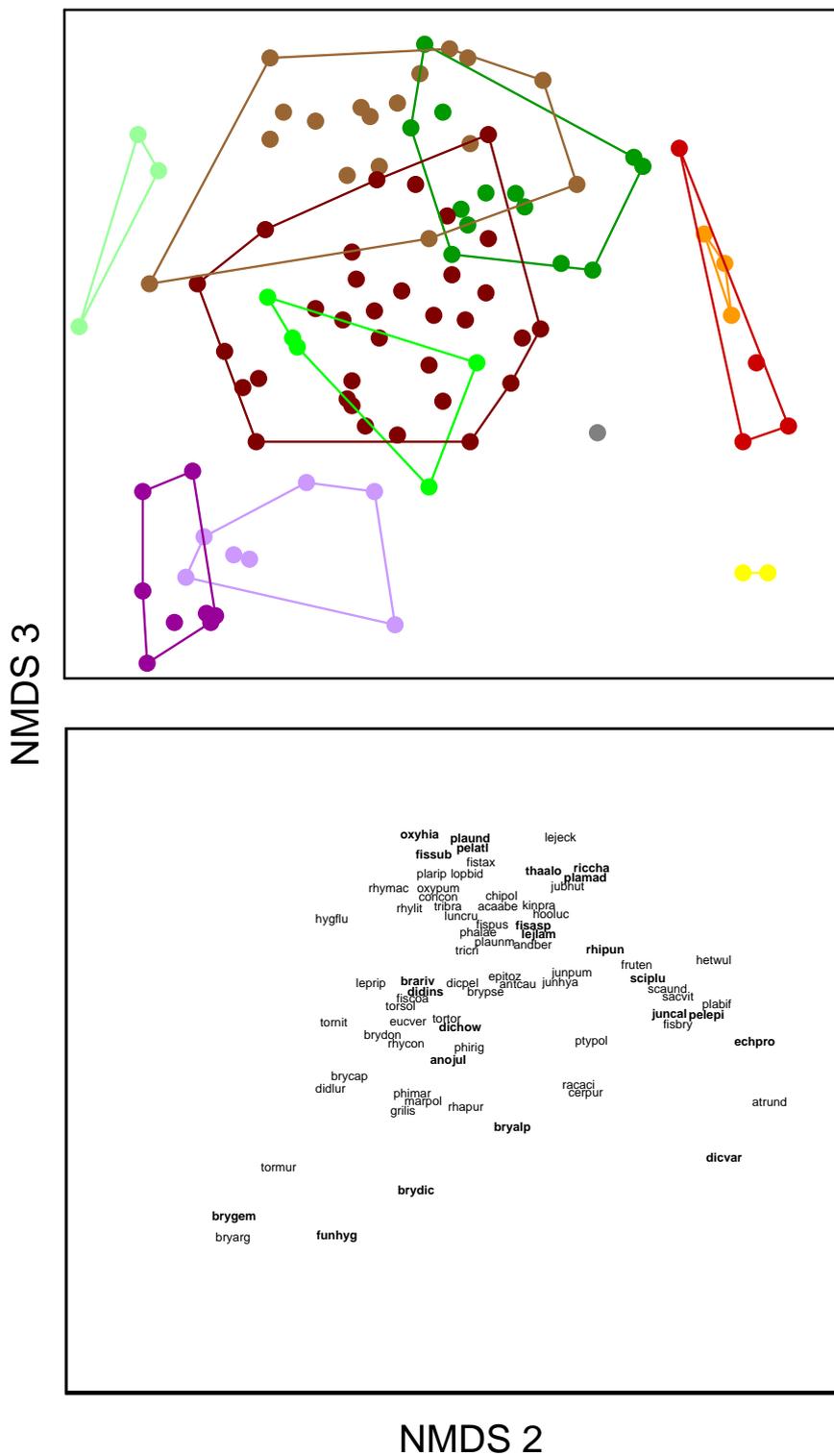


Figura 24. Resultados da análise NMDS, para o segundo e terceiro eixo, efectuado ao habitat submerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis). As cores distinguem os subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica: subgrupo 1.1 (●), 1.2 (●), 1.3 (●), 2.1 (●), 2.2 (●), 3.1 (●), 3.2 (●), 3.3 (●), 3.4 (●) e 3.5 (●). Os taxa classificados como indicadores, resultantes da análise IndVal (Valor Indicador: >20, $p < 0.01$), encontram-se assinalados a negrito. Abreviaturas dos taxa de acordo com a Tab. 11.

Assim, no eixo 1 e 2 é possível distinguir os subgrupos 3.1 (verde claro azulado), 3.2 (verde claro vivo), 3.3 (verde escuro) entre eles bem como uma separação dos subgrupos 3.4 (castanho claro) e 3.5 (castanho escuro), que surgem pouco definidos nesta projecção (Fig. 23). No entanto, os referidos subgrupos aparecem claramente separados na projecção do eixo 3 com o 2 (Fig. 24). É possível também visualizar as afinidades entre os taxa e os grupos, o que está de acordo com o observado e discutido relativamente aos taxa indicadores e/ou com ocorrência preferencial em determinados grupos ou subgrupos (Tab. 17, Fig. 23, Fig. 24).

Em síntese, a análise NMDS permite confirmar claramente a ocorrência dos grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica. Quanto aos subgrupos, foi possível igualmente confirmar a sua separação, ainda que analisando as projecções em eixos distintos, ou seja, por vezes os subgrupos surgem pouco definidos numa projecção, mas a rotação dos eixos ou observação da projecção de outros eixos permite confirmar a sua separação. A análise NMDS, tem vindo a ser frequentemente utilizada tornando possível avaliar a robustez dos grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica ou mesmo de grupos definidos *a priori* sem recurso a análise estatística (Kenkel & Orlóci 1986, Clarke 1993, Vestergaard & Sand-Jensen 2000, McCune & Grace 2002, Mills & McDonald 2005, Heino & Mikrö 2006, Perhans *et al.* 2007, Shannon & Morgan 2007, Heino *et al.* 2009).

4.1.2.2.2. Habitat imerso

A Classificação Ascendente Hierárquica efectuada às áreas que apresentavam comunidades imersas permitiu separar dois grupos claramente distintos (Fig. 25). Assim, o grupo 1 engloba as áreas localizadas em altitudes mais elevadas, nomeadamente as áreas na zona do Paúl da Serra, com excepção de duas áreas, enquanto o grupo 2 é constituído pelas restantes áreas, a que correspondem condições mais heterogéneas (Fig. 25, Fig. 26).

O grupo 1 (Fig. 25, Fig. 26) é caracterizado por cursos de água de pequenas dimensões, margens estreitas e baixas (com excepção da área mais a montante da ribeira do Inferno (FRN1), que corresponde a uma queda de água), com caudais reduzidos e elevada estabilidade do substrato (Tab.19). Estas áreas localizadas a elevada altitude, são associados maioritariamente a Urzal de altitude, temperaturas baixas e elevada precipitação. Com excepção da área a jusante da Ribeira da Calheta (CLH5), as áreas incluídas no grupo 1 caracterizam-se por apresentar em águas ácidas e oligotróficas, como patente, neste último caso, nos reduzidos valores de condutividade. No que respeita à composição florística deste

grupo, refere-se a ausência de taxa com ocorrência exclusiva neste grupo (Tab. 20).

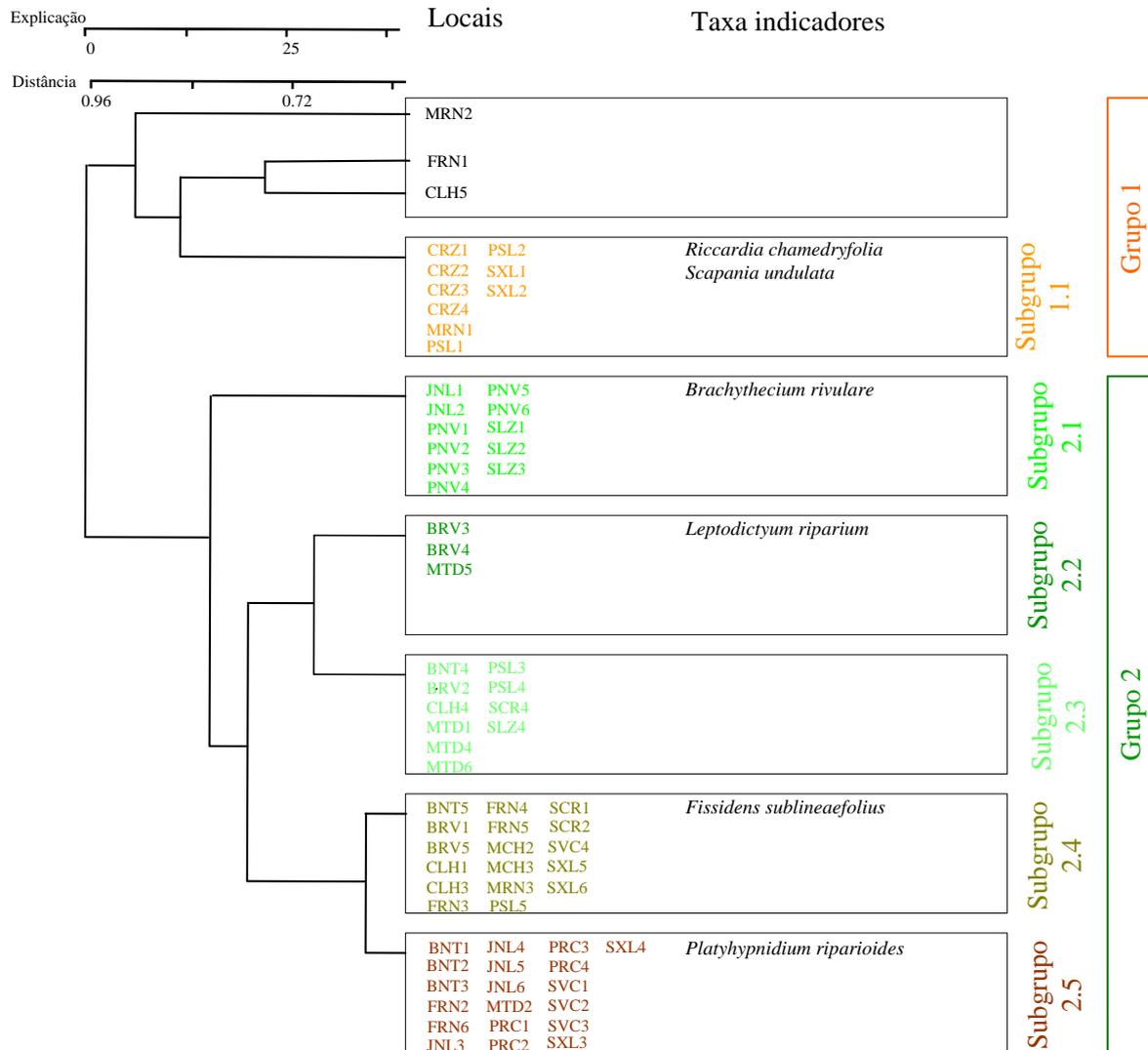


Figura 25. Resultados da Classificação Ascendente Hierárquica, para o habitat imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis) e média de grupo como método de análise grupal. Para cada grupo obtido apresentam-se os taxa classificados como indicadores, resultantes da análise IndVal, nomeadamente com Valores de Indicação (vi)>20 e p<0.05. Abreviaturas para as áreas de estudo discriminadas na Tab. 2 e Anexo I.

Considerando o grupo 2 (Fig. 25, Fig. 26), mais heterogêneo, nele se incluem áreas localizadas em distintos níveis altitudinais, com conseqüentes diferenças a nível de temperaturas e precipitações, bem como com distintos agrupamentos vegetais vasculares envolventes, nomeadamente de Urzal, Laurissilva e Salgueiral (Tab. 19). Neste grupo incluem-se as ribeiras de maiores dimensões, com caudais e turbulência mais elevados, onde correm águas neutras a básicas e com valores de condutividade variáveis, mas mais elevadas que no grupo 1, e como tal com níveis de nutrientes mais elevados.

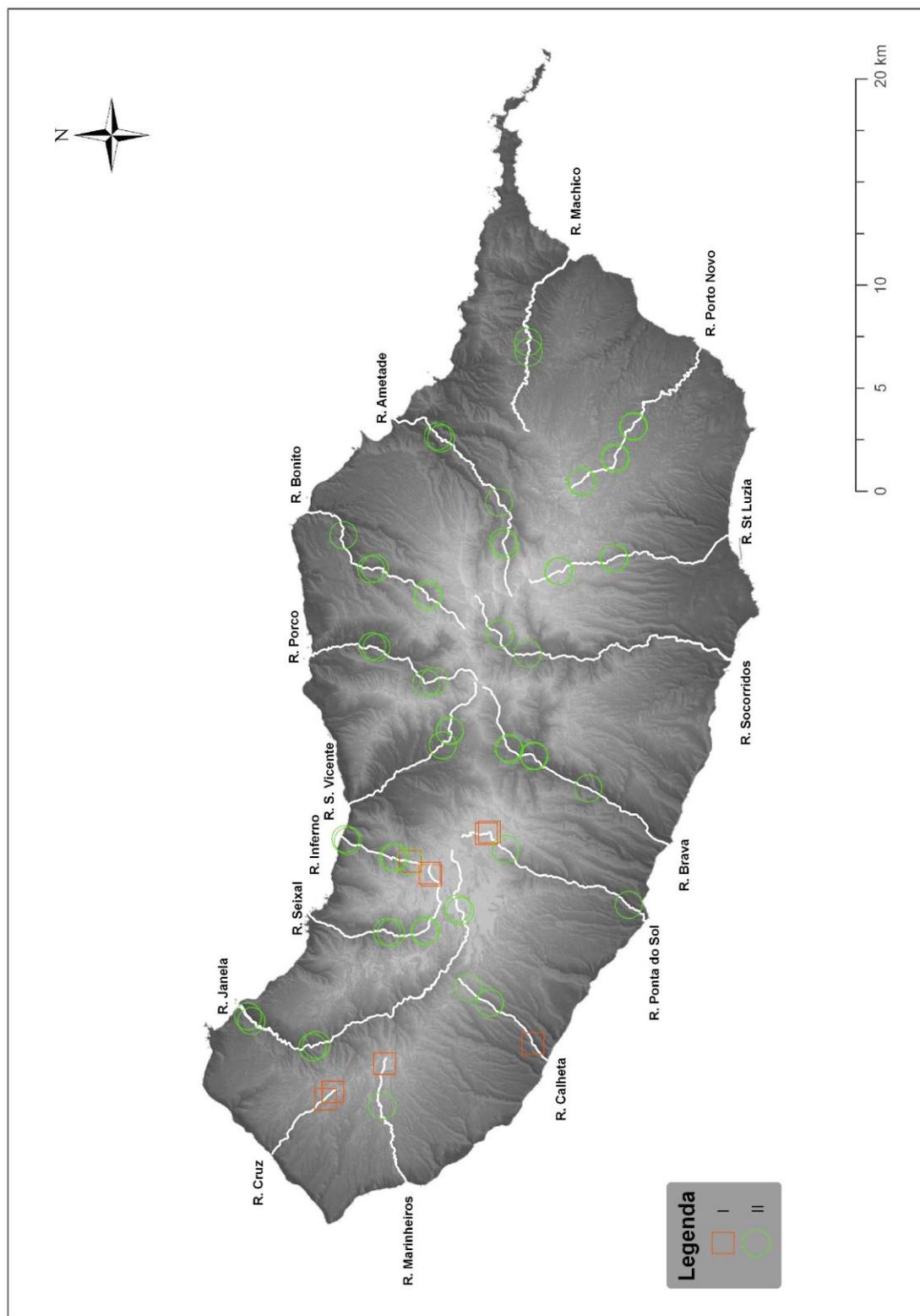


Figura 26. Localização geográfica dos grupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

Tabela 19. Resumo das principais características ambientais (detalhadas na Tab. 3), dos subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica efectuada no habitat imerso, incluindo também o grupo de áreas onde não foram encontrados briófitos imersos. Para os dados qualitativos contínuos apresenta-se os valores mínimos, médios e máximos.

	Subgrupo								
	I (CLH5)	I (FRN1)	I (MRN2)	II	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5
Altitude (m)	10-987	971	1212	990-1510	656-1430	110-350	100-1030	98-1007	30-1010
Forma do vale	Vale aberto e fechado	Vale aberto	Vale aberto	Vale aberto (maioria)	Vale aberto e fechado	Vale aberto	Vale aberto	Vale aberto e fechado	Vale aberto e fechado
Características das margens	Verticais, média a muito inclinadas, naturais a pouco erodidas, geralmente elevada erosão, exposição média a elevada	Verticais, muito inclinadas, naturais, pouca erosão, exposição elevada	Verticais, pouca erosão, exposição reduzida	Verticais, pouca a muito inclinadas, naturais, pouca erosão, exposição reduzida a elevada	Verticais, pouca a muito inclinadas, naturais, pouca erosão, exposição reduzida a elevada	Verticais, pouca a muito inclinadas, naturais, pouca erosão, exposição elevada	Verticais, pouca a muito inclinadas, naturais, pouca erosão, exposição média	Verticais, pouca a muito inclinadas, naturais, pouca erosão, exposição média	Verticais, geralmente muito inclinadas, refoçadas, pouca erosão, exposição reduzida a média
Turbulência das águas	Média a elevada	Elevada	Reduzida	Reduzida	Reduzida a média	Média a elevada	Reduzida a elevada	Reduzida a elevada	Reduzida a elevada
Altura da margem (m)	0.3-20	10	0.5	0.2 - 0.6	0.5-1	1	0.5-5	0.3-2	0.5-10
Largura da margem (m)	0.1-20	3	1.00	1-3	3-25	8-15	7-25	1-15	3-40
Largura mínima da margem (m)	0.1-20	2	0.2	0.2-1.5	0.5-6	5-7	0.2-20	0.6-10	1-20
Profundidade mínima (m)	0.05 - 0.5	0.1	0.1	0.1-0.3	0.1-0.2	0.2-0.5	0.1-0.5	0.1-0.5	0.2-0.7
Caudal (l/s), no Inverno	(4)460(2000)	30.2	0.5	(0.5)11.7(4.5)	(6.1)432(1000)	(600)733(999)	(6.1)568(2300)	(4)436(2000)	(2.5)304(2300)
Caudal (l/s), no Verão	(001)42(180)	19	0.1	(0.09)1.1(42.8)	(1)100(302)	(53)72(110)	(0.6)34.8(109.5)	(0.07)41.8(138)	(1)43(194)
Agrupamento vegetal dominante	Salgueiral	Laurissilva	Urza de altitude (maioria) e Laurissilva	Urza de altitude (maioria) e Laurissilva	Urza de altitude (maioria), Laurissilva e Salgueiral	Salgueiral	Salgueiral e Laurissilva	Salgueiral e Laurissilva	Salgueiral e Laurissilva
Estrato arbóreo (%)	0-100	50-75	50-75	0-100	0-100	0-100	0-100	0-100	0-100
Estrato arbustivo (%)	0-75	25-50	<25	0-75	0-100	0-25	0-100	0-100	0-100
Estrato herbáceo (%)	0-75	25-50	<25	0-100	25-75	0-25	25-100	0-100	0-75
Cobertura de pteridófitos (%)	0-25	<25	<25	0-100	0-75	0-25	0-75	0-50	0-50
Cobertura de briófitos (%)	0-75	>75	50-75	25-100	0-100	0-25	0-75	0-100	0-100
Número de dias com temperatura máxima superior a 25°C	(17)46(88)	88	44-05	(16)34(50)	(1.2)14(26)	(22)40(48)	(16)30(62)	(18)42(81)	(13)35(63)
Número de dias com temperatura máxima superior a 25°C nos meses de Verão	(7)17(42)	31	8.1	(5)8(9)	(7)11(16)	(11)19(23)	(6.9)13(21)	(6.6)16(41)	(6)12(17)
Número de dias com temperatura mínima superior a 20 °C nos meses de Verão	(1)4.7(10)	7.1	0.61	(0)0.21(0.64)	(0)1.8(3.3)	(5.8)5.8(5.9)	(1.9)3.6(5.8)	(2)4.2(10)	(1.2)2.9(5.2)
Temperatura média anual (°C)	(12)16(19)	18	11	(9.4)11(12)	(10)12(15)	-17	(12)15(16)	(12)15(19)	(13)15(18)
Temperatura média (°C), nos meses de Inverno	(29)50(914)	364	1013	(836)1039(1236)	(717)998(1176)	(408)658(783)	(397)734(994)	(364)677(1005)	(255)700(1035)
Precipitação total anual (mm)	(802)1219(2150)	905	2382	(2009)2533(3043)	(1618)2324(2846)	(1044)1416(1602)	(1021)1747(2375)	(904)1575(2150)	(691)1616(2287)
Precipitação total (mm), nos meses de Inverno	(299)503(914)	364	1013	(836)1039(1236)	(717)998(1176)	(408)658(783)	(396)734(994)	(364)677(1005)	(255)700(1035)
Precipitação total (mm), nos meses de Verão	(26)75(138)	68	146	(146)154(165)	(65)110(152)	(83)84(87)	(59)96(124)	(31)92(130)	(78)102(127)

Tabela 19 (cont.).

	Subgrupo							
	1 (CLHS)	1 (FRN1)	1 (MRN2)	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5
sem brifófitos								
Concentração de amónia (mg/l), no Inverno	(0.02)0.07(0.01)	0.08	0.08	(0.01)0.07(0.09)	(0.01)0.05(0.05)	(0.01)0.04(0.1)	(0.03)0.07(0.1)	(0.01)0.04(0.1)
Concentração de amónia (mg/l), no Verão	(0.02)0.07(0.27)	0.055	0.011	(0.02)0.06(0.08)	(0.01)0.028(0.034)	(0.01)0.05(0.11)	(0.02)0.06(0.27)	(0.01)0.03(0.07)
Concentração de cálcio (mg/l), no Inverno	(1.2)5.9(12)	11.000	0.690	(0.4)6.1(62.6)	(2.6)8.3(9)	(0.6)6.3(14.6)	(0.7)3.7(7.3)	(0.7)3.4(7.3)
Concentração de cálcio (mg/l), no Verão	(1.9)9.7(22)	2.900	1.800	(0.6)1.4(2.1)	(2.5)4.9(7)	(2.7)6.6(14)	(1.9)6.8(18)	(2.7)5.1(6.9)
Concentração de chumbo (mg/l), no Inverno	<0.02(0.44)	-	-	-	(0.0)0.02(0.12)	(0.0)0.04(0.04)	(0.0)0.01(0.09)	(0.0)0.02(0.14)
Concentração de chumbo (mg/l), no Verão	<0.02(0.1)	-	-	(0.0)0.01(0.03)	(0.0)0.07(0.7)	(0.0)0.07(0.7)	-	(0.0)0.09(0.69)
Concentração de clorretos (mg/l), no Inverno	(2.5)8.8(15)	9.6	3.8	(1.3)5.4(10)	(7.4)13(21)	(1.4)6.7(13)	(2.5)8.7(18)	(2.8)11(26)
Concentração de clorretos (mg/l), no Verão	(8)22(50)	29	7.5	(7)9.4(13)	(4.3)9.8(14)	(6.6)11(16)	(8)16(45)	(6.6)13(20)
Concentração de cobre (mg/l), no Inverno	(0.0)1.6(1.1)	-	-	(0.0)0.09(0.39)	(0.0)0.34(1.8)	(0.0)0.08(0.08)	(0.0)1.4(1.1)	(0.0)0.6(1.1)
Concentração de cobre (mg/l), no Verão	(0.0)3.3(0.83)	0.160	-	(0.0)0.02(0.10)	(0.0)3.6(3.3)	(0.0)4(3.3)	(0.0)1.5(0.59)	(0.0)0.2(0.2)
Concentração de ferro (mg/l), no Inverno	(0.0)0.15(0.58)	0.15	0.1	(0.0)0.03(0.05(0.1)	(0.0)0.03(0.09)	(0.0)0.078(0.39)	(0.0)0.05(0.17)	(0.0)0.05(0.17)
Concentração de ferro (mg/l), no Verão	(0.0)0.09(0.3)	0.09	0.08	(0.0)0.09(0.18)	(0.0)0.025(0.048)	(0.0)0.06(1.8)	(0.0)0.06(0.12)	(0.0)0.06(0.23)
Concentração de fosfatos (mg/l), no Inverno	<0.05(0.1(0.57)	0.05	0.11	<0.05	(0.0)0.11(0.28)	(0.0)0.09(0.39)	(0.0)0.09(0.26(1.4)	(0.0)0.09(0.42.3)
Concentração de fosfatos (mg/l), no Verão	<0.05(0.14(0.76)	0.05	0.05	(0.0)0.12(5.4)	(0.0)0.2(4.7)	(0.0)0.11(6.2)	(0.0)0.15(6.5)	(0.0)0.09(4.5.5)
Concentração de magnésio (mg/l), no Inverno	(1.9)4.8(8.5)	8.300	2.400	(0.8)1.8(3.5)	(1.0)2.9(5.5)	(2.6)3(3.9)	(0.5)3.5(8.5)	(0.6)2.9(4.7)
Concentração de magnésio (mg/l), no Verão	(2.3)9.6(33)	33.000	2.100	(0.7)9.1(53.0)	(2)3.9(6)	(5.6)5.7(5.9)	(2.3)5.8(17)	(2.1)4.2(6.4)
Concentração de nitratos (mg/l), no Inverno	<1(1.07(1.4)	<1	<1	<1	<1	<1	<1(1.2(4.7)	<1(1.2(4.7)
Concentração de nitratos (mg/l), no Verão	<1(1.1(2.7(4)	<1	<1	<1	<1(1.5(1.7)	<1(1.3(2.8)	<1(1.1(2.4(9)	<1(1.1(3.2(8)
Concentração de potássio (mg/l), no Inverno	(0.33)1.1(3.4)	0.530	0.360	(0.04)0.27(0.46)	(0.12)0.5(1)	(0.57)0.58(0.6)	(0.05)0.7(1.5)	(0.1)0.54(1.5)
Concentração de potássio (mg/l), no Verão	(0.4)2.1(5.3)	2.800	0.610	(0.04)0.40(0.86)	(0.24)0.52(0.80)	(0.45)0.81(1.9)	(0.42)1.2(3.3.1)	(0.3)0.98(2.7)
Concentração de sódio (mg/l), no Inverno	(4.8)11.1(23.6)	15.000	4.000	(3.5)5.6(8.8)	(1.6)5.3(11)	(6.2)6.8(7.1)	(0.8)9.8(7.24)	(1.5)5.8(11)
Concentração de sódio (mg/l), no Verão	(7.1)22(65)	65.000	4.800	(3.6)7.4(16)	(3.5)5.9(11)	(9)12(13)	(5.4)13(38)	(3.8)8.2(14)
Concentração de zinco (mg/l), no Inverno	(0.0)0.2(0.53)	0.12	0.02	(0.0)0.1(0.17)	(0.0)0.02(0.16)	(0.17)0.38(0.49)	(0.0)0.2(0.5)	(0.0)0.13(0.27)
Concentração de zinco (mg/l), no Verão	(0.0)0.27(0.81)	0.15	0.18	(0.0)0.16(0.31)	(0.0)0.07(0.2)	(0.34)0.55(0.66)	(0.0)0.26(0.81)	(0.0)0.13(0.28)
Condutividade (µS/cm), no Inverno	(59)151(355)	190	56	(35)49(56)	(5)189(137)	(104)111(126)	(59)101(181)	(45)91(143)
Condutividade (µS/cm), no Verão	(73)219(395)	234	74.2	(33)50(59)	(55)109(170)	(160)196(214)	(73)156(329)	(74)118(198)
Oxigénio dissolvido (mg/l), no Inverno	(7.1)9.5(11)	9.9	11	(9.6)10(11)	(9.3)10(11)	(10)11(11)	(8.2)10(11)	(9.4)11(12)
Oxigénio dissolvido (mg/l), no Verão	(7.6)9.5(13)	9.4	11	(8.5)8.8(9.1)	(8.6)10(12)	(9.1)9.3(9.4)	(7.6)9.9(13)	(8.9)10(11)
Temperatura (°C), no Inverno	(8.5)13(15)	13	7.7	(8.9)1(9.6)	(8.3)12(15)	(12)13(15)	(8.5)12(14)	(7.7)11(15)
Temperatura (°C), no Verão	(12)18(27)	17	8.8	(9.5)12(16)	(11)13(14)	(16)18(19)	(12)14(16)	(8)13(16)
Valores de pH, no Inverno	(6.9)7.5(7.8)	7.6	6.6	(6.5)6.6(6.7)	(6.9)7.2(7.6)	(7.4)7.4(7.5)	(6.9)7.3(7.6)	(6.4)7.2(7.6)
Valores de pH, no Verão	(7)7.8(8.4)	7.8	7.4	(6.9)6.7(6.9)	(6.7)7.4(7.8)	(7.7)7.8(7.8)	(6.9)7.7(6.8.1)	(7.4)7.5(7.8)

Tabela 20. Percentagem de locais, onde cada taxon ocorre, relativamente a cada subgrupo obtido como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso. Consideraram-se os dois grupos taxonómicos, nomeadamente hepáticas e musgos. Os taxa com Valor Indicador (vi) > 20 e p < 0.05 encontram-se assinalados a cores.

Taxa	Subgrupo					vi	p	
	1.1	2.1	2.2	2.3	2.4			2.5
Hepáticas								
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	33	8	-	11	6	16	24.1	0.058
<i>Conocephalum conicum</i>	-	-	-	-	18	11	8.4	0.538
<i>Pellia epiphylla</i>	33	-	-	22	6	11	16.9	0.187
<i>Riccardia chamedryfolia</i>	33	-	-	-	12	5	32.7	0.012
<i>Scapania undulata</i>	100	25	-	-	-	-	92.2	0.001
Musgos								
<i>Brachythecium rivulare</i>	-	92	-	11	24	16	83.2	0.001
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	33	17	-	33	-	-	14.8	0.215
<i>Fissidens asplenioides</i>	11	-	-	-	12	11	5.3	0.759
<i>Fissidens sublineaeifolius</i>	-	33	-	11	100	58	75.1	0.001
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	-	25	-	-	-	21	20.1	0.125
<i>Leptodictyum riparium</i>	-	25	100	-	12	0	89.2	0.001
<i>Oxyrrhynchium hians</i>	-	-	-	-	12	11	7.8	0.474
<i>Oxyrrhynchium pumilum</i>	-	-	-	-	18	16	8.6	0.619
<i>Plagiommium undulatum</i> var. <i>madeirense</i>	11	-	-	11	6	11	6.4	0.707
<i>Platyhypnidium riparioides</i>	-	17	67	89	53	100	88.5	0.001
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	22	8	-	-	6	5	11.5	0.362

Apesar de apresentar alguns taxa em comum com o grupo 1, apresentam nove taxa exclusivos deste grupo, entre os quais se destaca *Platyhypnidium riparioides* por ocorrer em todos os subgrupos do grupo (Tab. 20).

Ainda que com algumas diferenças, os grupos 1 e 2 obtidos nesta análise apresentam correspondência com os grupos 1 e 3 da Classificação Ascendente Hierárquica resultante das comunidades sub-imersas. De referir que, os locais que correspondem ao grupo 2 na análise das comunidades sub-imersas não incluíam taxa aquáticos, pelo que não foi possível a sua inclusão nesta análise, apenas com excepção de três áreas (BRV2, BRV4 e SLZ4 (Tab. 19).

Desta forma, os grupos obtidos para o habitat imerso encontram-se de acordo com os obtidos para o habitat sub-imerso, ou seja, apresentam correspondência com um gradiente longitudinal e respectivos parâmetros ambientais associados, nomeadamente climáticos e de perturbação.

À medida que se aumentou o nível de corte do dendograma os dois grupos foram subdivididos perfazendo um total de seis subgrupos lógicos. Através de uma análise de IndVal foi possível determinar as espécies indicadoras para cada subgrupo (Fig. 25, Tab.20). O grupo 1 (Fig. 25) inclui um subgrupo, abrangendo 9 áreas, bem como áreas que constituem representantes únicos de cada ramo, e que como tal não foram considerados na análise. O subgrupo 1.1 engloba a maioria das áreas localizadas no Paúl da Serra (Fig. 27, Tab. 19), onde a vegetação vascular dominante é o Urzal de altitude, e algumas áreas a altitudes mais baixas, e portanto, dominadas por Laurissilva. Estas áreas são caracterizadas por apresentarem ribeiras de pequenas dimensões, com caudais e turbulência reduzidos e elevada estabilidade nas margens. Como referido anteriormente, associado a elevadas altitudes, observam-se os valores mais elevados de precipitação e mais baixos de temperatura. No que respeita à qualidade da água, verificaram-se, neste subgrupo, os valores mais baixos de condutividade, pH, temperatura da água, potássio e magnésio, e mais elevados de amónia (Tab.19). Estas áreas apresentaram dois indicadores, nomeadamente as hepáticas, *R. chamaedryfolia* e *Scapania undulata* (Tab. 20).

De facto *S. undulata*, indicadora do grupo 1 na análise efectuada ao habitat sub-imerso (grupo 1), e *R. chamaedryfolia* são espécies de características acidófilas e oligotróficas. Satake *et al.* (1989) e Tremp & Kohler (1995) referem que *S. undulata* tem a capacidade de regular os níveis de protões nos seus protoplastos, permitindo-lhes ocorrer em águas de pH ácido.

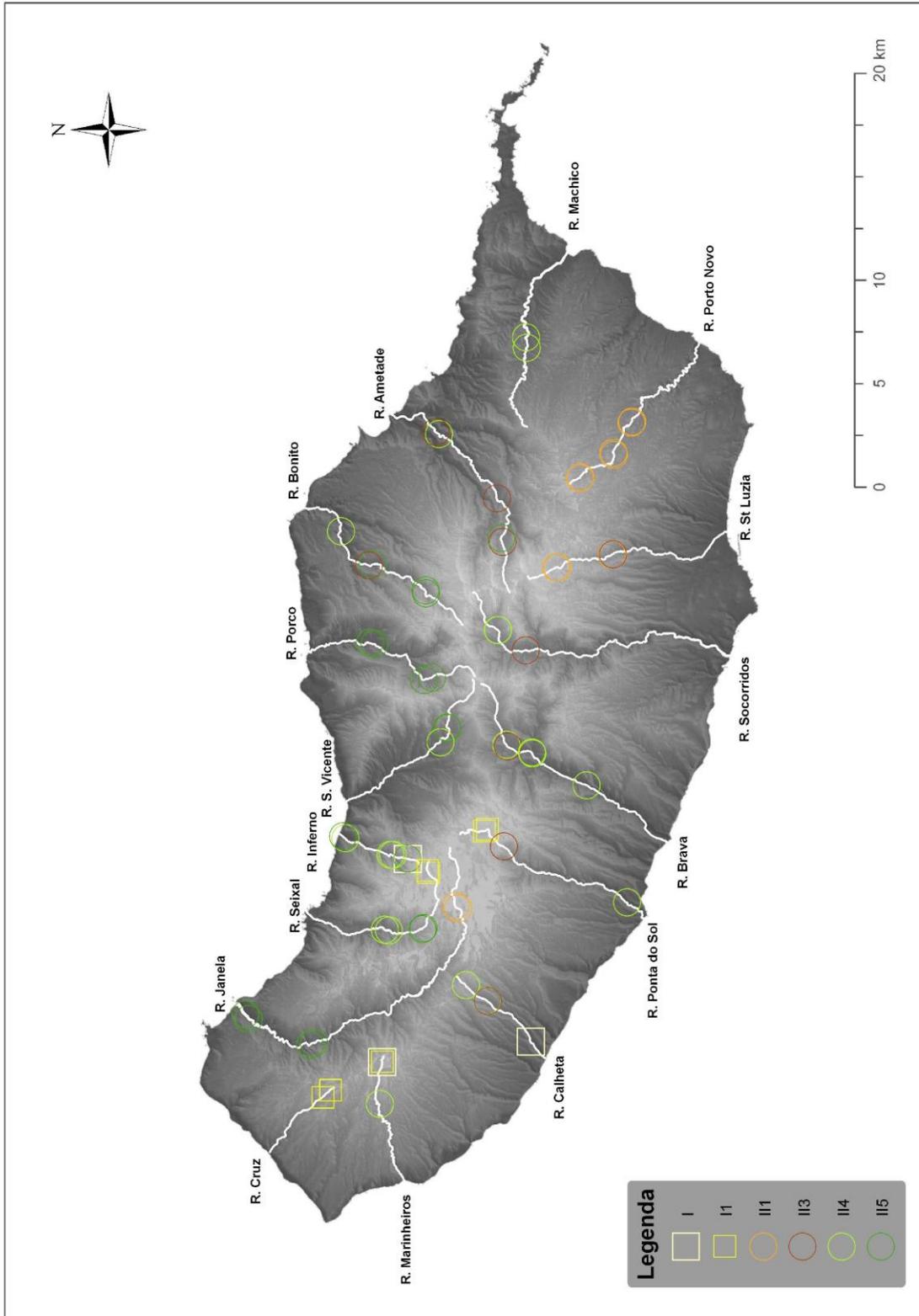


Figura 27. Localização geográfica dos subgrupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica efectuada ao habitat imerso.

As referidas espécies desenvolvem-se preferencialmente em áreas de montante e com reduzida perturbação, verificando-se inclusivamente o seu desaparecimento à medida que a perturbação aumenta, tal como observado por outros autores (Slack & Glime 1985, Englund *et al.* 1997, Tremp 1999, Vanderpoorten & Klein 1999).

O grupo 2 encontra-se subdividido em cinco subgrupos, todos com taxa indicadores, excepto o subgrupo 2.3 (Fig. 25, Tab. 20).

O subgrupo 2.1 (Fig. 25, Fig. 27) inclui 11 áreas, nomeadamente as zonas a montante de três ribeiras, R. da Janela, R. de Santa Luzia e R. do Porto Novo, e praticamente a totalidade da Ribeira do Porto Novo. Inclui áreas localizadas a distintos níveis altitudinais e em ambas as vertentes da Ilha (Norte e Sul). Ainda que apresentando uma elevada heterogeneidade, estas áreas podem distinguir-se das outras no que respeita à qualidade da água, particularmente por apresentarem níveis baixos de amónia, ferro, sódio e zinco e níveis elevados de cobre e alguns vestígios de chumbo (Tab. 19). São também caracterizadas por apresentarem uma elevada estabilidade de substrato e reduzida profundidade, permitindo o desenvolvimento de colónias extensas de *Brachythecium rivulare*, o taxa indicador do subgrupo (Fig. 25, Tab. 20). Como referido para o habitat sub-imerso, este taxa constitui um elemento frequente em ecossistemas ripícolas, sendo considerado um aquático facultativo, comum em todo o gradiente vertical das margens, geralmente em condições de elevada estabilidade. No caso particular do ambiente imerso, este taxon pode ser considerado oligo a eutrófico, ou seja, pode ser encontrado em distintas condições tróficas da água, tal como observado por outros autores (Stephenson *et al.* 1995, Thiébaud *et al.* 1998, Tremp 1999, Werner 2001, Scarlett & O'Hare 2006)

O subgrupo 2.2 (Fig. 25, Fig. 27, Tab. 19) é constituído apenas por três áreas, localizadas a baixa altitude, e como tal associado a elevadas temperaturas e baixa precipitação. Nestas áreas, as ribeiras apresentam margens alteradas, ou seja, reforçadas por meio de rochas ou betão, como resultado da proximidade a aglomerados populacionais. No que respeita aos parâmetros físico-químicos da água, verificou-se uma elevada condutividade, bem como as concentrações mais elevadas de ferro e zinco. Apenas dois taxa foram observados neste subgrupo, um dos quais, *Leptodictyum riparium*, constitui o taxa indicador deste subgrupo (Fig. 25, Tab. 20). O referido taxon apresenta uma grande amplitude trófica (Papp & Rajczyk 1998, Vanderpoorten 2003, Fritz *et al.* 2009) sendo igualmente muito tolerante à poluição e a condições de elevada perturbação (Werner 2001, Vanderpoorten 2003).

O subgrupo 2.3 (Fig. 25, Tab. 19), constituído por 10 áreas, com localizações diversas, é portanto um subgrupo muito heterogéneo, não apresentando características claras que o distingam dos restantes subgrupos. Adicionalmente, não apresentou nenhum taxon significativamente relacionado (Fig. 25, Tab. 20).

O subgrupo 2.4 (Fig. 25, Fig. 27, Tab.19) engloba 17 áreas, localizadas a níveis altitudinais distintos, e com graus de intervenção variáveis, nomeadamente ao nível das margens, naturais e alteradas. No que respeita à qualidade da água, este subgrupo apresenta valores muito elevados de condutividade, bem como as mais elevadas concentrações de magnésio, potássio, sódio e zinco. Verificou-se que, dos 16 taxa considerados, apenas três não ocorrem neste subgrupo, incluindo apenas um taxa indicador, um endemismo da Macaronésia, *Fissidens sublineaefolius* (Fig. 25, Tab. 20). Este taxon apresenta uma elevada frequência no habitat imerso, bem como no sub-imerso, desenvolvendo frequentemente esporófitos, tal como referido por Bruggeman-Nannenga (1982).

O subgrupo 2.5 (Fig. 25, Fig. 27, Tab.19) engloba 19 áreas, com limites de altitude que variam entre os 30 m e 1010 m, e conseqüentemente condições climáticas variáveis. Inclui as áreas de maiores dimensões, nomeadamente largura máxima e mínima das margens, e como tal os caudais mais elevados, e nas águas detectaram-se as maiores concentrações de chumbo e fosfatos, ainda que não sejam muito elevadas, nunca superiores a 0.14 µg/l e 5.5 mg/l, respectivamente. Este subgrupo inclui 13 dos 16 taxa considerados, no entanto, apenas um é considerado indicador *Platyhypnidium riparioides* (Fig. 25, Tab. 20). Esta espécie de musgo é muito frequente no habitat imerso, sendo inclusivamente indicador do referido habitat (Tab. 15) e como tal admite-se que possa ocorrer em condições ambientais diversas. Apesar de bastante frequente encontra-se geralmente associado a condições de alguma estabilidade, sendo considerado por alguns autores como intolerante a águas ácidas (Empain *et al.* 1980, Muotka & Virtanen 1995, Klein & Vanderpoorten 1996, Thiébaud *et al.* 1998, Vanderpoorten & Klein 1999, Cattaneo & Fortin 2000, Werner 2001, Scarlett & O'Hare 2006).

Da totalidade dos taxa considerados verificou-se que as hepáticas (incl. antocerotas) apresentam valores próximos entre os grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica (Tab. 21). No caso dos musgos verificou-se a sua ocorrência em todos os subgrupos, apesar de se observar um número mais elevado nos subgrupos 2.3 e 2.5 e menor nos subgrupos 2.2 e 2.1 (Tab. 21). No que se refere à sua representatividade dos dois grupos taxonómicos (Fig. 28), observou-se uma dominância dos musgos nos grupos e subgrupos,

excepto no subgrupo 1.1, dominado pelas hepáticas.

Como observado no habitat sub-imerso, os musgos predominam relativamente às hepáticas no habitat imerso. De facto, como referido anteriormente, este padrão é comum nos ecossistemas ripícolas. Vitt *et al.* (1986) referem que os musgos se encontram melhor representados que as hepáticas tanto a nível do habitat sub-imerso como no habitat imerso, ainda que neste último caso a proporção seja ainda menor, como verificado e discutido anteriormente (Fig. 22). O referido autor refere que na generalidade as hepáticas não se encontram bem adaptadas ao ambiente aquático. Por outro lado, a explicação dada para o padrão observado no habitat sub-imerso pode também aplicar-se ao presente habitat estudado. Ou seja, as formas de vida dominantes em cada grupo, conferem graus distintos de resistência às variações de disponibilidade hídrica bem como ao impacto da corrente (Lee & La Roi 1979, Vitt *et al.* 1986, Muotka & Virtanen 1995, Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 1991, Fritz *et al.* 2009).

Tabela 21. Riqueza florística de hepáticas e musgos obtida para cada grupo e subgrupo como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

		Hepáticas	Musgos
Grupos	I	14	16
	II	11	24
Subgrupos	1.1	10	9
	2.1	3	7
	2.2	-	2
	2.3	4	9
	2.4	6	15
	2.5	8	15
Total		18	33

Apesar de se ter observado uma proporção muito próxima entre os subgrupos do grupo 2, com excepção do subgrupo 2.2 (Fig. 28), totalmente dominado por musgos, verificou-se uma maior representatividade das hepáticas no grupo 1.1, o que comprova a preferência das hepáticas por condições naturais, de elevada estabilidade e altitude, como observado para o habitat sub-imerso.

Tal como obtido para os taxa sub-imersos, a análise NMDS para os taxa imersos foi efectuada considerando três eixos, de forma a minimizar o valor de *Stress* da análise. Assim, os distintos grupos e subgrupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica podem ser visualizados

considerando os três eixos, especialmente a projecção do eixo 1 com o eixo 2 (Fig. 29) e do eixo 2 com o eixo 3 (Fig. 30).

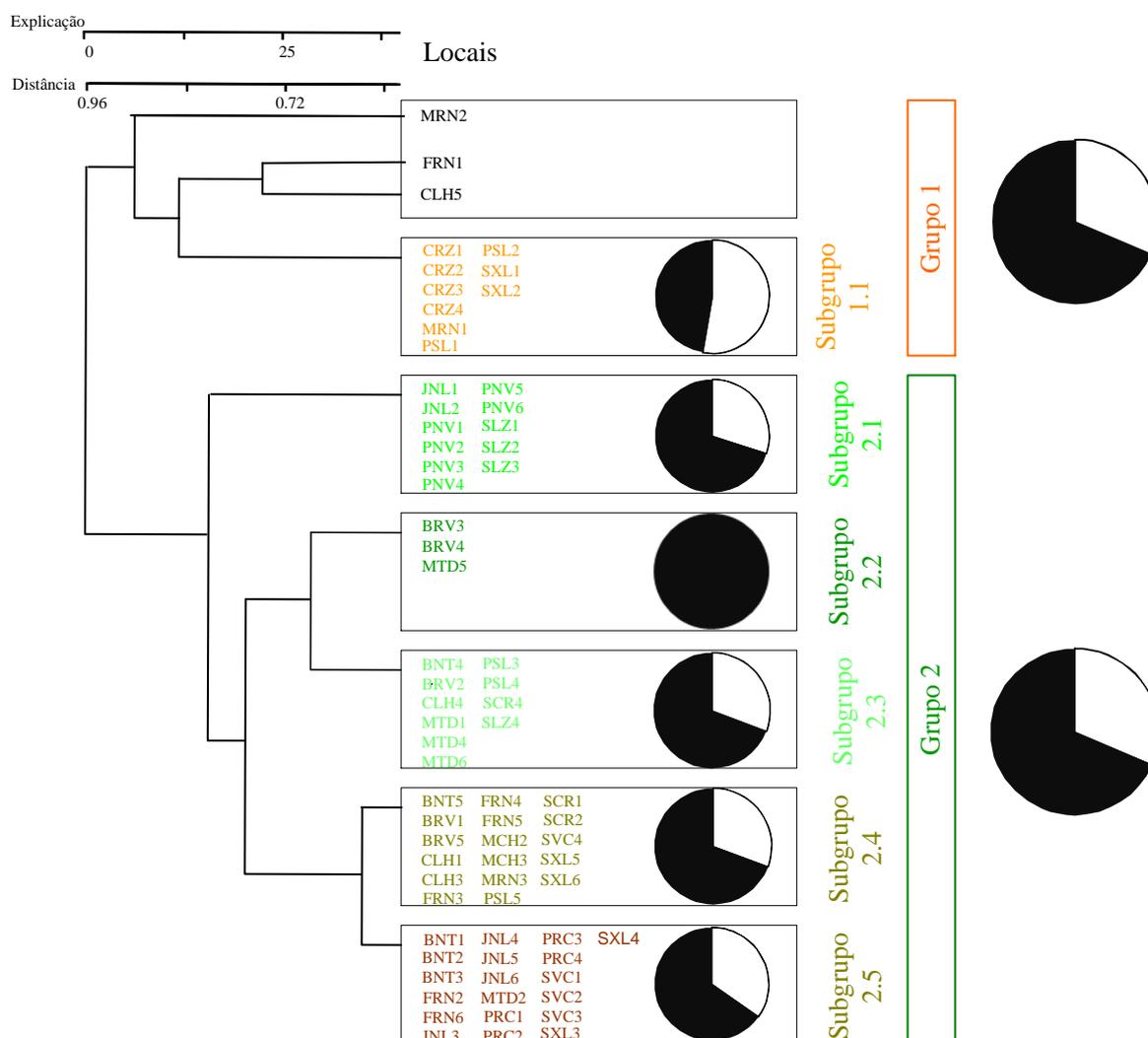


Figura 28. Proporção entre os grupos taxonómicos, nomeadamente musgos (■) e hepáticas (□), em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso. Abreviaturas para as áreas de estudo discriminadas na Tab. 2 e Anexo I.

O grupo 1 foi claramente separado do grupo 2 observando a projecção do eixo 2 e eixo 3 (Fig. 30). Já considerando a separação dos subgrupos, verificou-se que os subgrupos do grupo 2 se distinguem na projecção do eixo 1 e eixo 2 a distinção no que respeita ao subgrupos do grupo um, ou seja, 1.1 e 1.2 é patente (Fig. 29). Desta forma a análise NMDS permitiu confirmar a ocorrência dos subgrupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica, tal como se obteve para o habitat sub-imerso, bem como as afinidades entre os taxa e os subgrupos (Tab. 20, Fig. 29, Fig. 30).

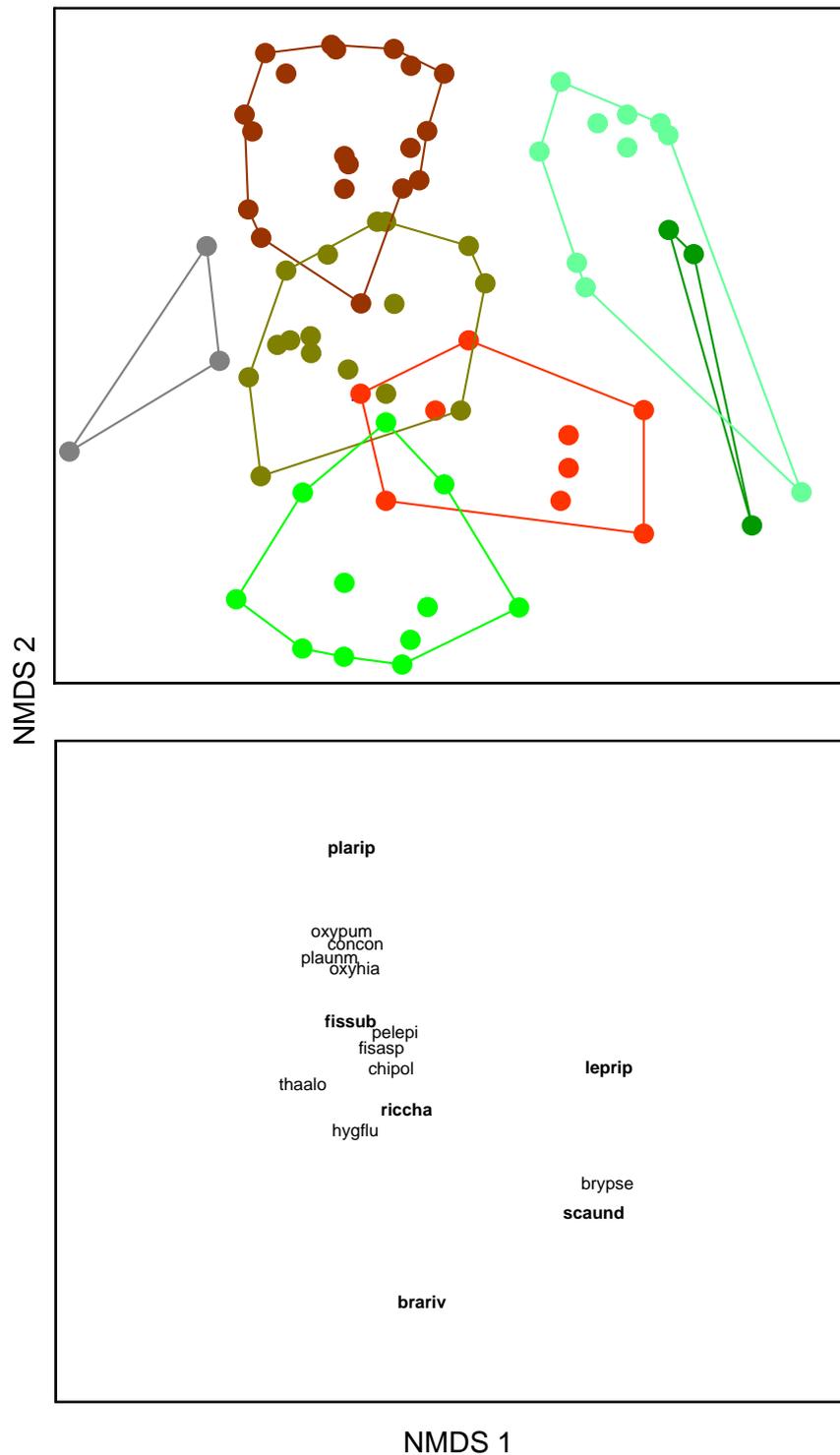


Figura 29. Resultados da análise NMDS, para o primeiro e segundo eixo, efectuada ao habitat imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis). As cores distinguem os grupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica: 1.1 (●), 2.1 (●), 2.2 (●), 2.3 (●), 2.4 (●) e 2.5 (●). Os taxa classificados como indicadores, resultantes da análise IndVal ($v_i > 20$, $p < 0.01$), encontram-se assinalados a negrito. Abreviaturas dos taxa de acordo com a Tab. 11.

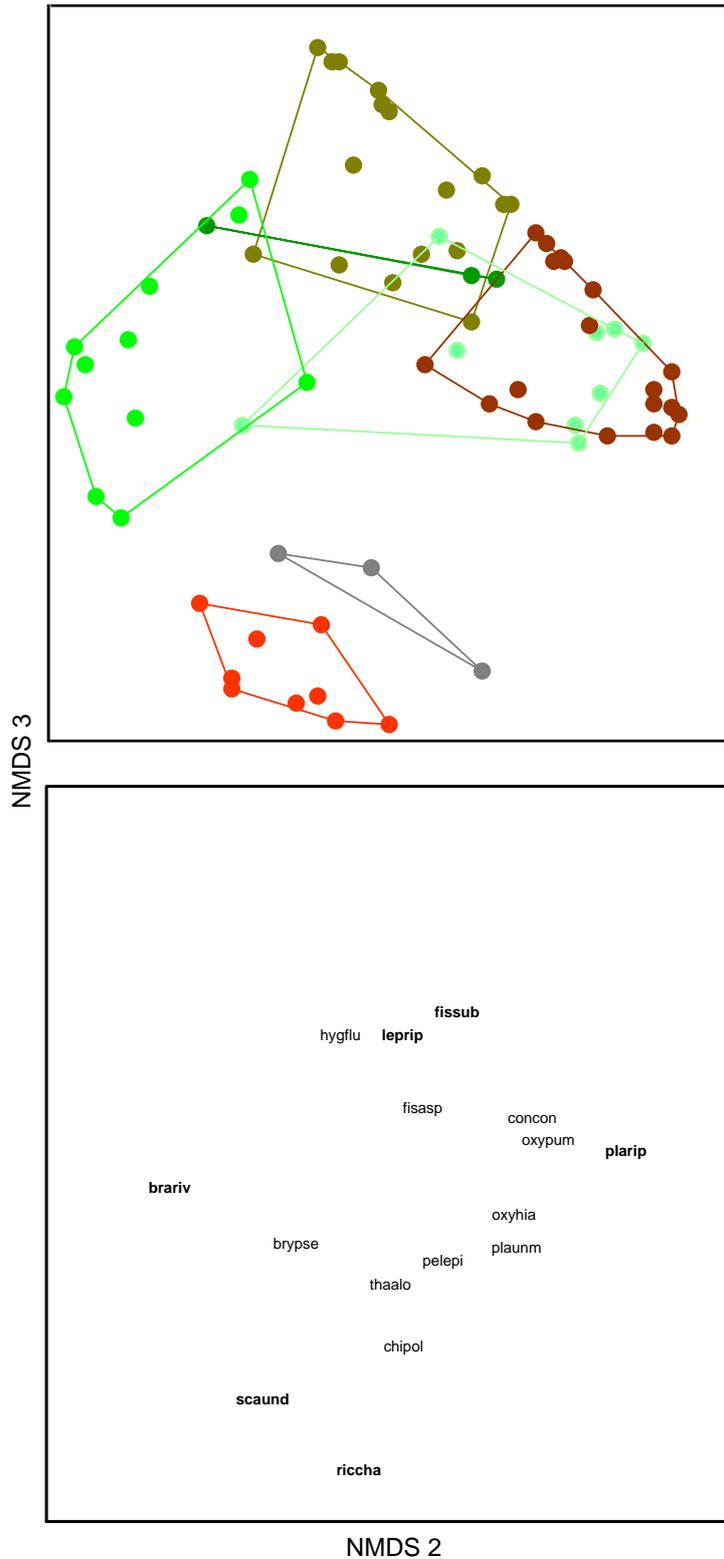


Figura 30. Resultados da análise NMDS, para o segundo e terceiro eixo, efectuada ao habitat imerso, utilizando a distância de Sørensen (Bray-Curtis). As cores distinguem os grupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica: 1.1 (●), 2.1 (●), 2.2 (●), 2.3 (●), 2.4 (●) e 2.5 (●). Os taxa classificados como indicadores, resultantes da análise IndVal ($v_i > 20$, $p < 0.01$), encontram-se assinalados a negrito. Abreviaturas dos taxa de acordo com a Tab. 11.

4.1.3. Determinação das variáveis ambientais relacionadas com a estrutura e composição das comunidades de briófitos ripícolas

Neste item pretende-se determinar quais os parâmetros ambientais directamente relacionados com composição florística. Para tal utilizou-se um método de análise directa de gradientes, nomeadamente, uma Análise Canónica de Correspondências, CCA, que representa um caso especial de Regressão Múltipla. Pretendeu-se ainda investigar a influência de grupos de variáveis ambientais, na composição florística de cada comunidade em cada um dos habitats estudados. Para tal agruparam-se as variáveis explicativas em quatro tipos distintos, nomeadamente, variáveis relacionadas com a estrutura da ribeira, com a vegetação envolvente, com o clima e com os parâmetros físico-químicos da água e procedeu-se a uma Análise de Partição da Variância. Salienta-se ainda que todas as variáveis ambientais seleccionadas para as referidas análises foram previamente sujeitas a análise univariada e apresentam uma baixa correlação entre si (Anexo II) e no caso de variáveis ordinais, classes bem frequentadas.

4.1.3.1. Análise directa de gradientes

4.1.3.1.1. Habitat sub-imerso

De forma a determinar qual a análise directa de gradientes mais adequada ao conjunto de dados em questão, efectou-se uma análise de Correspondência Rectificada (DCA). O valor do comprimento do gradiente resultante da DCA constitui uma medida da diversidade beta, ou seja, da heterogeneidade dos dados (McCune & Grace 2002). Assim, um de valor comprimento de gradiente elevado, ou seja, superior a 4, como foi o caso da presente análise, representa uma elevada heterogeneidade dos dados, reflectindo que uma elevada riqueza florística se desvia do modelo de resposta linear assumido para a utilização de métodos unimodais. Assim, verificou-se que uma Análise Canónica de Correspondências (CCA) seria adequada para o estudo em questão.

Na análise CCA os valores próprios mais elevados foram obtidos para o primeiro e segundo eixo com 0.539 e 0.416, respectivamente (Tab. 22). A explicação, variância relativa aos dados dos taxa, obtida para os dois primeiros eixos foi de 11.8%, ou seja 6.9% e 4.9%, para o primeiro e segundo eixo, respectivamente. A contribuição de todos os eixos canónicos, ou seja, o valor de explicação relativa às variáveis seleccionadas, foi de 37.1%, o que significa que não foram determinados/contabilizados todos os factores que condicionam a estrutura das

comunidades. No entanto, comparativamente a outros estudos envolvendo briófitos em ecossistemas ripícolas os valores observados são muito próximos (Scarlett & O'Hare 2006, Vieira 2008) ou mesmo superiores (Muotka & Virtanen 1995, Martínez-Abaigar *et al.* 2002, Paavola *et al.* 2006).

Tabela 22. Resumo da Análise Canónica de Correspondências (CCA), efectuada ao habitat submerso.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo3
Valores próprios (<i>eigenvalues</i>)	0.529	0.376	0.310
Variância relativa aos dados dos taxa (%)	6.9	4.9	4.0
Correlações entre taxa e variáveis	0.93	0.84	0.85
Soma de todos os valores próprios	7.671		
Soma de todos os valores próprios canónicos	2.846		

Na Tab. 23 apresenta-se o resumo dos dados relativos às variáveis ambientais estudadas na análise de CCA, nomeadamente os valores de contribuição independente de cada uma das variáveis, bem como os de correlações intra-grupo, neste caso, apenas para as variáveis seleccionadas. Os valores de correlações intra-grupo determinam quais as variáveis com maior influência na estrutura da ordenação, não podendo, no entanto ser consideradas uma medida independente das relações entre a estrutura das comunidades e as respectivas variáveis ambientais (McCune & Grace 2002). É de salientar que as variáveis seleccionadas para a análise não correspondem à totalmente às variáveis com as contribuições individuais mais elevadas. Isto significa que algumas se encontram relacionadas entre elas, não tendo sido portanto seleccionadas aquando do procedimento de selecção manual.

Entre as variáveis analisadas determinaram-se 16 variáveis significativamente relacionadas com a estrutura das comunidades (Tab. 23), ou seja com valor de *p* menor que 0.005, calculado pelo teste de Monte Carlo, nomeadamente, o número de dias com temperatura máxima superior a 25°C (TNDT25), valores de pH da água, no Verão (PHV), largura mínima da margem (LARGMIN), vegetação vascular envolvente de Urzal de altitude (VEGURZ), número de dias com temperatura mínima superior a 20°C nos meses de Verão (TNDV20), alteração das margens (MARGEM), cobertura de briófitos (ESTBRI), concentração de potássio na água no Verão (KV), percentagem de argila no leito (PARGL), percentagem de sedimento no leito (SDMNT), profundidade mínima do leito (PRFMIN), caudal no verão

(CLDV), concentração de magnésio na água, no Inverno (MGI), abertura do vale (VALBRT), concentração de sódio na água, no Inverno (NAI) e declive das margens (DECLV).

Tabela 23. Resumo dos dados relativos às variáveis ambientais estudadas na análise de CCA efectuada ao habitat sub-imerso. As variáveis foram ordenadas, de forma decrescente, pelos valores de contribuição independente de cada uma. As correlações intra-grupo (correlação entre-grupo x correlação taxa-ambiente) foram obtidas apenas para as variáveis seleccionadas. Abreviaturas de acordo com Tab. 6.

Variável	Contribuição independente %	Valor de F	Valor de p	Correlações intra-grupo		
				Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
TNDT25	6.02	5.89	0.001	-0.753	0.104	0.196
PHV	5.68	5.54	0.001	-0.738	-0.058	0.112
TMDANO	5.25	5.10	0.001			
CNDI	5.08	4.93	0.001			
CAV	5.06	4.90	0.001			
TMNDJF	4.86	4.70	0.001			
LARMIN	4.38	4.22	0.001	-0.617	0.038	-0.108
VEGURZ	4.29	4.12	0.001	0.541	0.249	-0.177
VEGSAL	4.26	4.09	0.001			
LARMRG	4.23	4.02	0.001			
TNDV20	4.12	3.95	0.001	-0.567	-0.032	0.055
PHI	3.99	3.82	0.001			
MARGEM	3.94	3.77	0.001	-0.378	0.454	0.076
ESTBRI	3.92	3.75	0.001	0.485	-0.292	0.220
CAI	3.55	3.39	0.001			
KV	3.52	3.36	0.001	-0.444	0.104	0.337
CDLI	3.49	3.33	0.001			
PARGL	3.38	3.21	0.001	-0.108	0.406	0.191
NAV	3.29	3.12	0.001			
TMPI	3.05	2.90	0.001			
SDMNT	2.99	2.83	0.001	-0.349	0.063	0.150
PRFMIN	2.97	2.81	0.001	-0.421	-0.027	-0.107
CDLV	2.97	2.82	0.001	-0.222	0.027	0.165
TMPV	2.95	2.80	0.001			
MGI	2.84	2.69	0.001	-0.402	0.009	0.132
KI	2.78	2.63	0.001			
PBLOCO	2.74	2.59	0.001			
ALTMRG	2.62	2.48	0.001			
VEGLAU	2.54	2.40	0.001			
CUV	2.45	2.31	0.001			
VALBRT	2.42	2.29	0.001	-0.094	0.206	-0.112
ROCHA	2.35	2.21	0.001			
TURB	2.32	2.18	0.001			

Tabela 23 (cont.).

Variável	Contribuição independente %	Valor de F	Valor de p	Correlações intra-grupo		
				Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
NAI	2.29	2.16	0.001	-0.327	0.113	0.065
ESTPTE	2.28	2.14	0.002			
NH4V	2.26	2.12	0.001			
SOLO	2.11	1.98	0.001			
PPEDRA	2.11	1.98	0.007			
TNDV25	2.09	1.96	0.002			
OXIV	2.03	1.91	0.001			
NH ₄ I	1.97	1.84	0.003			
ZNI	1.97	1.84	0.004			
OXII	1.93	1.81	0.003			
CLI	1.93	1.81	0.007			
ESTARV	1.93	1.82	0.003			
PO ₄ V	1.88	1.77	0.004			
FEV	1.88	1.76	0.005			
DECLV	1.73	1.62	0.007	-0.085	-0.096	0.051
FEI	1.71	1.61	0.010			
PAREIA	1.71	1.60	0.030			
NO ₃ V	1.64	1.54	0.048			
ESTHER	1.64	1.53	0.020			
ESTABL	1.54	3.13	0.001			
NNESS	1.54	1.44	0.034			
ESTARB	1.54	1.44	0.036			
CUI	1.51	1.41	0.069			
PBV	1.50	1.40	0.082			
ENNESS	1.46	1.36	0.071			
ZnV	1.43	1.35	0.092			
PO ₄ I	0.96	0.90	0.582			

Verificou-se que as variáveis que apresentaram maior explicação foram TNDT25 e PHV, com uma explicação independente de 6.02% e 5.7%, respectivamente e ambas mais relacionadas com o eixo 1 (Tab. 23). As variáveis LARGMIN, VEGURZ, e TNDV20, por sua vez, explicaram 4.38, 4.29 e 4.12, apresentando também uma maior correlação com o eixo 1. Seguem-se as variáveis MARGEM (3.94), ESTBRI (3.92), KV (3.52), PARGL (3.38), SDMNT (2.99), PRFMIN (2.97), CLDV (2.97), MGI (2.84), VALBRT (2.42), NAI (2.29) e DECLV (1.73), dos quais, MARGEM, ESTBRI, PARGL, VALBRT e DECLV se encontraram mais relacionados com o segundo eixo, enquanto KV, SDMNT e CLDV estão relacionadas com o terceiro eixo e as restantes variáveis com primeiro eixo.

O número de variáveis explicativas na presente análise, ou seja, dezasseis é bastante elevado comparativamente a outros trabalhos relativos a briófitos que se desenvolvem em habitats ripícolas, utilizando a mesma abordagem estatística, mas não a mesma metodologia de amostragem. No entanto, no que se refere às variáveis, obtiveram-se em comum cinco variáveis que influenciam a estrutura das comunidades, nomeadamente a altitude, reflectida pelas variáveis climáticas (Scarlett & O'Hare 2006, Vieira 2008), profundidade (Paavola *et al.* 2006, Scarlett & O'Hare 2006), pH (Papp & Rajczy 1998, Paavola *et al.* 2006, Scarlett & O'Hare 2006, Vieira 2008), caudal (Papp & Rajczy 1998, Muotka & Virtanen 1995, Vieira 2008), bem como a inclinação das margens (Scarlett & O'Hare 2006, Vieira 2008).

Considerando estudos incidindo noutras abordagens estatísticas, refere-se em comum a altitude (Kimmerer & Allen 1982, Slack & Glime 1985, Ormerod *et al.* 1994, Jonsson 1996, Suren 1996, Suren & Ormerod 1998, Andrew *et al.* 2003, Scarlett & O'Hare 2006), a forma do vale (Suren & Ormerod 1998), caudal (Slack & Glime 1985, Ormerod *et al.* 1994, Suren 1996, Englund *et al.* 1997, Papp & Rajczy 1998, Downes *et al.* 2003, Fritz *et al.* 2009), estabilidade das margens, que no presente estudo se reflecte na cobertura de briófitos (Kimmerer & Allen 1982, Ormerod *et al.* 1994, Virtanen 1995, Suren 1996, Suren & Ormerod 1998, Fritz *et al.* 2009), a alteração das margens (Suren 1996, Heino *et al.* 2005b) e parâmetros físico-químicos da água, nomeadamente o pH (Vitt *et al.* 1986, Papp & Rajczy 1995, Stephenson *et al.* 1995, Suren 1996, Papp & Rajczy 1998, Suren & Ormerod 1998, Cattaneo & Fortin 2000, Scarlett & O'Hare 2006). É, no entanto, de salientar que os referidos estudos abrangem simultaneamente o habitat imerso e sub-imerso, não existindo estudos focados exclusivamente no habitat sub-imerso, como o presente.

O elevado número de variáveis explicativas pode atribuir-se à elevada heterogeneidade das áreas de estudo, entenda-se, diversidade de condições ambientais. De facto, em estudos efectuados em ambientes dominados por um gradiente ambiental muito forte (como altitude, tipo de vegetação ou físico-química da água ou do solo, entre outros), a análise apresenta um número reduzido de variáveis significativas, nomeadamente as que se encontram fortemente relacionadas com o gradiente (McCune & Grace 2002). De facto, os ecossistemas ripícolas são complexos e caracterizados por uma elevada heterogeneidade ambiental, tanto a nível biótico como abiótico, considerando diversas escalas espaciais e/ou temporais (Huryn *et al.* 2005, Naiman *et al.* 2005, Richardson *et al.* 2005, Lowe *et al.* 2006, Richardson & Danehy 2007). Os processos de perturbação, característicos destes ecossistemas, são extremamente

importantes mas complexos de quantificar (Kimmerer & Allen 1982, Englund 1991, Tremp 1999, Suren *et al.* 2000, Biggs *et al.* 2001, Downes *et al.* 2003, Lepori & Hjerdt 2006). Como resultado, estes ecossistemas apresentam uma elevada complexidade de condições ambientais e biológicas muitas vezes resultantes de processos aleatórios, intimamente relacionados com os processos de perturbação. No caso particular de sistemas insulares, como é o caso da Ilha da Madeira, essa elevada heterogeneidade ambiental, resulta da integração e interação de um conjunto diverso de processos, nomeadamente da sua origem, características paisagísticas (distância a massas terrestres, dimensões e geomorfologia), ocorrência de perturbações, bem como movimento e interação entre os organismos. Desta forma, é natural que o conjunto de variáveis analisadas tenha apresentado uma explicação relativamente baixa, uma vez que variáveis resultantes de processos aleatórios são, por um lado, muito difíceis de identificar e por outro, de contabilizar.

A análise da Fig. 31 e da Fig. 32 permitiu visualizar um elevado gradiente ao longo do primeiro eixo, ou seja, positivamente relacionado com o referido eixo distribuem-se as áreas de ribeiras localizadas a elevadas altitudes, dominadas por Urzal de altitude (VEGURZ), de pequenas dimensões (pouco largas e profundas), estáveis, em que a cobertura de briófitos é elevada (ESTBRI), em que a água apresenta pH ácido e baixa concentração de substâncias. Por outro lado, negativamente relacionado com o primeiro eixo surgem as áreas de ribeiras localizadas a altitudes mais baixas, com temperaturas mais elevadas (TNDT25, TNDV20), de maiores dimensões (LARGMIN, PRFMIN, SDMNT, CLDV), pH mais elevados (PHV) e maior concentração de substâncias na água, nomeadamente magnésio, potássio e sódio (MGI, NAI, KV). As referidas substâncias ocorrem naturalmente na água como resultado da natureza geológica da Ilha (Almeida *et al.* 1984, Oliveira da Silva 1988, Duarte 1995, Prada *et al.* 2005) e apresentam concentrações mais elevadas próximo de zonas costeiras, tal como verificado no caso dos aquíferos (Prada *et al.* 2005). Como refere Duarte (1995), a variabilidade vertical das águas poderá atribuir-se às diferenças dos valores de precipitação e temperatura, à distribuição vertical dos diferentes tipos litológicos e necessariamente da permeabilidade, ao aumento do tempo de permanência e, ainda, à concentração de sais nas zonas mais próximas do litoral.

Já no segundo eixo, com uma explicação menor, observou-se um gradiente menos pronunciado, das áreas intervencionadas, com margens artificializadas (MARGEM), com elevada percentagem de argila no leito (PARGL), localizadas em vales abertos (VALBRT) de

margens pouco inclinadas, positivamente relacionados com o segundo eixo, para áreas localizadas em vales fechados, com margens íngremes (DECLV), e como tal menos expostas, onde se observa a elevada cobertura de briófitos (ESTBRI) (Fig. 31).

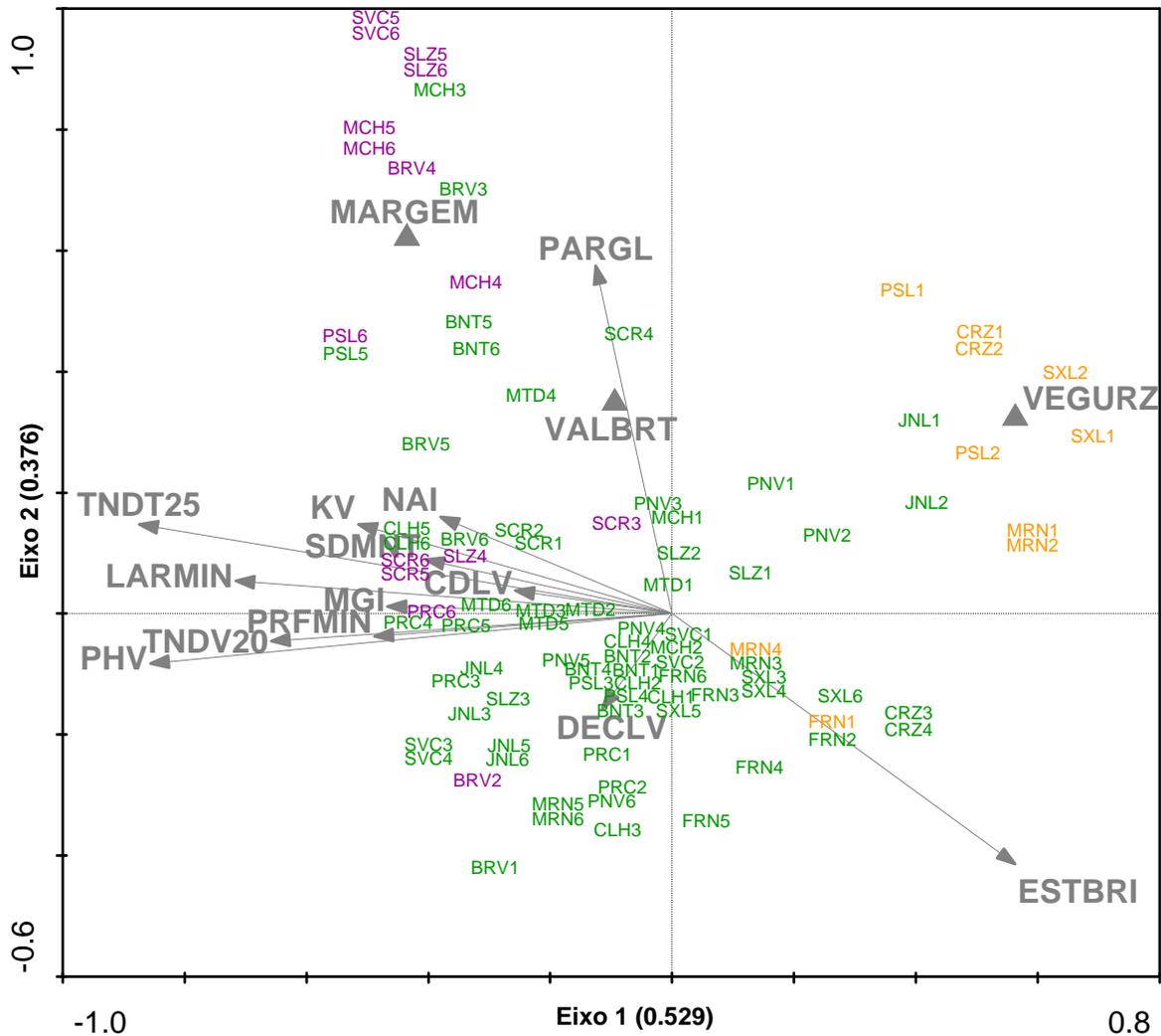


Figura 31. Ordenação, das áreas, resultante da análise CCA das comunidades sub-imersas, efectuada a 94 áreas, 77 taxa e 60 variáveis ambientais, para o primeiro e segundo eixo. As áreas encontram-se agrupadas de acordo com os grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica (item 4.1.2.2.1), nomeadamente grupo 1 (●), grupo 2 (●) e grupo 3 (●). Abreviaturas relativas às áreas e variáveis ambientais nas Tab. 2 e Tab. 6, respectivamente.

No caso do terceiro eixo 3, o gradiente não é muito evidente, sendo de salientar que a concentração de potássio, na água, no Verão (KV) e cobertura de briófitos (ESTBRI) representam as variáveis seleccionadas que mais contribuem positivamente para este eixo,

A análise da Fig. 31 permitiu verificar que, relativamente ao primeiro eixo, existe uma clara separação do grupo 1 (laranja) comparativamente aos restantes grupos. No que respeita aos grupos 2 (violeta) e 3 (verde) essa separação não é tão clara, apesar de se observarem alguns locais do grupo 2 (violeta) claramente isolados (Fig. 32). Observa-se que do lado positivo do eixo 1, relacionados com a vegetação de altitude (Urzal), se encontram os locais que pertencem ao grupo 1 da Classificação Ascendente Hierárquica, com excepção de dois locais, que se encontram em área de Laurissilva (Fig. 32). Refere-se que os locais mais intervencionados, incluídos no grupo 2 da Classificação Ascendente Hierárquica, se encontram na parte positiva do segundo eixo, que está relacionado com a presença de margens artificiais (ou reforçadas) (MARGEM), percentagem de argila no sedimento (PARGL) (Fig. 31). Já os locais presentes no lado negativo de ambos os eixos estão relacionados com o declive das margens das ribeiras (DECL), correspondendo a áreas localizadas no fundo de vales.

No entanto, considerando os subgrupos, obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica, não foi possível na análise CCA, observar uma clara distinção entre os subgrupos nos diagramas obtidos, pelo que estes resultados não foram apresentados. Este facto pode ser explicado por um lado, pelos valores de explicação em ambas as análises não serem muito elevados, e por outro por corresponderem precisamente a análises distintas, com bases estatísticas diferentes e como tal a total correspondência entre análises pressupõe a existência de alguns gradientes muito fortes e de comunidades muito distintas, o que não é o caso.

Já no que se refere a taxa, verificou-se uma relação evidente entre as espécies e o gradiente ambiental, encontrando-se grupos de taxa em todos os quadrantes do diagrama obtido (Fig. 33).

A observação dos diagramas permite visualizar alguns agrupamentos de taxa, com afinidades ecológicas próximas (Fig. 33, Fig. 34). Assim, fortemente relacionado positivamente com os eixos 1 e 2 (Fig. 33) e positiva com o eixo 1 e negativa com o eixo 3 (Fig. 34), destacam-se *Atrichum undulatum*, *Ceratodon purpureus*, *Dicranella varia*, *Isothecium prolixum*, *Fissidens bryoides* var. *caespitans*, *Jungermannia calithrix*, *Pellia epiphylla*, *Plagiochila bifaria*, *Racomitrium aciculare* e *Saccogyna viticulosa*. Estes taxa surgem associados a vegetação de Urzal, nomeadamente em condições de elevadas altitudes e como tal baixas temperaturas (climáticas e da água), incluindo ribeiras de pequenas dimensões e pH baixo e baixa concentração de substâncias na água (oligotróficas).

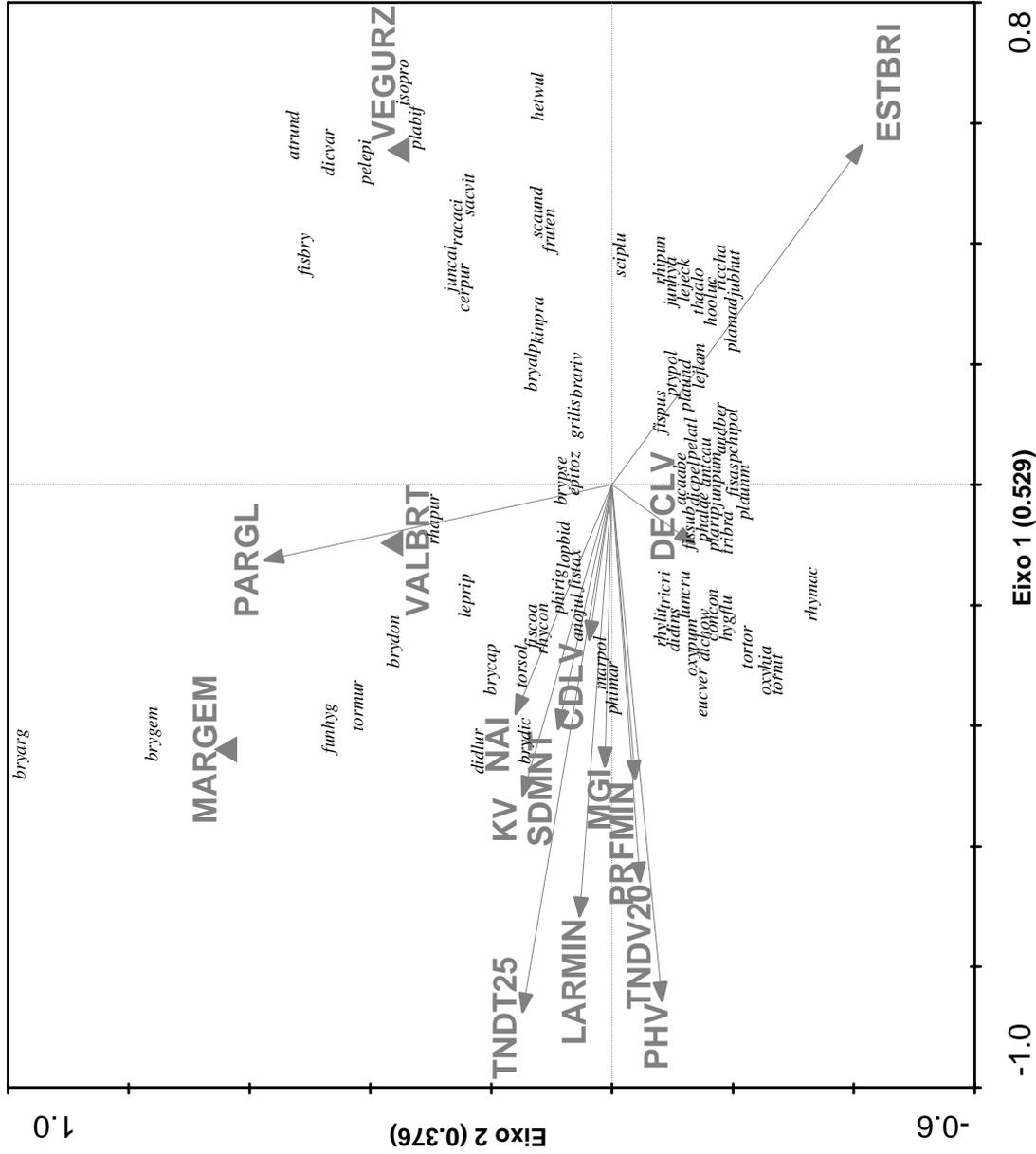


Figura 33. Ordenação, dos taxa, da análise CCA efectuada, ao habitat sub-imerso, com base em 94 áreas, 77 taxa e 60 variáveis ambientais, para o primeiro e segundo eixo. Abreviaturas relativas aos taxa e variáveis ambientais na Tab. 11 e Tab. 6, respectivamente.

As distintas características e afinidades ecológicas dos referidos taxa evidenciam igualmente alguma heterogeneidade nas condições ambientais relacionadas com as áreas de Urzal de altitude, tanto a nível de incidência solar, como particularmente resultantes dos processos de perturbação, especialmente oscilações de caudal e turbulência dos mesmos, que são intrínsecos a estes habitats. Assim, por um lado, estas áreas apresentam taxa perenes, característicos de elevada estabilidade de substrato, e tendências esciófilas, como *I. prolixum*, *P. bifaria* e *S. viticulosa* (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006, Stech *et al.* 2008), por outros taxa, colonizadores tolerantes a condições de elevada incidência solar e alguma perturbação, como *C. purpureus*, *D. varia*, *F. bryoides* var. *caespitans*. Referem-se ainda *A. undulatum*, *J. calithrix*, *P. epiphylla* e *R. aciculare*, que são colonizadores, com excepção do primeiro taxon (esporádico de vida curta), podendo surgir em condições diversas de incidência solar, bem como na Laurissilva.

Próximo do referido grupo (Fig. 33), refere-se dois grupos de taxa, com uma fraca relação com o segundo eixo, e progressivamente menos relacionados com o primeiro eixo, nomeadamente *Heterocladium wulfsbergii*, *Scapania undulata*, *Frullania teneriffae*, *Kindbergia praelonga*, *Bryum alpinum*, *Brachythecium rivulare*, *Grimmia lisae*. Os três primeiros taxa, mais relacionados com o primeiro eixo, são muito frequentes em Urzal de altitude, ainda que não se encontrem restritos a essa formação vegetal (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006), de tendências acidófilas e oligotróficas. No caso dos restantes taxa, refere-se a sua ocorrência em Urzal de altitude, bem como noutros tipos de formação vegetal (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006), em áreas de elevada estabilidade (reduzida oscilação de caudal e baixa turbulência) e por vezes bastante expostas, com tendências neutrófilas, tolerando, no entanto, condições ligeiramente ácidas, bem como alguma concentração de substâncias dissolvidas, o que se encontra de acordo com os resultados obtidos por outros autores (Gil & Varo 1981, Slack & Glime 1985, Glime & Vitt 1987, Muotka & Virtanen 1995, Suren & Ormerod 1998, Tremp 1999, Scarlett & O'Hare 2006).

Bryum pseudotriquetrum e *Epipterygium tozeri* encontram-se muito próximos da origem dos eixos (Fig. 33, Fig. 34) o que significa que não se apresentam associados a alguma variável ou conjunto de variáveis em particular. De facto, além de bastante frequentes, estes taxa ocorreram em áreas com características muito diversas. De acordo com Muotka & Virtanen (1995) *B. pseudotriquetrum* encontra-se associado a uma frequência de perturbação elevada, ou seja, a condições de frequente oscilação do nível de água, parâmetro este que não foi

possível contabilizar no presente trabalho. No entanto, outros autores referem uma elevada amplitude ecológica deste taxon, cuja ocorrência se verifica em condições de elevada ou reduzida estabilidade, tolerando habitats, tanto com baixa incidência solar e elevada humidade, como sujeitos a períodos consideráveis de seca (Gil & Varo 1981, Glime & Vitt 1987, Virtanen & Muotka 1993, Jonsson 1996, Gimeno-Colera & Puche Pinazo 1999). No que respeita a *E. tozeri* salienta-se a raridade de estudos que salientam afinidade ecológica deste taxon em ecossistemas ripícolas. No entanto, Dierßen (2001) caracteriza este taxa como colonizador, com tendências acidófilas a neutrófilas e afinidades a condições de fotofilia a esciofilia.

Associado positivamente ao primeiro eixo e negativamente ao segundo eixo (Fig. 33), não foram observados taxa com forte relação relativamente a ambos os eixos, ou seja, com correlações superiores a 0.5, em cada um dos eixos. No entanto, destacam-se um grupo de taxa, constituído por *Hookeria lucens*, *Jubula hutchinsiae* var. *integrifolia*, *Jungermannia hyalina*, *Lejeunea eckloniana*, *Plagiochila maderensis*, *Rhizomnium punctatum*, *Riccardia chamaedryfolia*, *Sciuro-hypnum plumosum* e *Thamnobryum alopecurum*, apresentando uma forte relação relativamente ao primeiro eixo, mas menor relativamente ao segundo (Fig. 33) e ao terceiro (Fig. 34). Estes taxa, típicos de áreas de Laurissilva (Hedenäs 1992, Fontinha *et al.* 2006), encontram-se associados a condições de elevada cobertura de briófitos, que por sua vez se desenvolvem preferencialmente em condições de grande estabilidade e elevado coberto vegetal. De facto, este grupo é constituído, maioritariamente, por taxa com tendências acidófilas e que apresentam afinidades com condições esciófilas (fraca incidência solar), sendo na sua maioria perenes, ou seja, característicos de áreas com alguma estabilidade ao nível do substrato, o que permite o seu estabelecimento e desenvolvimento, tal como observado noutros trabalhos (Slack & Glime 1985, Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 1991, Hedenäs 1992, Virtanen 1995, Jonsson 1996, Tremp 1999, Fontinha *et al.* 2006).

Com alguma proximidade ao grupo referido anteriormente (Fig. 33), mas com valores de correlação, relativamente ao primeiro eixo, mais baixos, referem-se *Fissidens pusillus*, *Ptychomitrium polyphyllum*, *Plagiomnium undulatum* e *Lejeunea lamacerina*. Este grupo é constituído por taxa que se desenvolvem preferencialmente em condições de baixa incidência solar e preferencialmente em pH neutro, ainda que Dierßen (2001) refira a sua tolerância a condições ligeiramente ácidas. Apesar de ocorrerem em áreas de Laurissilva (Fontinha *et al.* 2006), não são, no entanto, restritos a essa formação vegetal, encontrando-se associados a

condições de alguma perturbação, como oscilação de caudais e violência dos mesmos. *F. pusillus* é um taxa colonizador oportunista, bem adaptado a condições de perturbação (Kimmerer & Allen 1982, Virtanen & Muotka 1993, Muotka & Virtanen 1995).

Na origem e transição entre o aspecto positivo e negativo do primeiro eixo e mais fortemente relacionados com o segundo eixo (negativo) (Fig. 33), e fracamente relacionados com o terceiro eixo (Fig. 34) encontra-se um grupo de taxa constituído por *Acanthocoleus aberrans*, *Andoa berthelotiana*, *Anthoceros caucasicus*, *Chiloscyphus polyanthos*, *Dichodontium pellucidum*, *Fissidens asplenioides*, *Fissidens sublineaefolius*, *Jungermannia pumila*, *Pelekium atlanticum*, *Phaeoceros laevis*, *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense*, *Platyhypnidium riparioides* e *Trichostomum brachyodontium*. Este grupo surge fortemente associado a margens íngremes, características de vales fechados, sendo constituído por taxa que se desenvolvem preferencialmente em condições de baixa incidência solar e alguma estabilidade. O referido grupo apresenta alguma heterogeneidade na sua composição florística, ou seja, por um lado inclui, os taxa com maior frequência relativamente à totalidade das áreas de estudo, nomeadamente, *F. sublineaefolius*, *P. riparioides*, portanto com ocorrência vasta, e por outro taxa endémicos, com ocorrência preferencial na Laurissilva, como sendo *A. berthelotiana*, *P. atlanticum* e *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense* (Hedenäs 1992, Koponen & Sérgio 2001, Fontinha *et al.* 2006). Inclui igualmente taxa, como *P. laevis*, cuja ocorrência e cobertura se encontra associadas a elevadas coberturas de briófitos e estabilidade das margens, como observado por outros autores (Suren & Duncan 1999, Suren *et al.* 2000).

Fortemente relacionado negativamente com os dois primeiros eixos (Fig. 33), referem-se *Oxyrrhynchium hians*, *Rhynchostegiella macilenta*, *Tortella nitida* e *Tortella tortuosa*, associados a margens muito inclinadas, tendencialmente em áreas de baixas altitudes (temperaturas elevadas), em que as ribeiras apresentam dimensões consideráveis, caudais elevados, e águas com pH básico e elevada concentração de nutrientes.

Ligeiramente acima do referido grupo (Fig. 33), ou seja, mais relacionado com o primeiro eixo (negativo) do que com o segundo (negativo) e na sua maioria, com o terceiro eixo (negativo), observa-se um grupo de taxa constituído por *Conocephalum conicum*, *Dicranella howei*, *Didymodon insulanus*, *Eucladium verticilatum*, *Hygroamblystegium fluviatile*, *Lunularia cruciata*, *Oxyrrhynchium pumilum*, *Rhynchostegiella litorea* e *Trichostomum crispulum*. Os referidos taxa encontram-se associados a condições próximas das referidas para

o grupo anterior, ou seja, desenvolvem-se preferencialmente em margens íngremes de vales fechados. Encontram-se em ribeiras com dimensões médias a grandes, localizadas a baixas altitudes. Apesar das características das áreas, e de alguns taxa, apontarem para alguma perturbação (como resultado do carácter torrencial das ribeiras, que contribui para a erosão das margens), a ocorrência de alguns taxa perenes indica alguma estabilidade. Salienta-se que Kimmerer & Allen (1982) comprovaram, que no caso particular de *Conocephalum conicum*, processos de perturbação física muito agressivos, que resultam na erosão e como tal no arrastamento de porções das plantas, constituíram uma das causas de mortalidade da referida espécie. Gimeno-Colera & Puche Pinazo (1999) referem *E. verticillatum* e *C. conicum* em condições próximas das observadas neste estudo, salientando uma considerável amplitude ecológica.

Observa-se também um grupo de taxa mais fortemente relacionado, com a parte negativa do primeiro eixo e fraca relação com o segundo eixo (Fig. 33), constituído por *Fissidens coacervatus*, *Rhynchostegium confertum*, *Philonotis rigida*, *Anomobryum julaceum*, *Marchantia polymorpha* e *Philonotis marchica*, incluindo ainda *Fissidens taxifolius*, *Lophocolea bidentata*, neste caso, fracamente relacionados com ambos os eixos. Estes taxa encontram-se associados a ribeiras de grandes dimensões, especialmente em zonas a jusante, naturalmente localizadas a baixas altitudes, com caudais e condutividade elevados. De facto, a maioria dos referidos taxa encontram-se bem adaptados a condições de elevada perturbação, bem como de elevada concentração de substâncias na água, como observado por outros autores (Gil & Varo 1981, Martínez-Abaiagar & Núñez-Olivera 1991, Virtanen & Muotka 1993, Jonsson 1996).

Relacionado negativamente com o primeiro eixo e positivamente com o segundo eixo (Fig. 33), nomeadamente com valores de correlação superiores a 0.5, identificou-se um grupo de taxa na sua maioria colonizadores, nomeadamente, *Bryum argenteum*, *B. capillare*, *B. donianum*, *B. gemmiparum*, *Didymodon luridus*, *Funaria hygrometrica*, *Leptodictyum riparium* e *Tortula muralis* var. *aestiva*. Com menores valores de correlação relativamente ao segundo eixo referem-se ainda *Bryum dichotomum* e *Tortula solmsii*. Dos referidos taxa destacam-se dois com uma forte relação positiva com o terceiro eixo (Fig. 34), nomeadamente, *Bryum argenteum* e *B. gemmiparum*. Estas espécies foram encontradas geralmente em margens alteradas, o que reflecte perturbação antropogénica directa nos cursos de água, secções de grandes dimensões, baixas altitudes (elevadas temperaturas), em vales

abertos, com valores elevados de caudais, de acumulação de sedimentos e argila no leito, e águas de pH básico e elevada concentração de substâncias na água. Os referidos taxa são característicos de habitats com elevada perturbação e incidência solar, não sendo, no entanto, frequentemente citados em literatura relativa a habitats ripícolas. No entanto, refere-se como excepção *L. riparium*, que se encontra associado a condições de elevada perturbação e muito tolerante à poluição ainda que apresente um elevada amplitude trófica (Papp & Rajczy 1998, Vanderpoorten 2003, Fritz *et al.* 2009).

Refere-se por último *Rhampidium purpuratum*, que aparece fortemente associado à parte positiva do segundo eixo e praticamente na origem do primeiro e terceiro eixos (Fig. 33, Fig. 34). Este taxon, apresenta-se fortemente relacionado com condições de elevada incidência solar e sua ocorrência em áreas de ribeira de maiores dimensões com leitos argilosos, como resultado de processos de erosão natural ou proveniente de matérias-primas utilizadas na construção civil, explica a sua relação negativa relativamente ao segundo eixo.

4.1.3.1.2. Habitat imerso

Tal como obtido para o habitat sub-imerso, o valor de comprimento do gradiente obtido pela análise DCA, 3.96, ou seja, elevado (superior a 4), como reflexo de uma elevada beta diversidade (dados não apresentados) (McCune & Grace 2002). Desta forma, confirma-se que uma análise CCA, constitui a abordagem adequada para o tipo de dados presente.

Na análise de CCA os valores próprios obtidos para o primeiro e segundo eixo foram 0.692 e 0.573, respectivamente (Tab. 24). Relativamente à variância do conjunto dos taxa, os dois primeiros eixos explicam 13.4% e 11.1%, respectivamente. O conjunto das variáveis seleccionadas contribui para 40% da explicação da variabilidade dos dados, ligeiramente superior ao obtido para o habitat sub-imerso (Tab. 22).

Tabela 24. Resumo da Análise Canónica de Correspondências (CCA), referente ao habitat imerso.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Valores próprios (<i>eigenvalues</i>)	0.692	0.573	0.374
Variância relativa aos dados dos taxa (%)	13.4	11.1	7.2
Correlações entre taxa e variáveis	0.91	0.85	0.80
Soma de todos os valores próprios	5.169		
Soma de todos os valores próprios canónicos	2.069		

Determinaram-se sete variáveis significativamente relacionadas com a estrutura da comunidade (Tab. 25), ou seja com valor de p menor que 0.005, calculado pelo teste de Monte Carlo, nomeadamente, presença de margens rochosas (ROCHA), percentagem de argila no leito (PARGL), valores de temperatura média anual (TMDANO), localização em vale aberto (VALBRT), e a concentração de nutrientes na água, no Verão, nomeadamente, fosfatos (PO₄V), zinco (ZNV) e cobre (CUV).

Tabela 25. Resumo dos dados relativos às variáveis ambientais estudadas na análise de CCA, efectuada ao habitat imerso. As variáveis foram ordenadas, de forma decrescente, pelos valores de contribuição independente de cada uma. As correlações intra-grupo (correlação entre-grupo x correlação taxa-ambiente) foram obtidas apenas para as variáveis seleccionadas. Abreviaturas das variáveis ambientais de acordo com Tab. 6.

Variável	Contribuição independente	Valor de F	Valor de p	Correlações intra-grupo		
				Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
	%					
TMDANO	11.14	8.78	0.001	-0.717	-0.128	0.026
VEGURZ	11.12	8.75	0.001			
PHV	10.72	8.40	0.001			
TMNDJF	10.45	8.17	0.001			
ROCHA	9.13	7.04	0.002	-0.583	0.246	0.197
TNDT25	8.84	6.78	0.001			
CAV	8.22	6.26	0.001			
ZNV	7.93	6.04	0.001	-0.099	-0.576	0.042
VEGLAU	7.82	5.94	0.001			
ESTHER	7.66	5.81	0.001			
CDLI	7.39	5.59	0.001			
ZNI	7.33	5.54	0.001			
KV	7.02	5.29	0.001			
LARMIN	6.75	5.07	0.001			
NAV	6.66	4.99	0.001			
NH ₄ I	6.64	4.98	0.001			
CLI	6.62	4.95	0.001			
PARGL	6.58	4.94	0.002	0.398	0.033	-0.256
ESTABL	6.44	4.83	0.001			
PHI	6.38	4.78	0.001			
TNDV20	6.33	4.73	0.001			
CDLV	6.07	4.53	0.001			
ESTARV	5.82	4.32	0.001			
PRFMIN	5.80	4.31	0.001			
CNDI	5.77	4.28	0.001			
SOLO	5.71	4.24	0.002			
VALBRT	5.67	4.20	0.002	-0.180	0.086	-0.500
ALTMRG	5.63	4.17	0.001			
LARMRG	5.63	4.18	0.001			
PBLOCO	5.51	4.09	0.002			
OXIV	5.26	3.89	0.001			

Tabela 25 (cont.).

Variável	Contribuição independente %	Valor de F	Valor de p	Correlações intra-grupo		
				Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
PBV	5.24	3.87	0.003			
NAI	5.15	3.80	0.001			
ENNESS	4.93	3.64	0.002			
PO ₄ V	4.93	3.64	0.001	-0.119	0.379	-0.163
CUV	4.88	3.58	0.002	-0.008	0.408	0.141
PAREIA	4.84	3.56	0.008			
KI	4.72	3.47	0.001			
NH ₄ V	4.43	3.24	0.002			
CUV	4.88	3.58	0.002	-0.008	0.408	0.141
PAREIA	4.84	3.56	0.008			
KI	4.72	3.47	0.001			
NH ₄ V	4.43	3.24	0.002			
SDMNT	4.39	3.21	0.004			
MGI	4.33	3.17	0.001			
TNDV25	4.28	3.13	0.007			
VEGSAL	4.16	3.03	0.001			
TURB	3.71	2.71	0.006			
OXII	3.46	2.51	0.010			
MARGEM	3.40	2.46	0.044			
PPEDRA	3.40	2.47	0.008			
ESTPTE	3.37	2.44	0.009			
ESTBRI	3.35	2.43	0.016			
CAI	3.31	2.40	0.007			
TMPI	3.29	2.39	0.016			
ESTARB	3.15	2.28	0.026			
TMPV	3.15	2.28	0.028			
FEV	2.55	1.83	0.070			
CUI	2.44	1.75	0.113			
NNESS	2.26	1.62	0.120			
FEI	2.13	1.53	0.124			
PO ₄ I	1.84	1.32	0.227			
NO ₃ V	1.64	1.17	0.287			
DECLV	1.03	0.72	0.684			

O número de variáveis explicativas neste habitat é bastante mais reduzido do que no caso do habitat sub-imerso (Tab. 23) e em comum foram observadas apenas duas variáveis, nomeadamente a localização em vale aberto (VALBRT) e a percentagem de argila no leito (PARGL). Assim, os habitats imerso e sub-imerso, além de distintos relativamente à riqueza florística (item 4.3.1) e composição florística (item 4.1.2.1), encontram-se dependentes de distintas variáveis ambientais.

Relativamente a outros estudos efectuados em comunidades de briófitos permanentemente imersos, referem-se em comum duas variáveis explicativas, das sete obtidas como significativas, nomeadamente, concentração de fosfatos (Steinman & Boston 1993, Stephenson *et al.* 1996, Vanderpoorten & Klein 1998, Vanderpoorten 1999, Vanderpoorten & Durwael 1999, Vanderpoorten *et al.* 1999, Vanderpoorten 2003) e zinco (Vanderpoorten 1999). No entanto, refere-se que os estudos incidindo exclusivamente no habitat imerso focam-se sobretudo nos parâmetros físico-químicos da água e em menor extensão noutros factores ecológicos (Empain 1973, Empain *et al.* 1980, Romero & Onaindia 1995, Stephenson *et al.* 1995, Klein & Vanderpoorten 1996, Thiébaud *et al.* 1998, Vanderpoorten & Palm 1998, Tremp 1999, Vanderpoorten & Klein 1999, Vanderpoorten & Durwael 1999, Vanderpoorten *et al.* 1999, Werner 2001, Vanderpoorten 2003). Salienta-se que na presente análise os valores de pH da água, que não se revelaram significativos, sendo uma das variáveis mais referidas na literatura. Adicionalmente, reforça-se a natureza distinta das comunidades de briófitos imersos da Ilha da Madeira, tal como verificado no caso das comunidades de habitats sub-imersos (item 4.1.3.1.1)

Na Tab. 25 foi possível visualizar a contribuição independente de cada variável, bem como os valores de correlação intra-grupo. Assim, verificou-se que a temperatura média anual (TMDANO) constitui a variável que apresenta maior contribuição individual, com 11.14% e uma correlação intra-grupo mais elevada para o primeiro eixo. Segue-se a presença de margens rochosas (ROCHA), a concentração de zinco, na água, no Verão (ZNV) e a percentagem de argila no leito (PARGL), com valores de contribuições individuais de 9.13%, 7.93% e 6.58%. Finalmente, as variáveis, localização em vale aberto (VALBRT), concentração de fosfatos na água, no Verão (PO₄V), e concentração de cobre, na água, no Verão (CUV), com 5.67%, 4.93% e 4.88%, respectivamente. De referir, que tal como observado para o habitat sub-imerso, algumas variáveis com contribuições individuais elevadas não foram seleccionadas como resultado da selecção manual. Como referido anteriormente, este facto deve-se à ocorrência de correlações elevadas entre variáveis.

No que respeita às correlações intra-grupo (Tab. 25), verificou-se que as variáveis valores de temperatura média anual (TMDANO), presença de margens rochosas (ROCHA), e percentagem de argila no leito (PARGL), apresentam valores mais elevados para o primeiro eixo, enquanto a concentração de nutrientes na água, no Verão, nomeadamente, fosfatos (PO₄V), zinco (ZNV) e cobre (CUV) estão mais correlacionados com o segundo eixo, e

finalmente VALBRT relativamente ao terceiro eixo.

A análise do diagrama obtido relativo às áreas de estudo permite compreender que o primeiro eixo (Fig. 35), que apresenta a maior explicação, representa um gradiente altitudinal, distinguindo claramente áreas de montante, com baixas temperaturas (TMDANO), elevada estabilidade e como tal com elevada percentagem de argila no leito (PARGL), associadas positivamente ao primeiro eixo.

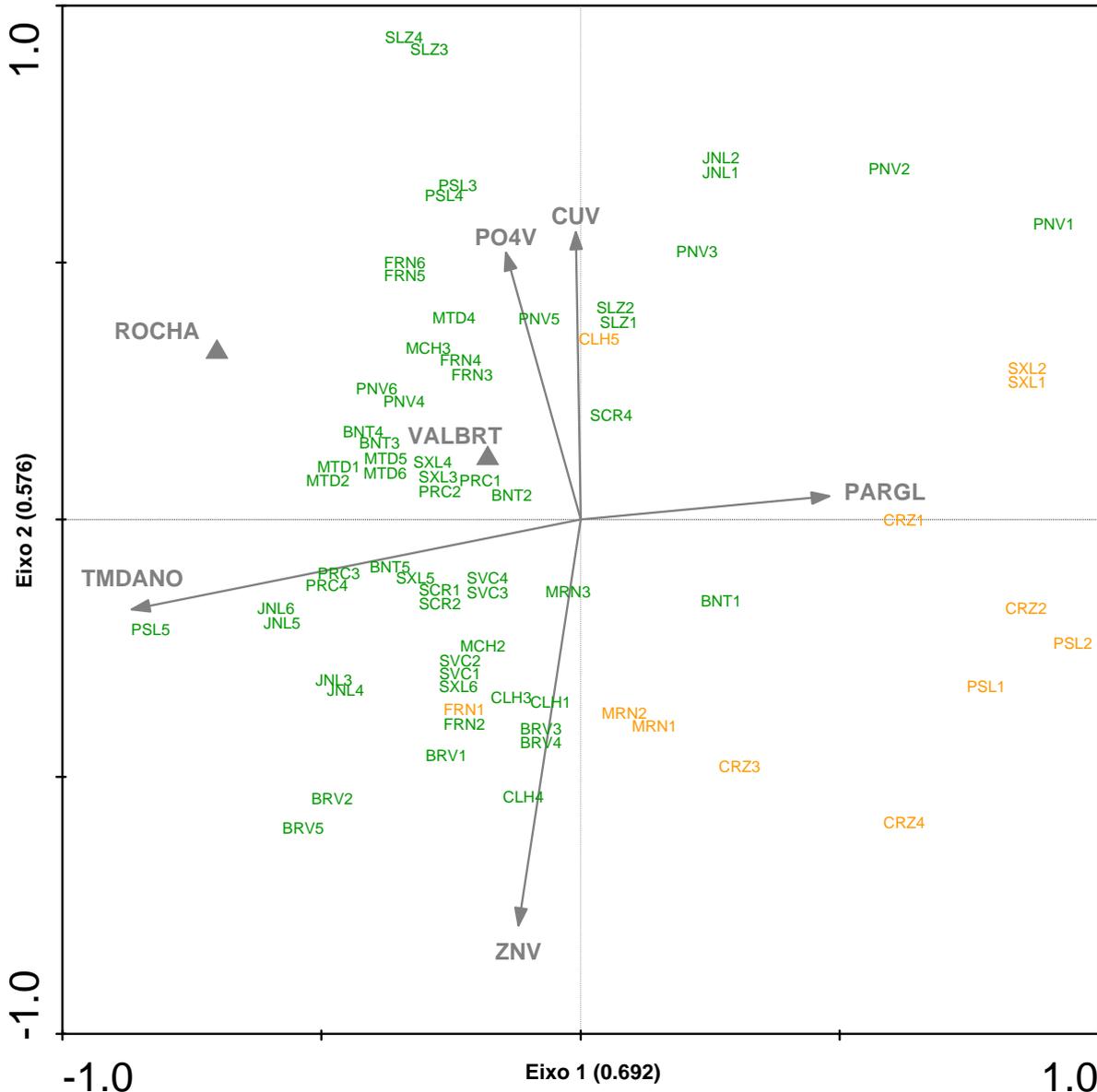


Figura 35. Ordenação, das áreas, da análise CCA, efectuada ao habitat imerso, do primeiro e segundo eixo, com base em 94 áreas, 16 taxa e 60 variáveis ambientais. As áreas encontram-se agrupadas de acordo com os grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica (item 4.1.2.2.2), nomeadamente grupo 1 (●) e grupo 2 (●). Abreviaturas relativas às áreas e variáveis ambientais de acordo com a Tab. 2 e Tab. 6, respectivamente.

Por outro lado, associado negativamente ao primeiro eixo verificaram-se áreas de jusante, relacionadas com as temperaturas mais elevadas, e maior erosão e transporte de partículas no leito, estando associadas a substratos rochosos (ROCHA) e com menor percentagem de argila no leito (Fig. 35). No primeiro eixo é ainda possível visualizar uma separação clara entre as áreas classificadas como grupo 1 e grupo 2 referentes à Classificação Ascendente Hierárquica (Fig. 19), efectuada no item (4.1.2.2.2).

No que respeita ao segundo eixo (Fig. 35), verificou-se uma associação relativamente a um gradiente físico-químico, distinguindo áreas com concentrações mais elevadas de fosfatos, na água Verão (PO_4V) e cobre (CUV), ambos no Verão, positivamente associadas ao referido eixo, das áreas com concentrações mais elevadas de zinco, na água, também no Verão (ZNV). De um modo geral, a presença mais elevada de fosfatos, cobre e zinco encontra-se relacionada com fontes antropogénicas, no entanto, no diagrama estas surgem associadas a distintas áreas de estudo. Assim, no caso das áreas forte e positivamente relacionadas com o segundo eixo, verifica-se uma elevada incidência de práticas agrícolas e libertação de efluentes, que explicam as elevadas concentrações de fosfatos e cobre (Glime 1992, Vanderpoorten & Durwael 1999, Figueira *et al.* 2002, Vouri *et al.* 2003, Mendes & Oliveira 2004). Por outro lado, os valores mais elevados de zinco, podem ser explicados pela proximidade a infra estruturas rodoviárias (Figueira *et al.* 2002, Mendes & Oliveira 2004), bem como processos de corrosão, em canalizações e/ou estruturas de ferro galvanizado (ou simplesmente pintadas) presentes na água, processo este mais frequente em águas ricas em cloretos, como é o caso da ribeiras da Ilha da Madeira (Glime 1992, Kszos *et al.* 2004, Mendes & Oliveira 2004). No que respeita aos grupos resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica (Fig. 19) não foi possível visualizar uma clara distinção entre eles, no que respeita ao segundo eixo (Fig. 36).

Associado negativamente com o terceiro eixo encontrou-se, a abertura do vale (VALE), separando áreas com elevada incidência solar (parte negativa) de áreas localizadas em vales encaixados (parte positiva) (Fig. 36). A análise deste eixo não permitiu visualizar uma clara separação entre os distintos grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica (Fig. 36).

Considerando a disposição dos taxa relativamente às variáveis ambientais e aos principais eixos, verificou-se que os taxa se encontram distribuídos homogeneamente por todos os quadrantes, em todos os eixos considerados (Fig. 37A,B).

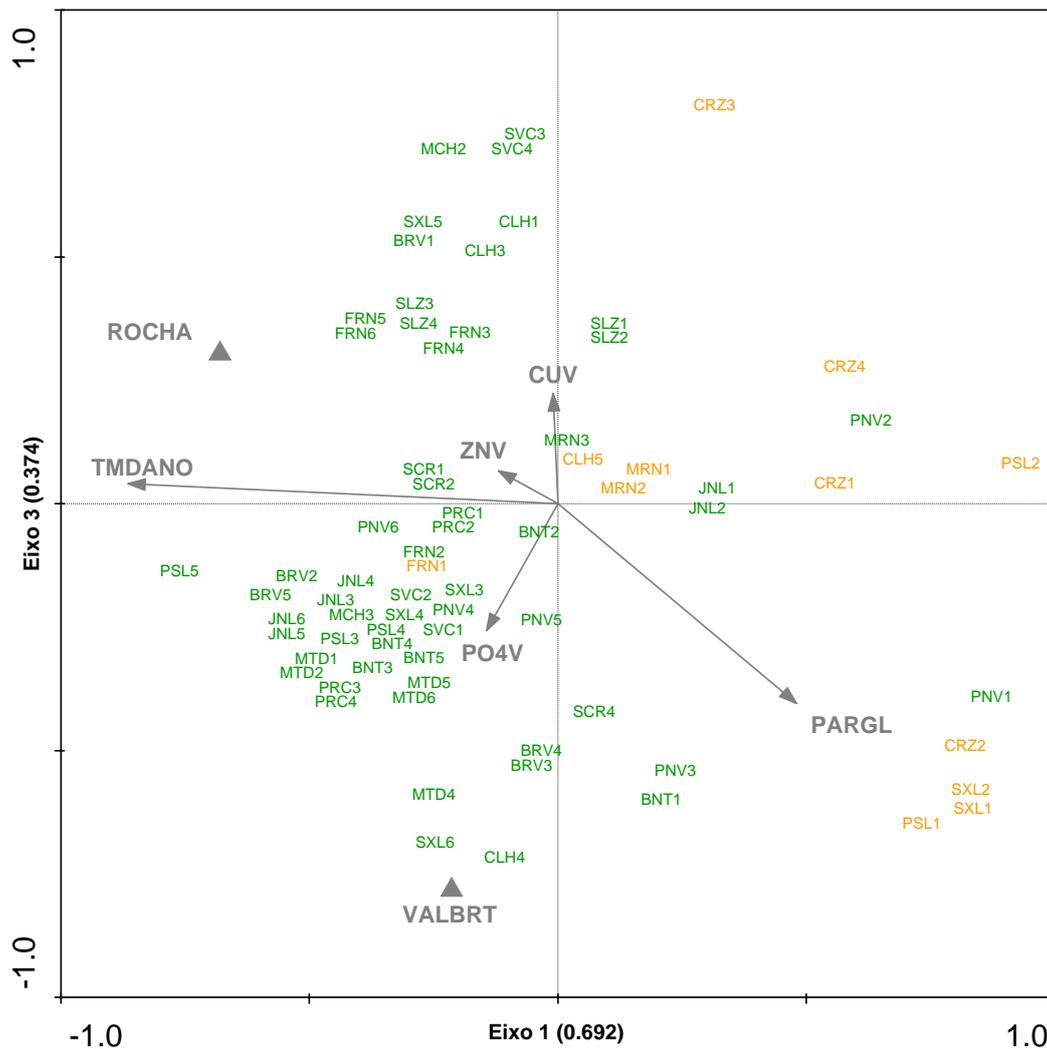


Figura 36. Ordenação, das áreas, da análise CCA, efectuada ao habitat imerso, do primeiro e terceiro eixo, com base em 94 áreas, 16 taxa e 60 variáveis ambientais. As áreas encontram-se agrupadas de acordo com os grupos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica (item 4.1.2.2.2), nomeadamente grupo 1 (●) e grupo 2 (●). Abreviauras relativas às áreas e variáveis ambientais de acordo com a Tab. 2 e Tab. 6, respectivamente.

Uma análise incidindo nos grupos de taxa próximos, nos diagramas (Fig. 37A,B), permite uma determinação das afinidades ecológicas mais focada, como se fará seguidamente. Assim, relacionados de forma positiva com os dois primeiros eixos, refere-se *Brachythecium rivulare*, *Bryum pseudotriquetrum* e já muito próximo da origem, *Fissidens asplenioides* (Fig. 37A). No entanto, *B. rivulare* apresenta uma forte relação com o segundo eixo, ou seja, encontra-se associado a condições de elevadas concentrações de cobre e fosfatos. Este taxon é frequente em ecossistemas ripícolas, sendo considerado um aquático facultativo, geralmente em condições de elevada estabilidade, com tendências neutrófilas a ligeiramente ácidas, associado a alguma concentração de substâncias dissolvidas.

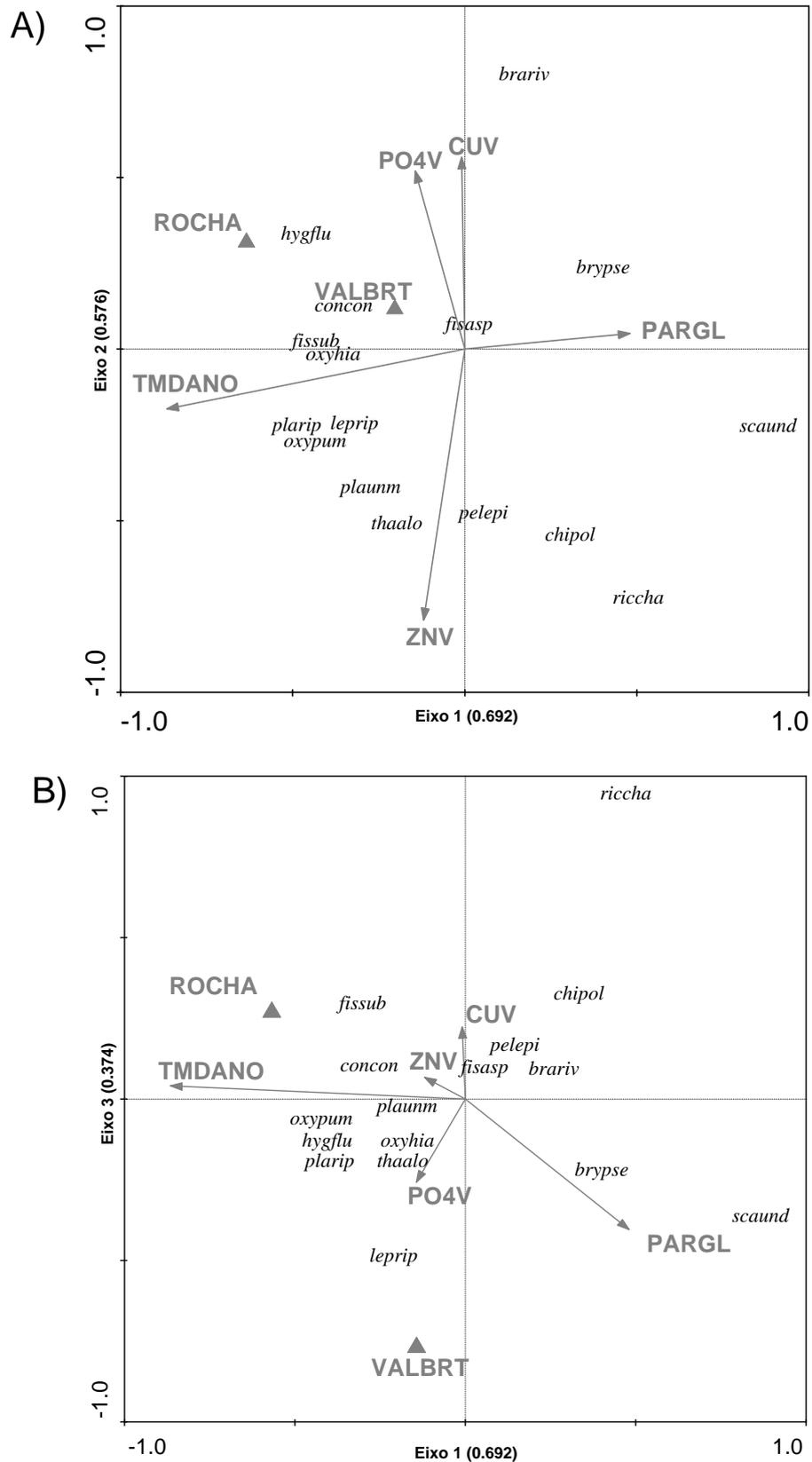


Figura 37. Ordenação, das áreas, da análise CCA, efectuada ao habitat imerso, do primeiro e segundo eixo (A) e primeiro e terceiro eixo (B), com base em 94 áreas, 16 taxa e 60 variáveis ambientais. Abreviaturas relativas aos taxa e variáveis ambientais de acordo com a Tab. 11 e Tab. 6, respectivamente.

Alguns autores encontraram uma relação entre o referido taxon e uma elevada concentração de fosfatos (Scarlett & O'Hare 2006) e referem que este não revela uma grande afinidade para o zinco (Glime 1992). Por seu lado, *B. pseudotriquetrum* encontra-se mais fortemente relacionado com o primeiro eixo, ocorrendo preferencialmente em áreas de leitos argilosos, com tendências acidófilas e em elevadas altitudes, parâmetros estes que se encontram relacionados com as temperaturas baixas. No habitat imerso este taxon encontra-se em limites mais bem definidos do que no caso do habitat sub-imerso, no qual se observa uma maior amplitude ecológica, o que se encontra de acordo com alguns autores (Gil & Varo 1981, Glime & Vitt 1987, Virtanen & Muotka 1993, Jonsson 1996, Gimeno-Colera & Puche-Pinazo 1999).

Relacionado com a parte positiva do primeiro eixo e a negativa do segundo (Fig. 38A), referem-se quatro taxa, nomeadamente *Scapania undulata*, *Riccardia chamaedryfolia*, *Chiloscyphus polyanthos* e *Pellia epiphylla*. *S. undulata* apresenta uma forte relação positiva com o primeiro eixo, desenvolvendo-se preferencialmente em condições acidófilas, oligotróficas e baixas temperaturas, como largamente referido na literatura. Por seu lado, *C. polyanthos* e *R. chamaedryfolia* encontram-se associados a áreas com temperaturas baixas, leitos argilosos e com elevada concentração de zinco e baixas concentrações de fosfatos e cobre. Os referidos taxa, são tendencialmente neutrófilos, ainda que tolerem condições ligeiramente acidófilas, como observado por alguns autores (Gil & Varo 1981, Glime & Vitt 1987, Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 1991, Muotka & Virtanen 1995, Jonsson 1996, anderporten & Klein 1999, Scarlett & O'Hare 2006).

Relacionado negativamente com os dois eixos (Fig. 37A,B), destacam-se dois grupos, nomeadamente *Leptodictyum riparium*, *Platyhypnidium riparioides* e *Oxyrrhynchium pumilum*, mais fortemente relacionados com o primeiro eixo, bem como *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense* (endemismo da Madeira) e *Thamnobryum alopecurum*, mais fortemente relacionados com o segundo eixo. No habitat aquático, estes dois últimos taxa encontram-se preferencialmente associados a concentrações mais elevadas de zinco, na água, no Verão. São espécies esciófilas e sensíveis à acidez do meio, que se desenvolvem preferencialmente em condições de baixa incidência solar e alguma estabilidade, e com uma ocorrência preferencial na Laurissilva, como sendo *A. berthelotiana*, *P. atlanticum* e *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense* (Hedenäs 1992, Koponen & Sérgio 2001, Fontinha et al. 2006). Por outro lado, *L. riparium*, *P. riparioides* e *O. pumilum*, encontram-se bastante

relacionados com temperaturas mais elevadas. De facto, associado ao aumento de temperaturas encontra-se o aumento de pH e um decréscimo de altitude. Os referidos taxa, de tendências neutrófilas a basófilas, são frequentes no habitat imerso e encontram-se adaptados a condições de elevada perturbação, bem como a níveis tróficos consideráveis, como observadas em áreas de jusante, o que se encontra de acordo com a literatura (Empain 1973, Glime 1992, Tremp & Kohler 1995, Vanderpoorten *et al.* 1999, Thiébaud *et al.* 1998, Vanderpoorten & Klein 1999, Werner 2001, Scarlett & O'Hare 2006).

Por sua vez, *Conocephalum conicum*, *Fissidens sublineaeifolius* (endemismo da Macaronésia) e *Oxyrrhynchium hians*, apresentam uma fraca relação relativamente ao segundo eixo e mais pronunciada relativamente ao primeiro eixo (Fig. 37A). No que respeita ao terceiro eixo (Fig. 37B), *Conocephalum conicum*, *Fissidens sublineaeifolius* encontram-se positivamente relacionados, enquanto *Oxyrrhynchium hians* surge na parte negativa do terceiro eixo. Assim sendo, tal como no grupo anterior, são taxa adaptados a condições de alguma perturbação, características de áreas a jusante, de elevadas dimensões, apresentando, no entanto, uma relação mais pronunciada relativamente a condições de elevada incidência solar (vale aberto). Com excepção de *F. sublineaeifolius*, espécie extremamente frequente, as outras duas não são muito frequentes neste habitat, o que explica a escassez de estudos que refiram as afinidades ecológicas dos mesmos em condições de total submersão. De facto, encontram-se associados a posições mais elevadas nas margens das ribeiras, menos sujeitos a processos de submersão e arrastamento (Kimmerer & Allen 1982, Vitt *et al.* 1986, Papp & Rajczyk 1998, Gimeno-Colera & Puche Pinazo 1999).

Hygroamblystegium fluviatile encontra-se fortemente relacionado com ambos os eixos, ou seja, de forma negativa com o primeiro e positiva relativamente ao segundo eixo (Fig. 37A), bem como negativa em relação ao terceiro eixo (Fig. 37B). Encontra-se associado a áreas de baixa altitude, a substratos rochosos e elevadas concentrações de fosfatos e cobre. Esta espécie de musgo desenvolve-se preferencialmente em condições oligotróficas, apresentando no entanto uma elevada tolerância a condições eutróficas, como observado no presente estudo, apresentando uma maior afinidade por condições neutrófilas a basófilas (Empain 1973, Werner 2001, Vanderpoorten 2003, Scarlett & O'Hare 2006).

As análises CCA efectuadas, a ambos os habitats, permitiram determinar quais os parâmetros ambientais directamente relacionados com a composição florística, sendo patente um gradiente de montante para jusante. O elevado número de variáveis explicativas obtidas nas

referidas análises, sobretudo nas que se referem ao habitat sub-imerso, pode ser explicada pela elevada heterogeneidade das áreas de estudo. Refere-se que os habitat sub-imerso e imerso apresentaram em comum apenas duas variáveis significativamente relacionadas com a estrutura das comunidades, nomeadamente localização em vale aberto e percentagem de argila no leito. Assim, os habitats imerso e sub-imerso, além de distintos relativamente à riqueza (item 4.3.1) e composição florística (item 4.1.2.1), encontram-se dependentes de distintas variáveis ambientais.

Comprovou-se também que estas comunidades respondem a gradientes ambientais distintos dos observados a nível continental. De facto, o presente estudo incidiu nas comunidades ripícolas da Ilha da Madeira, constituindo na actualidade o único estudo relativamente a este tipo de comunidades briófitas ao nível da região biogeográfica da Macaronésia. As origens vulcânicas da Ilha, aliadas à sua orografia, nomeadamente, elevado gradiente altitudinal associado à presença de vales estreitos onde fluem linhas de água de carácter torrencial, reflectem-se naturalmente na composição das comunidades ripícolas, no caso particular em estudo.

Os dados obtidos no presente trabalho, vêm corroborar dados obtidos relativamente a estudos utilizando outros organismos, nomeadamente macroinvertebrados (Hughes 2005, Hughes & Malmqvist 2005), que têm vindo a reforçar a natureza distinta dos ecossistemas ripícolas atlânticos, nomeadamente a nível da Macaronésia. No entanto, de acordo com a Directiva Quadro da Água (Mapa A dos anexos XI), as ribeiras da RAM encontram-se na Eco-Região designada por Ibérico-Macaronésica. Neste contexto, Hughes & Malmqvist (2005), salientando o carácter único e vulnerável das ribeiras da Madeira, completamente distinto dos restantes sistemas, continentais, considerados na eco-região Ibérico-Macaronésica. Os referidos autores propõem que a implementação regional das medidas estipuladas pela DQA, deve considerar as características e dinâmica particular destes sistemas, na RAM.

4.1.3.2. Análise da Partição da Variância

De forma a determinar separadamente a influência de cada conjunto de variáveis explicativas na composição das comunidades utilizou-se o método de Partição da Variância. Desta forma, determinou-se a explicação para cada tipo de variáveis relativas à: estrutura da ribeira, vegetação envolvente, clima e parâmetros físico-químicos da água.

A Tab. 26 resume os resultados obtidos com a análise de Partição da Variância, nomeadamente a variância total explicada por cada tipo de variáveis e a sua contribuição isolada. Verificou-se que ao efectuar a análise para cada tipo de variáveis, excluindo a influência dos restantes tipos de variáveis (utilizadas como covariáveis), ou seja, determinação dos valores de contribuição isolada, a explicação é mais baixa do que efectuado a análise apenas para o conjunto de variáveis de cada tipo, sem utilização de covariáveis (variância explicada). Este resultado (Tab. 26) foi observado para todos os conjuntos de tipos de variáveis (estrutura da ribeira, vegetação envolvente, parâmetros físico-químicos e climáticas) e em ambos os habitats, sub-imerso e imerso, o que pode ser explicado pela correlação entre as variáveis pertencentes a distintos tipos de variáveis.

Tabela 26. Resumo da Análise da Partição da Variância, nomeadamente, tipo de variáveis consideradas e conjunto de variáveis incluídas em cada tipo. Os valores de p indicam o significado estatístico da contribuição isolada. Abreviaturas das variáveis ambientais de acordo com a Tab. 6.

	Variáveis significativas	Variância explicada (%)	Contribuição isolada (%)	P
<u>Sub-imerso</u>				
Estrutura da ribeira	VALBRT, DECLV, ROCHA, MARGEM, PARGL, PAREIA, SDMNT, LARMIN, PRFMIN, CDLV, CDLI	26.39	13.11	0.002
Vegetação envolvente	ESTARV, ESTHER, ESTPTE, ESTBRI, VEGSAL, VEGLAU, VEGURZ	15.49	6.96	0.002
Parâmetros físico-químicos da água	PHV, TMPV, NH4V, CUV, NAV, CAV, CNDI, CAI, MGI, ZNI	24.05	12.06	0.002
Climáticas	TNDT25, TNDV25, TNDV20, TMDANO, TMNDJF	14.54	5.72	0.002
Todas as variáveis		56.00		0.002
<u>Imerso</u>				
Estrutura da ribeira	VALBRT, ROCHA, PARGL, PAREIA, PBLOCO, ESTABL, LARMRG, CDLI	36.76	20.29	0.002
Vegetação envolvente	ESTHER, VEGSAL, VEGLAU, VEGURZ	20.06	4.26	0.002
Parâmetros físico-químicos da água	PHV, CUV, PBV, NAV, ZnV	30.08	7.87	0.002
Climáticas	TMDANO	11.14	1.53	0.002
Todas as variáveis		53.47		0.002

Para os habitats sub-imerso e imerso a variância explicada pela totalidade de variáveis incluídas nos distintos tipos de variáveis, apresentou valores próximos, nomeadamente, 56% e 54%, respectivamente, correspondendo a 44% e 46% de variância não explicada (Tab. 26,

Fig. 38). Esta percentagem de variação não explicada, também designada por variação não coordenada ou ruído (Gauch 1982, Økland 1990), encontra-se dentro dos valores considerados ‘normais’ para este tipo de análise, nomeadamente 10-50%, de acordo com Økland (1990). Pode ser devida por um lado a efeitos estocásticos e/ou por outro lado a variáveis não consideradas/medidas, bióticas e/ou abióticas (Borcard *et al.* 1992, Økland & Odd 1994, Vandvik & Birks 2002). Este último caso, podem ser variáveis que resultam de estruturas espaciais que requerem funções mais complexas a serem descritas, ou então simplesmente porque se consideraram independentes em relação aos processos considerados e como tal não são contabilizadas.

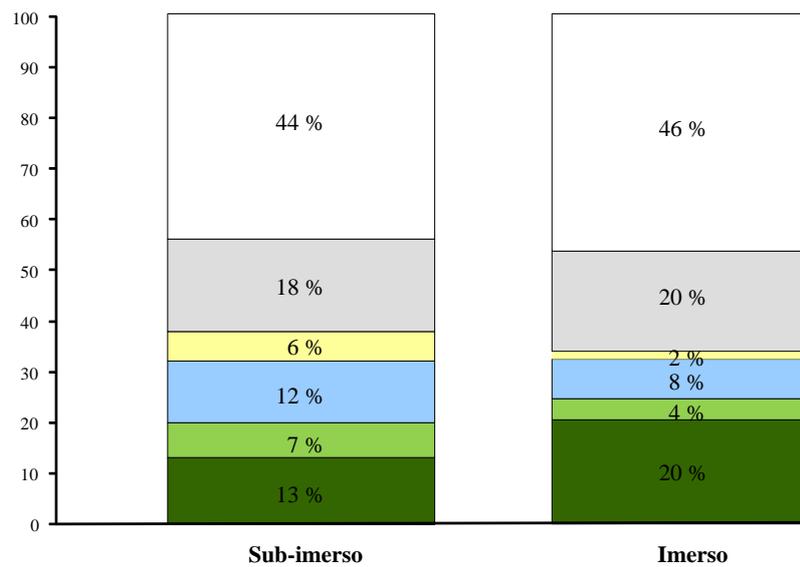


Figura 38. Partição da Variância dos briófitos presentes no habitat sub-imerso e imerso. Contribuição isolada para os tipos de variáveis relativas à estrutura da ribeira (●), vegetação envolvente (●), parâmetros físico-químicos da água (●), climáticas (●), partilhada por todas as variáveis (●) e por explicar (○).

No caso particular dos ecossistemas ripícolas é necessário considerar a sua característica heterogeneidade ambiental, tanto a nível espacial como temporal (Malavoi & Souchon 1989, Palmer & Poff 1997, Minshal 1998, Huryn *et al.* 2005, Naiman *et al.* 2005, Richardson *et al.* 2005, Lowe *et al.* 2006, Richardson & Danehy 2007), o que dificulta a avaliação e determinação de todas as variáveis ambientais que explicam a estrutura das comunidades. Neste contexto, salienta-se a elevada heterogeneidade ambiental das áreas de estudo, localizadas num sistema insular, caracterizado por uma geomorfologia complexa, como referido anteriormente, em que as ribeiras correm em vales profundos e estreitos, isolados por encostas inclinadas e elevadas, onde a dispersão dos taxa entre vales distintos, pode ser difícil. Por seu lado, no caso dos briófitos ripícolas, processos locais como a competição por

recursos, regime de perturbação e interações bióticas (como mecanismos de alelopatia) influenciam a heterogeneidade das áreas ripícolas (Englund 1991, Muotka & Virtanen 1995, Suren *et al.* 2000, Downes *et al.* 2003, Cleavitt 2005, Heino & Virtanen 2006) justificando uma elevada percentagem de variância não explicada.

Verificou-se que os tipos de variáveis analisadas apresentaram a mesma ordem de importância para ambos os habitats estudados (Tab. 26, Fig. 38). As variáveis relativas às características da ribeira apresentaram uma contribuição individual mais elevada, nomeadamente 18% e 20%, para o habitat imerso e sub-imerso, respectivamente. Seguiram-se as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água, vegetação e finalmente as variáveis climáticas.

No que respeita à contribuição isolada partilhada por todos os tipos de variáveis (Fig. 38), apresenta valores consideráveis e semelhantes (no caso do habitat imerso) ou superiores (habitat sub-imerso) ao obtido para a contribuição isolada do conjunto de variáveis de cada tipo, mais importante, nomeadamente as relativas às características da ribeira. Este facto evidencia a importância das relações e interações entre variáveis reforçando a complexidade dos habitats ripícolas (Fig. 38). Esta correlação entre distintas variáveis foi bem patente na análise canónica efectuada no item anterior (4.1.3.1), em que muitas variáveis com elevada percentagem de explicação isolada, não apresentaram uma contribuição significativa para a análise, evidenciando claramente fortes relações entre variáveis.

A determinação da contribuição de cada tipo de variáveis possibilita a obtenção de dados quantitativos no que respeita à importância relativa de conjuntos de variáveis explicativas que poderão estar relacionadas (Borcard *et al.* 1992). Assim, verifica-se que as variáveis relativas às características das ribeiras e parâmetros físico-químicos da água representam os tipos de variáveis que mais contribuem para a variação da composição das espécies. Por seu lado, as variáveis relativas à vegetação envolvente e as variáveis climáticas apresentam uma explicação mais baixa, o que se pode às características das ribeiras na Ilha da Madeira, que fluindo em vales profundos sofrem uma menor influência relativamente a essas variáveis. Assim, as variáveis referentes a escalas mais reduzidas, ou seja, com um efeito mais local, parecem ter uma maior influência do que as que actuam em escalas maiores como o clima, uma vez que os habitats em estudo estão sob a influência de algumas variáveis difíceis de determinar como as perturbações (como por exemplo a oscilação de caudal e erosão provocada pelo mesmo).

Esta informação revela-se de grande utilidade em termos da gestão e conservação dos recursos naturais, nomeadamente nas áreas ripícolas, uma vez que evidencia os grupos de variáveis mais importantes na estrutura das comunidades. Da mesma forma, permite uma análise mais focada a nível de planeamento de futuros trabalhos que envolvam os ecossistemas ripícolas como área de estudo.

4.1.4. Determinação de preditores de biodiversidade

Neste item incidiu-se na determinação da riqueza florística, ou seja, número de taxa, para ambos os habitats. Para tal utilizaram-se dois métodos, uma análise de correlação de Pearson e uma metodologia de Regressão Múltipla Linear.

4.1.4.1. Análise de Correlação

Na presente análise pretendeu-se determinar a correlação entre os valores de riqueza florística total, ou seja, número de total de taxa, e o número de géneros, famílias e endemismos.

Obteve-se uma forte correlação entre o número total de taxa e o número de géneros, para o habitat sub-imerso e imerso, com valores de $r=0.98$ e $r=0.97$, respectivamente (Fig. 39). Obtiveram-se também valores elevados relativamente à correlação entre o número total de taxa e o de famílias, com valores de $r=0.91$ e $r=0.94$, para o habitat sub-imerso e imerso, respectivamente. Já no que respeita ao número de endemismos, obtiveram-se valores de correlação mais baixos, nomeadamente, $r=0.69$ e $r=0.60$, para o habitat sub-imerso e imerso, respectivamente.

Estes resultados poderiam levar a admitir a utilização do número de géneros ou mesmo famílias como substituto do número total de taxa. Embora esta metodologia pode conduzir a uma primeira abordagem rápida e simples da riqueza florística, neste caso número de taxa, de uma determinada área, o que pode facilitar grandemente a selecção de áreas de amostragem de estudos ecológicos, não permite, no entanto, uma análise completa e cuidada da biodiversidade das áreas de estudo.

O facto de o número de endemismos não estar fortemente correlacionado com a riqueza florística em termos de número de taxa, géneros e famílias, significa que uma amostragem em áreas com elevada riqueza florística poderá não corresponder a uma elevada riqueza em endemismos. Este resultado é de grande importância uma vez que reforça a importância, por

um lado, da formação de peritos em taxonomia (que determinem acima do género), e por outro de não se restringirem estudos a áreas com elevada biodiversidade quando se pretende aceder à totalidade de espécies de uma determinada área.

Em síntese, os resultados apresentados no presente item, apresentam uma elevada potencialidade em termos de aceder à riqueza florística de uma determinada área, mas devem ser utilizados cuidadosamente uma vez que uma elevada diversidade florística em géneros ou famílias não é sinónimo de diversidade total de espécies.

A) Sub-imerso

B) Imerso

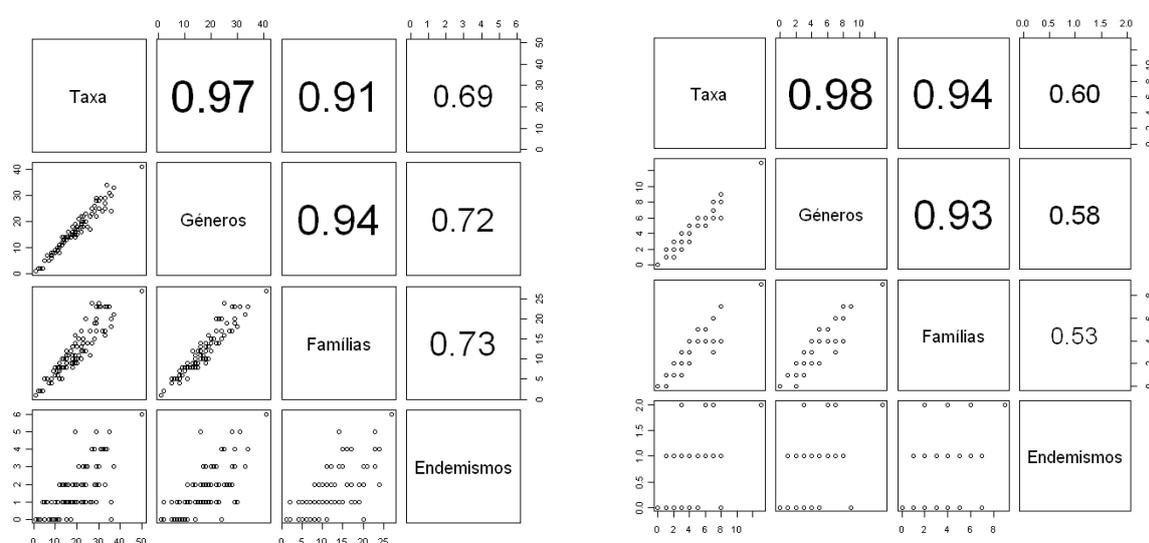


Figura 39. Resultados da correlação de Pearson efectuada para os valores de riqueza florística (número total de taxa), número de géneros, de famílias e de endemismos (da Macaronésia e Madeira), efectuados ao habitat sub-imerso (A) e imerso (B).

4.1.4.2. Regressão Múltipla Linear

No presente item incide-se numa análise de Regressão Múltipla Linear com vista à obtenção de modelos explicativos da riqueza florística, baseados num conjunto de variáveis ambientais. Uma vez que esta análise apresenta uma elevada sensibilidade em termos do tipo de variáveis utilizadas e das relações entre elas, nomeadamente relações de multicolinearidade, garantiu-se que todas as variáveis utilizadas não se encontravam correlacionadas entre si. Nos modelos finais garantiu-se que todos os pressupostos da análise foram cumpridos, nomeadamente a homogeneidade das variâncias e distribuição normal dos erros.

4.1.4.2.1. Habitat sub-imerso

Os modelos determinados para explicar o número total de taxa sub-imersos, utilizando os distintos conjuntos de variáveis foram todos significativos ($p < 0.001$), como se refere na Tab. 27. O modelo obtido utilizando a totalidade das variáveis revelou os valores de variação mais elevados, explicando mais de metade da variação da riqueza florística ($R^2_{aj.}$: 0.56; Fig. 40). Por oposição o modelo que incluía as variáveis referentes à estrutura da ribeira ($R^2_{aj.}$: 0.12; Fig. 41), apresentou os valores mais baixos de explicação, seguido pelas variáveis referentes à vegetação envolvente ($R^2_{aj.}$: 0.29; Fig. 42) e no caso do modelo obtido apenas com os parâmetros físico-químicos da água obtiveram-se valores de explicação elevados ($R^2_{aj.}$: 0.44, Fig. 43). Verificaram-se, desta forma, valores elevados de variação não explicada nos modelos obtidos, para as variáveis referentes à vegetação envolvente (Fig. 42) e especialmente para as variáveis referentes à estrutura da ribeira (Fig. 41). Este facto resultou numa baixa resolução espacial da riqueza florística modelada e numa baixa correspondência entre a riqueza florística observada e a riqueza florística obtida pelo modelo.

Tabela 27. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa, como variável resposta para todos os modelos, efectuada ao habitat sub-imerso. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

Variáveis explicativas	Modelo	$R^2_{aj.}$
	(coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	
Totalidade	NAV (-0.78,-7.32), TMNDJF (0.62,4.74), VEGSAL (-0.47,-4.68), CLI (-0.27,-3.19), VALBRT (-0.22,-2.96), PAREIA (0.2,2.62), PPEDRA (-0.19,-2.33)	0.56
Estrutura da ribeira	PAREIA (0.36,3.37), NNESS (0.22,-2.26), PPEDRA (-0.2,-1.92)	0.12
Vegetação envolvente	VEGSAL (-0.51,-5.83), ESTARB (0.17,1.88)	0.29
Parâmetros físico-químicos da água	CNDI (-0.46,-4.15), PO ₄ I (0.25,2.92), NAV (-0.24,-2.18)	0.44

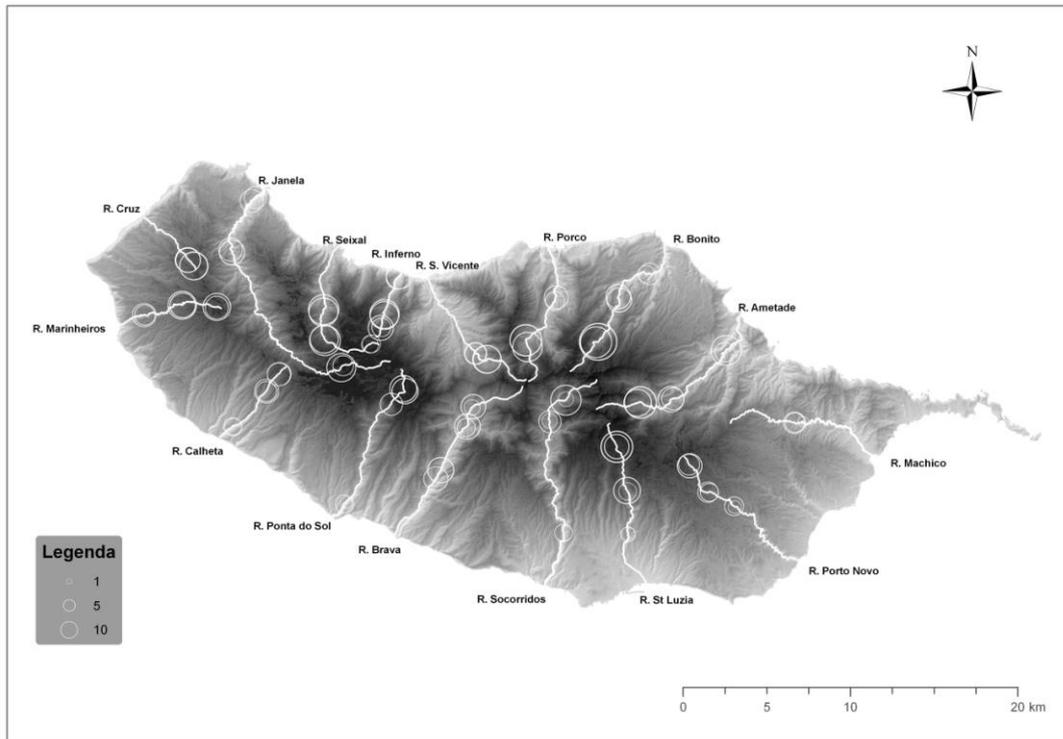
Os resultados respeitantes à riqueza florística apresentam respostas distintas relativamente aos obtidos para a composição florística (item 4.1.3.2). Assim, as variáveis relativas à estrutura da ribeira apresentam o maior contributo para a explicação da composição florística, seguidas pelas variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água, da vegetação envolvente e finalmente climáticas (Fig. 38). No que respeita às variáveis individuais incluídas no modelo,

refere-se apenas uma em comum, com as variáveis explicativas da composição florística, no habitat sub-imerso (Tab. 23), nomeadamente abertura do vale (VALBRT). Desta forma, observou-se que a composição e riqueza florística se encontram associadas a distintas variáveis ambientais.

Uma análise mais pormenorizada das variáveis incluídas no melhor modelo, ou seja, que incluiu a totalidade das variáveis, permite separar as variáveis com coeficientes de regressão positivos, nomeadamente a percentagem de areia no leito (PAREIA), os valores médios da temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF), das que apresentam valores negativos, vegetação de salgueiral (VEGSAL), vales abertos (VALBRT), percentagem de pedra no leito (PPEDRA), concentração de sódio na água (NAV) e concentração de cloretos na água (CL₂I), no Verão e no Inverno, respectivamente. Assim, a percentagem de sedimentos no leito, reflectem em parte, a estabilidade da ribeira, uma vez que áreas com caudais muito violentos arrastam sedimentos de grandes dimensões, nomeadamente pedras (negativamente relacionada com a riqueza florística), enquanto caudais mais reduzidos permitem a ocorrência de areia no leito (positivo). Por seu lado a vegetação de salgueiral, ainda que represente uma vegetação nativa, constitui a vegetação dominante em áreas pouco naturais, nomeadamente em secções de ribeiras de maiores dimensões (onde o efeito do regime torrencial é mais pronunciado) e nas áreas de jusante, com elevada pressão antropogénica. O efeito da perturbação, relativamente à diversidade de briófitos nos ecossistemas ripícolas, constitui um tópico muito proeminente na literatura que reporta um decréscimo da riqueza florística, à medida que a frequência e magnitude da perturbação aumenta (Kimmerer & Allen 1982, Muotka & Virtanen 1995, Englund *et al.* 1997, Suren & Duncan 1999, Downes *et al.* 2003, Lepori & Hjerdt 2006, Fritz *et al.* 2009). Por outro lado, os referidos autores referem também que em condições de elevada estabilidade a riqueza florística é reduzida, como resultado da predominância de taxa mais competitivos, que dominam na ausência de perturbação.

Observaram-se valores mais baixos de riqueza florística em vales abertos, que se observam nas áreas mais elevadas, sujeitas a elevada exposição solar e temperaturas muito baixas, e por outro lado em áreas de jusante, com grande intervenção das margens, onde naturalmente se encontra um reduzido número de espécies. No caso da média da temperatura mínima nos meses de Inverno, verificou-se um coeficiente de regressão positivo, o que indica que a riqueza florística aumenta com o aumento de temperatura. O aumento das concentrações de sódio e cloretos encontra-se associado a um gradiente longitudinal ou altitudinal (Duarte 1995, Prada *et al.* 2005), ou seja, as áreas a montante, localizadas a menor altitude apresentam

A) Observado



B) Modelado

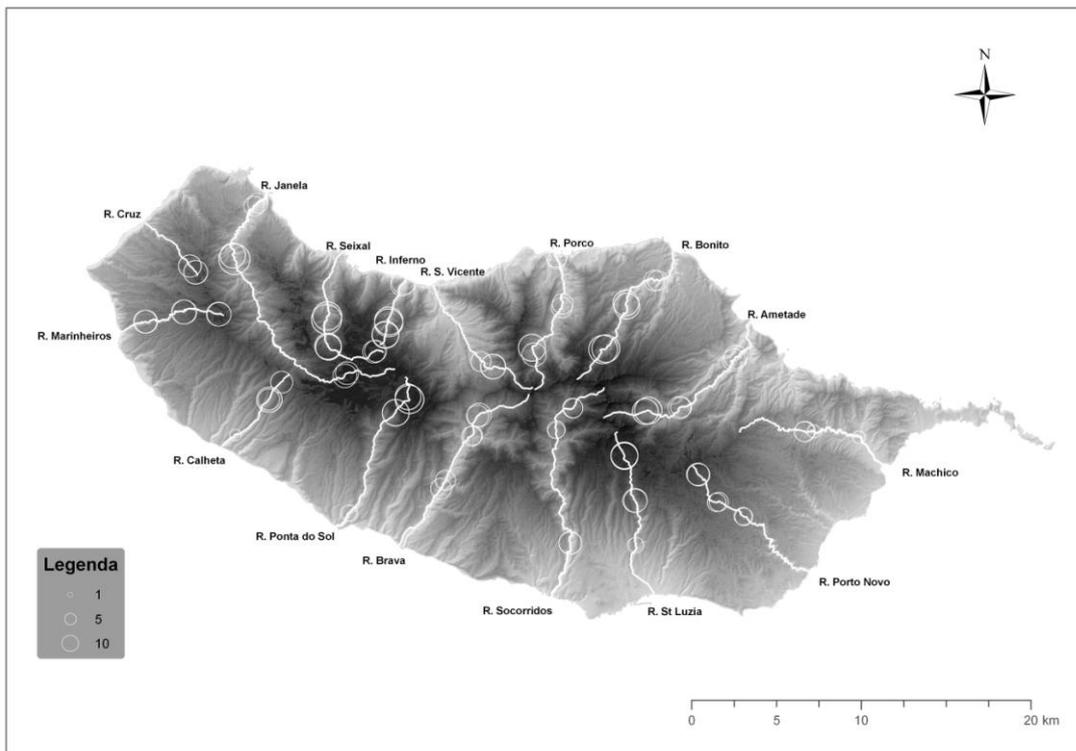
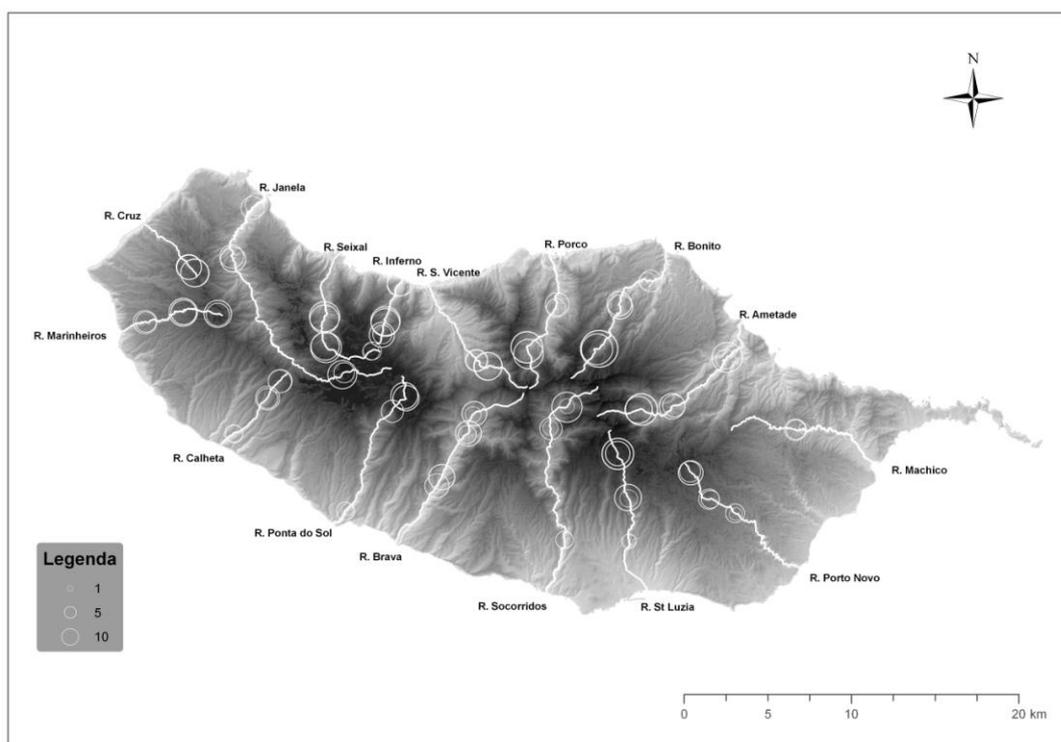


Figura 40. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando todas as variáveis (melhor modelo).

A) Observado



B) Modelado

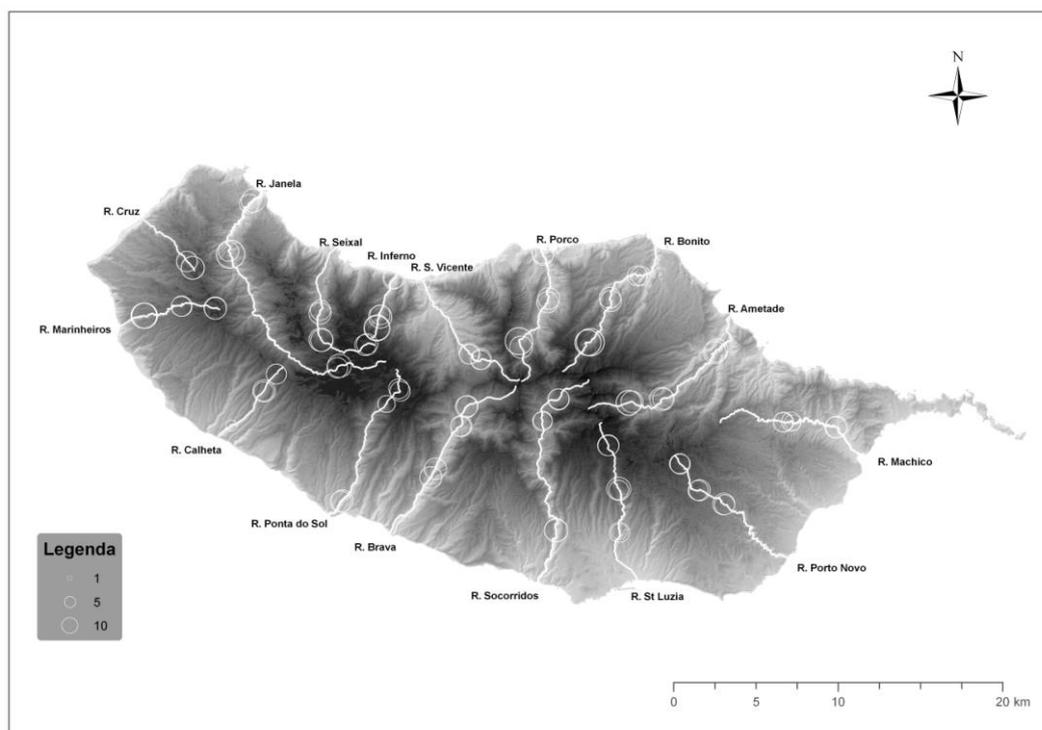
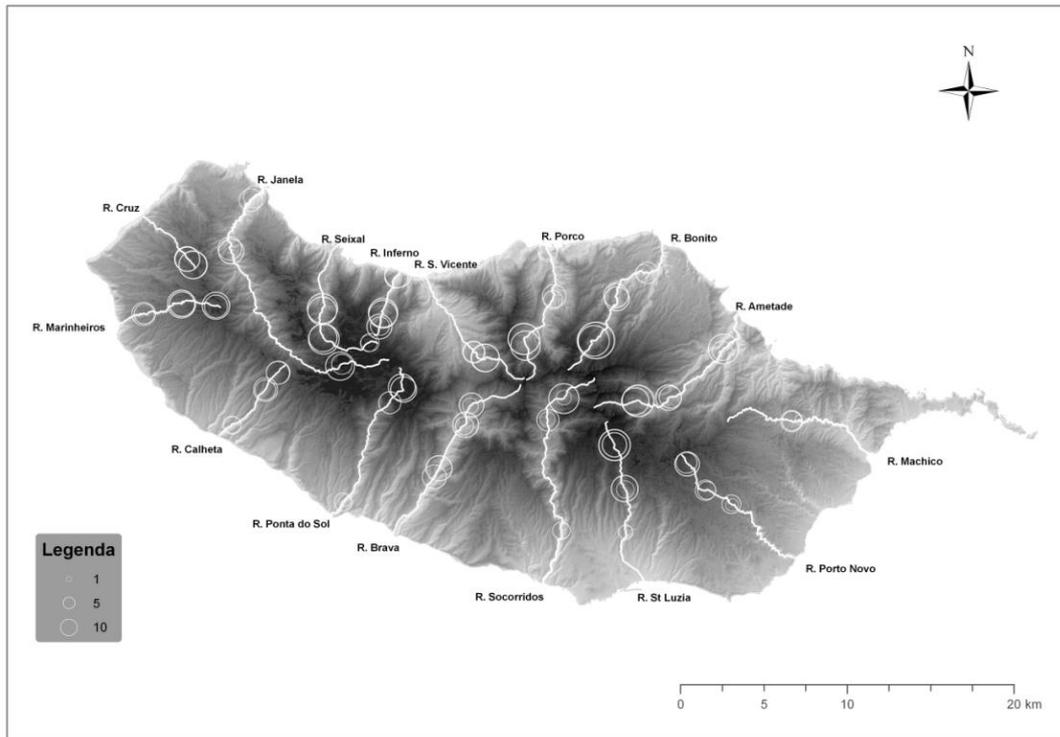


Figura 41. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à estrutura da ribeira.

A) Observado



B) Modelado

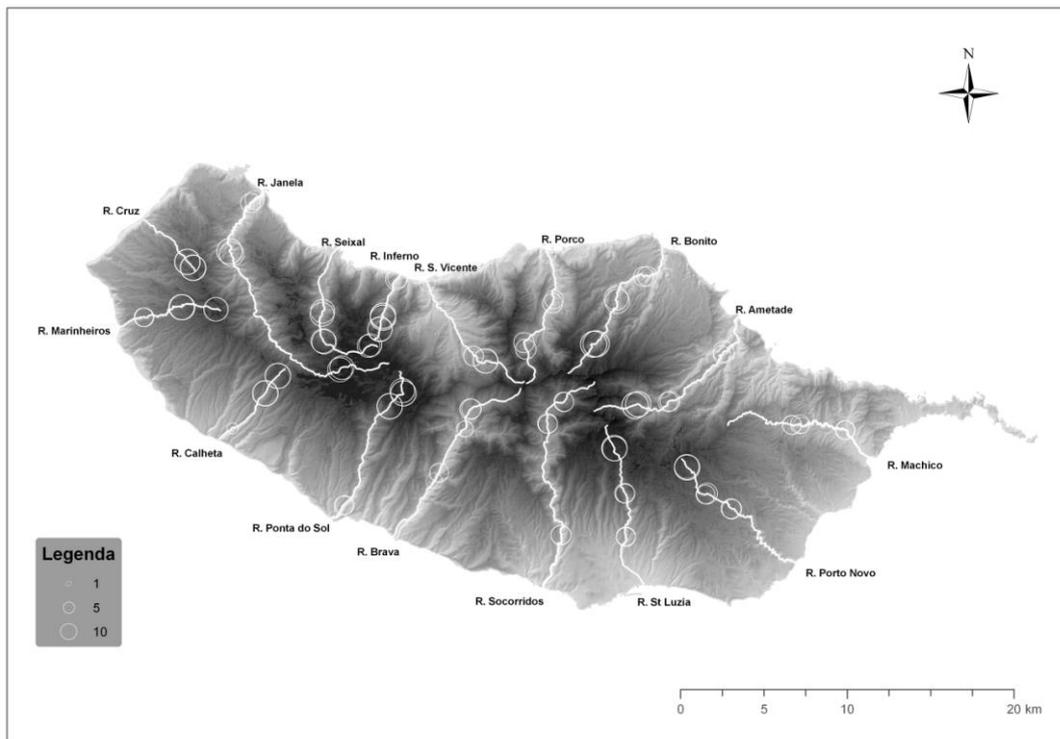
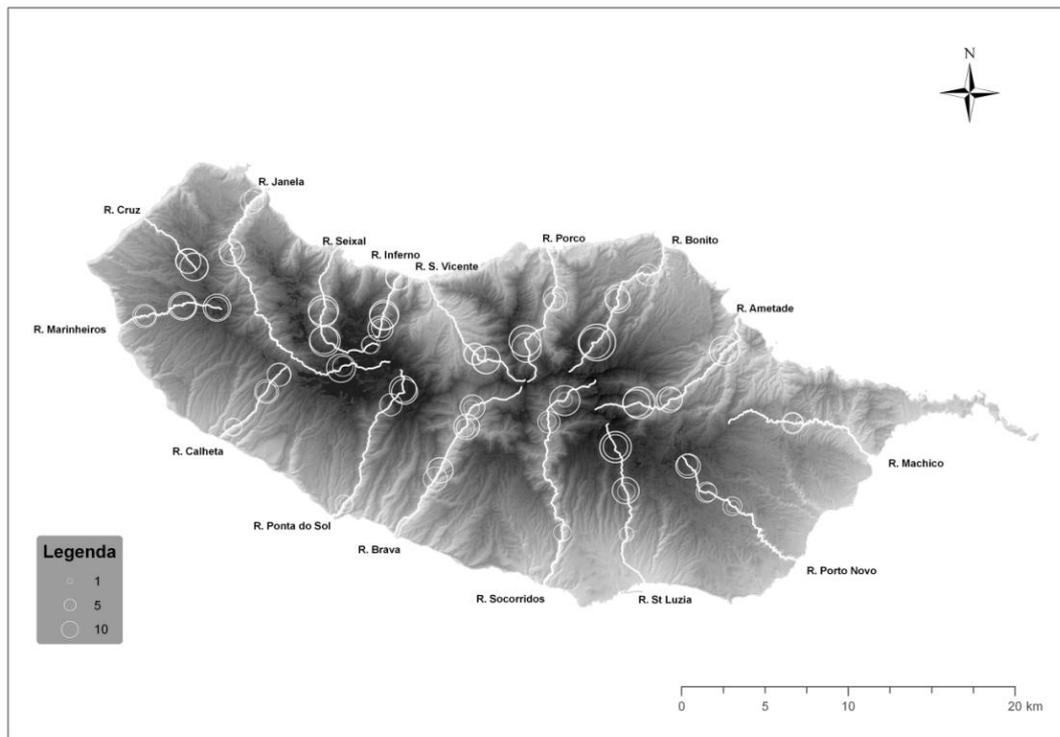


Figura 42. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à vegetação envolvente.

A) Observado



B) Modelado

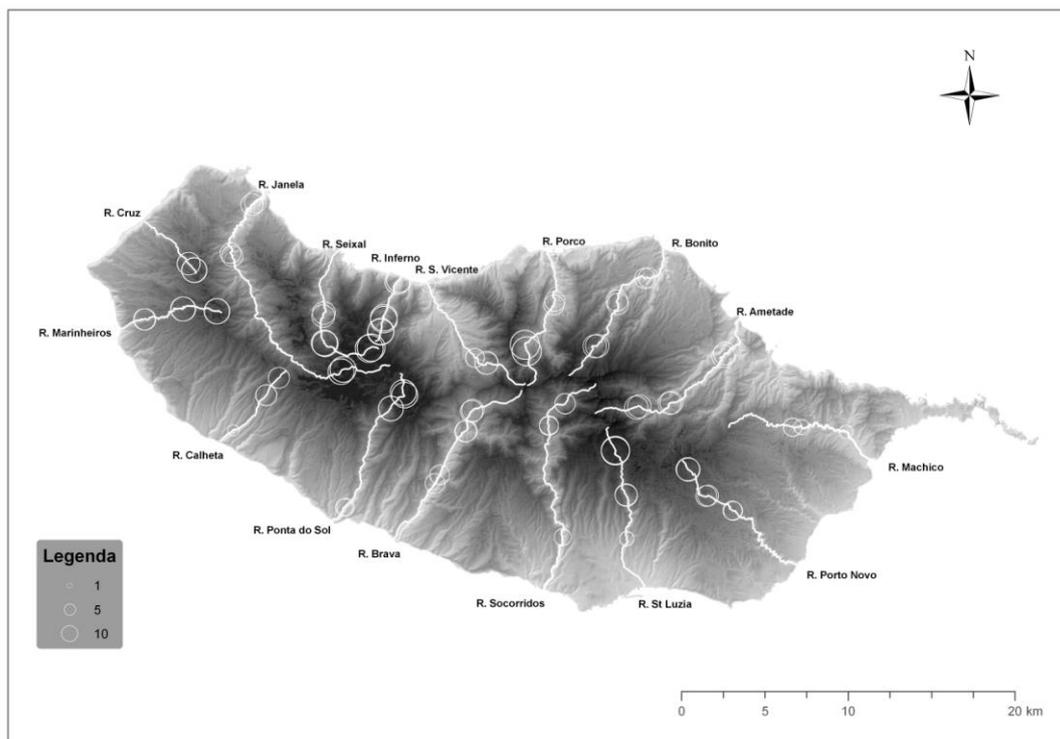


Figura 43. Riqueza florística relativa ao habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos.

valores mais elevados dessas substâncias, essencialmente como resultado da proximidade ao mar. A um aumento das referidas substâncias encontra-se associado um decréscimo do número de espécies.

Comparativamente a outros estudos que incidiram no efeito de variáveis ambientais no número de briófitos ripícolas, Suren & Ormerod (1998), utilizando a mesma abordagem estatística referem a altitude e a estabilidade do substrato, como variáveis significativamente relacionadas com a riqueza florística. Assim, e tal como igualmente obtido por Jonsson (1996), mas utilizando outra abordagem, os valores mais elevados de riqueza florística encontram-se associados a condições de elevada a média altitude e estabilidade média. Glime & Vitt (1987) referem um maior número de espécies em águas com pH mais básico, no que respeita a espécies que se desenvolvem no habitat sub-imerso e ou mesmo totalmente emerso.

Ainda que com uma menor explicação o modelo obtido apenas com as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água apresenta grande simplicidade, ou seja, é possível obter uma estimativa razoável da riqueza florística baseada apenas em três variáveis, a condutividade (CNDI) e concentração de fosfatos na água (PO_4I) no Verão e o teor de sódio, na água, no Inverno (NAV). Por outro lado, estes resultados reforçam a importância destes parâmetros como condicionantes da riqueza florística, o que significa que alterações na qualidade da água, sobretudo nos referidos parâmetros terão repercussões a nível ecológico.

No que respeita aos modelos obtidos para o número de hepáticas (incl. antocerotas) e musgos, refere-se que foram significativos ($p < 0.001$; Tab. 28). Observou-se que o modelo obtido para o número total de hepáticas apresentou a melhor explicação para variação da riqueza (R^2_{aj} : 0.60; Fig. 44), comparativamente com o modelo obtido para os musgos (R^2_{aj} : 0.48; Fig. 45) como ainda com o modelo obtido para o número total de taxa (R^2_{aj} : 0.56; Tab. 27, Fig. 40).

Salienta-se que para ambos os grupos taxonómicos, o modelo obtido não apresentou variáveis em comum. De referir que o modelo obtido para os musgos é constituído pelo mesmo conjunto de variáveis que o modelo obtido para o número total de taxa (Tab. 27), o que pode ser atribuído ao facto dos musgos constituírem o grupo mais representativo, ou seja, com maior riqueza florística que as hepáticas.

O modelo obtido para explicar a riqueza florística de hepáticas (Tab. 28), é constituído por um conjunto de variáveis divergentes que evidenciam as afinidades distintas entre este grupo taxonómico e o dos musgos. Verifica-se uma relação positiva entre o número de hepáticas, as

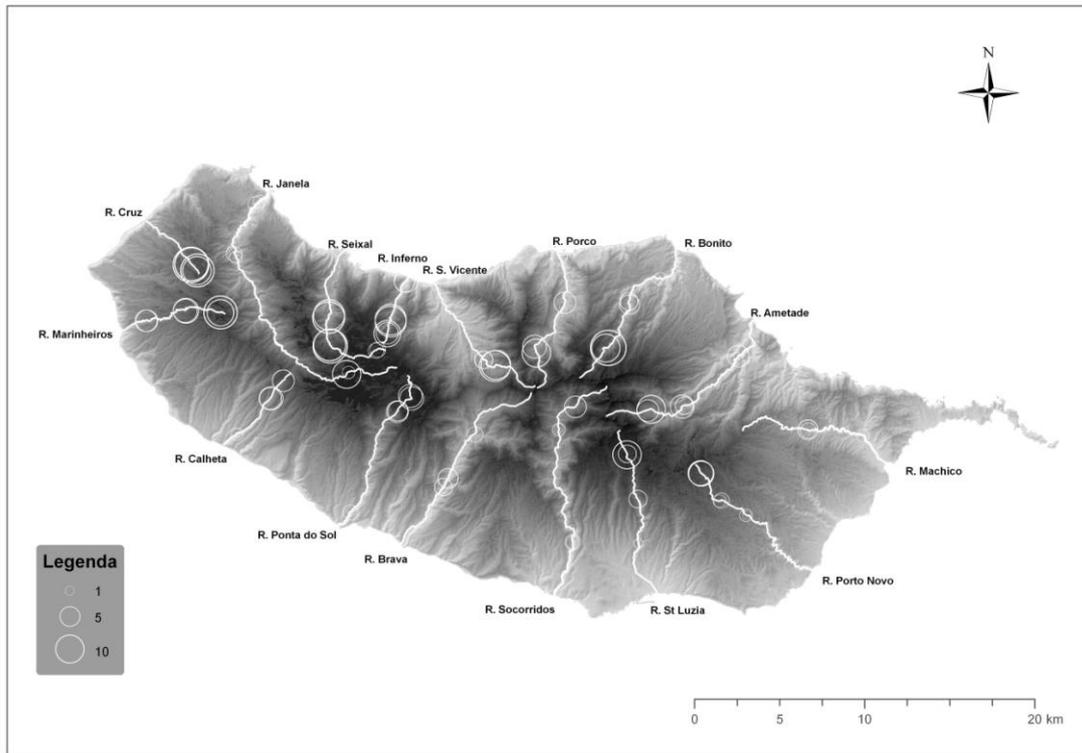
exposições a Norte (NNESS) e a concentração de fosfatos na água, no Inverno (PO₄I). Apresenta ainda uma relação negativa com a condutividade da água no Inverno (CNDI), concentração de nitratos na água no Verão (NO₃V), largura mínima das margens (LARMIN), vegetação de Urzal (VEGURZ) e de Salgueiral (VEGSAL).

Tabela 28. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, para a riqueza florística de cada grupo taxonómico, como variável resposta, nomeadamente, número de hepáticas (incl. antocerotas) e de musgos, efectuada ao habitat sub-imerso. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). R^2_{aj} : valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo	R^2_{aj}
	(coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	
Hepáticas e antocerotas	VEGSAL (-0.54,-5.54), LARMIN (-0.24,-2.92), VEGURZ (-0.24,-2.86), CNDI (-0.22,-2.18), PO ₄ I (0.2,2.96), NNESS (0.14,2.0), NO ₃ V (-0.16,-2.31)	0.60
Musgos	NAV (-0.90,-7.79), TMNDJF (0.69,4.92), VEGSAL (-0.27,-2.46), CLI (-0.26,-2.84), PAREIA (0.22,2.65), PPEDRA (-0.20,-2.21), VALE (-0.17,-2.12)	0.48

Desta forma, o número mais elevado de hepáticas encontra-se associado a áreas de Laurissilva, ou seja, localizado a norte, em vegetação de Laurissilva (uma vez que se encontra negativamente relacionado com os outros tipos de vegetação, ou seja, Urzal e Salgueiral), com ribeiras de margens pequenas, oligotróficas (baixa condutividade e baixa concentração de nitratos). Na análise dos padrões de diversidade (item 4.1.1.1, Tab. 13) obteve-se uma relação significativa entre o número de hepáticas e a vertente Norte e as áreas situadas a montante. De facto, o modelo obtido relativo à riqueza florística de hepáticas (Tab. 28) evidencia afinidades claras com as áreas naturais de Laurissilva. No caso dos musgos, obteve-se uma relação semelhante relativamente aos padrões de diversidade (item 4.1.1.1, Tab. 13), mas as variáveis incluídas no modelo (Tab. 28) evidenciam mais o gradiente longitudinal da ribeira, que ocorre num gradiente altitudinal, ao qual se encontra associado também um gradiente de climático (temperatura e precipitação). Por sua vez, a este gradiente longitudinal encontra-se associado um gradiente de perturbação (evidenciado pela acumulação de sedimentos arrastados) e de qualidade da água (aumento de nutrientes dissolvidos de montante para jusante).

A) Observado



B) Modelado

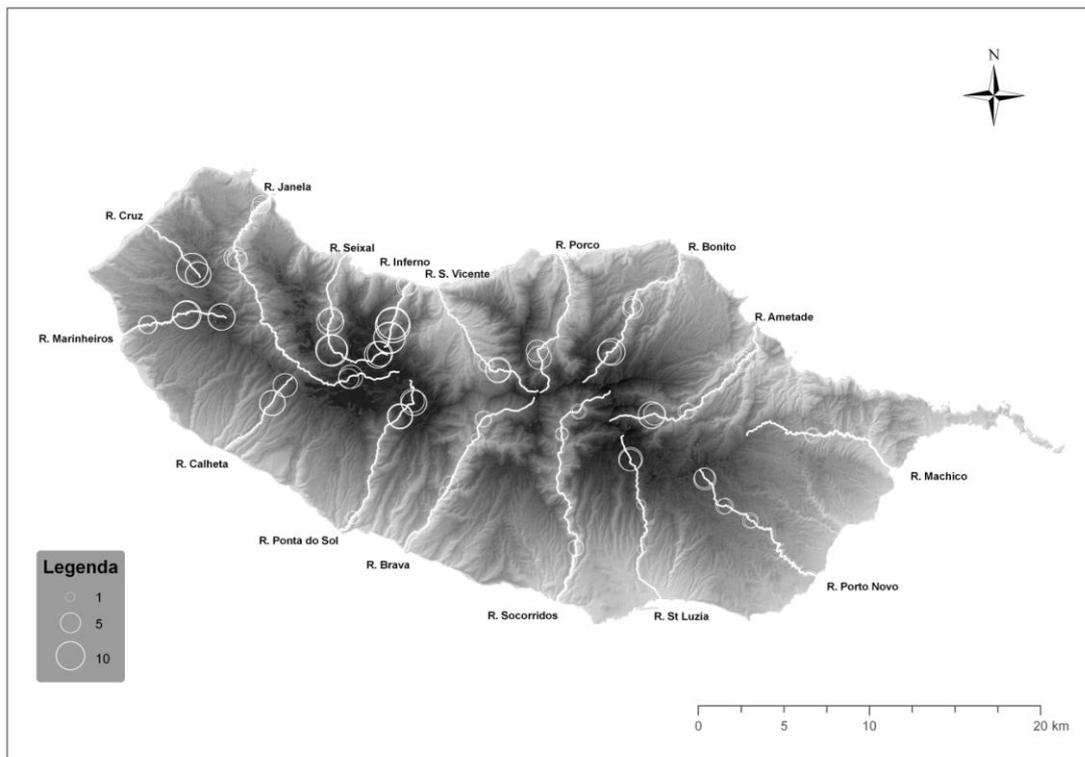
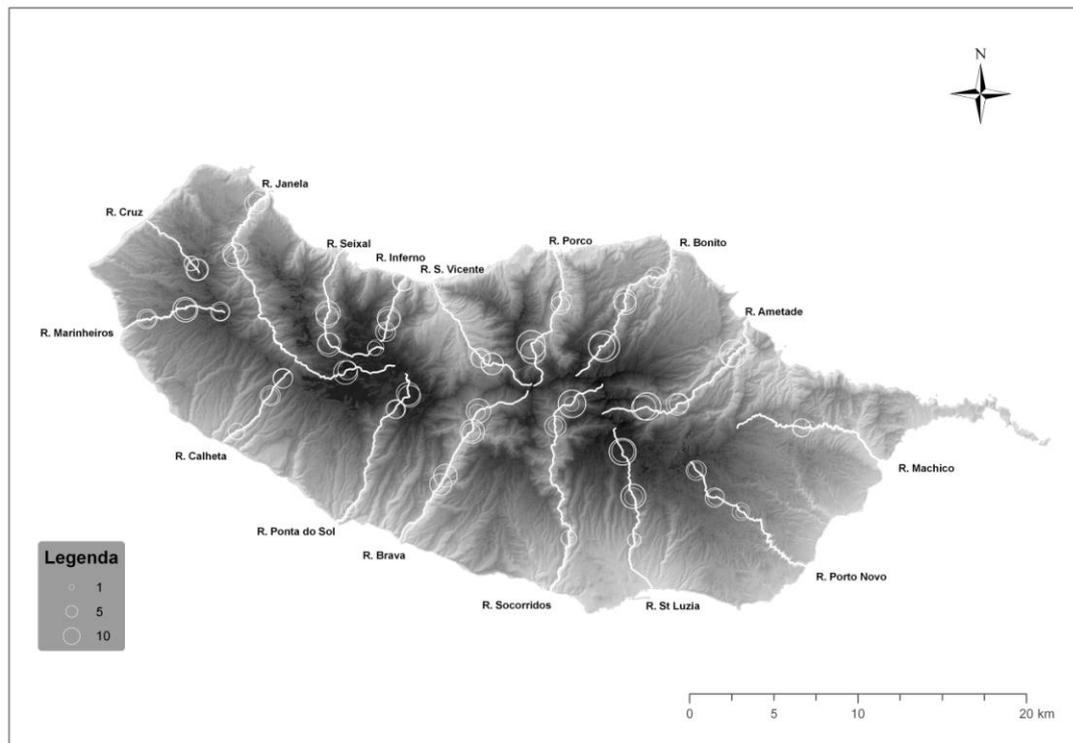


Figura 44. Riqueza florística de hepáticas e antocerotas, em cada área de ribeira estudada, no habitat sub-imerso. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

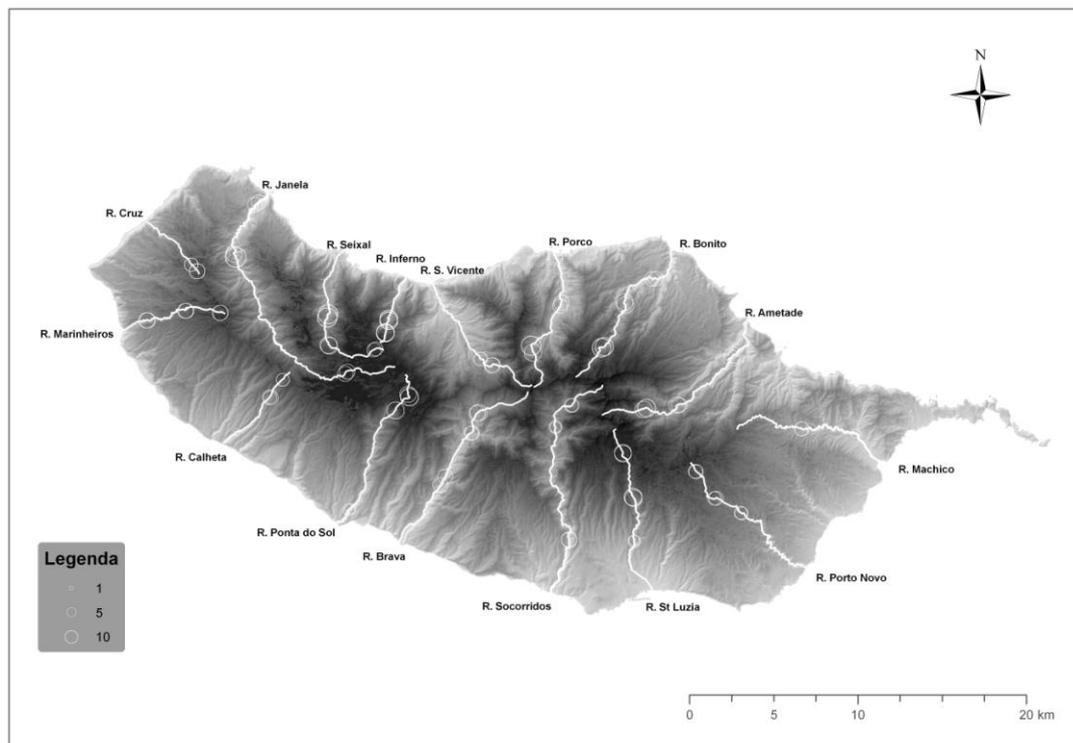


Figura 45. Riqueza florística de musgos, em cada área de ribeira estudada, no habitat sub-imerso. Valor observado (A) e modelado (B).

Os dados obtidos na presente análise encontram-se ainda de acordo com os obtidos na CAH (Fig. 28), em que se verificou uma dominância e maior afinidade das hepáticas para condições naturais de elevada humidade e pouca incidência solar, com reduzida perturbação (reduzida oscilação de caudal). Por seu lado, os musgos podem ser encontrados em ambientes diversos, apresentando uma incidência maior do que as hepáticas em áreas mais expostas, em condições de maior perturbação, como caudais mais elevados e com maiores oscilações dos mesmos. Apesar da escassez de estudos relacionados com a explicação dos padrões de riqueza florística entre as hepáticas e os musgos, a existência de distintas afinidades ecológicas entre os dois grupos foi também observada por outros autores e têm vindo a ser explicadas pelas distintas formas de vida dominantes em cada grupo, como já discutido anteriormente.

4.1.4.2.2. Habitat imerso

Verificou-se que todos os modelos determinados para explicar o número total de taxa imersos, foram todos significativos ($p < 0.001$), como se observa na Tab. 29. O modelo obtido utilizando a totalidade das variáveis apresentou os valores mais elevados de explicação da variação da riqueza florística do habitat imerso ($R^2_{aj.}$: 0.46; Tab. 29, Fig. 46), ainda que mais de metade da variação tenha ficado por explicar. O modelo obtido referente às variáveis relativas à estrutura da ribeira ($R^2_{aj.}$: 0.04; Tab. 29, Fig. 47), apresentou valores de explicação muito baixos, bem como o respeitante às variáveis referentes à vegetação envolvente ($R^2_{aj.}$: 0.21; Tab. 29, Fig. 48 e com uma explicação mais elevada, o modelo relativo aos parâmetros físico-químicos da água ($R^2_{aj.}$: 0.39; Tab. 29, Fig. 49).

Tabela 29. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa como variável resposta para todos os modelos, efectuada ao habitat imerso. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

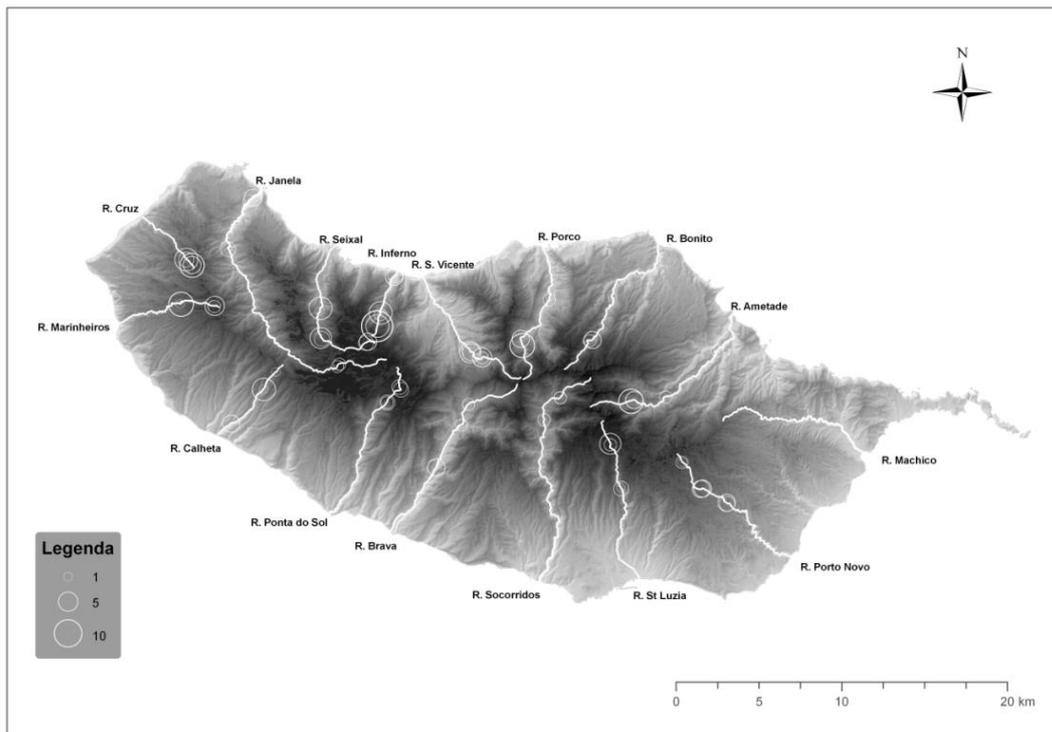
Variáveis explicativas	Modelo (coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	$R^2_{aj.}$
Totalidade	CNDI (-0.52,-3.96), VEGURZ (-0.39,-3.22), TMNDJF (-0.37,-2.14), PO ₄ I (0.24,2.97), OXIV (0.17,2.11), SOLO (0.16,-1.76)	0.46
Estrutura da ribeira	LARMIN (-0.23,-2.92)	0.04
Vegetação envolvente	VEGSAL (-0.46,-5.03)	0.21
Parâmetros físico-químicos da água	CNDI (-0.623,-7.567), PO ₄ I (0.23,2.68), OXIV (0.19,2.25)	0.39

Salienta-se que os modelos obtidos para o número total de taxa sub-imersos (Tab. 27) apresentaram melhor explicação, do que os obtidos para o habitat imerso (Tab. 29), o que significa que para o habitat imerso a correspondência entre a riqueza florística observada e modelada é inferior, bem como uma menor resolução. Comparativamente ao habitat sub-imerso (Tab. 27), o número de variáveis em comum, considerando o melhor modelo (incluindo a totalidade das variáveis), foi apenas uma, nomeadamente a média da temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF), o que evidencia que a riqueza florística observada em ambos os habitats é condicionada por variáveis ambientais distintas.

No que respeita à análise das variáveis ambientais explicativas da estrutura e composição das comunidades do habitat imerso (item 4.1.3.1.2, Tab. 24), verificou-se uma ausência de correspondência relativamente às variáveis explicativas da riqueza florística (Tab. 29). A pouca correspondência entre as variáveis explicativas da composição e da riqueza florística dos briófitos imersos, foi igualmente observada relativamente ao habitat sub-imerso (item 3.1.4.2.1). Sendo a riqueza e composição das comunidades condicionada por distintas variáveis, o conhecimento das mesmas é extremamente importante uma vez que permite uma determinação mais completa de possíveis ameaças bem como uma definição das estratégias de gestão e conservação destes ecossistemas.

Analisando individualmente as variáveis incluídas no modelo que inclui a totalidade das variáveis (Tab. 29), referem-se as que apresentam um coeficiente de regressão positivo, nomeadamente as margens terrícolas (SOLO), a quantidade de oxigénio dissolvido, na água no Verão (OXIV) e concentração de fosfatos, na água, no Inverno (PO_4I), das que apresentam valores do referido coeficiente negativos, como a vegetação de Urzal de altitude (VEGURZ), a média da temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF) e a condutividade da água no Inverno (CNDI). Assim, verifica-se que a riqueza florística de briófitos presentes no habitat imerso (Tab. 29) se encontra associada a áreas localizadas em altitudes intermédias, uma vez que por um lado se encontra negativamente relacionada com a vegetação de Urzal de altitude e temperatura mínima nos meses de Inverno, característicos de elevadas altitudes, em áreas de nascentes de ribeiras. Por outro lado está negativamente relacionado com a condutividade da água, que reflecte a concentração de substâncias na água, e cujos valores mais elevados se encontram em áreas sujeitas a elevada perturbação, como resultado das suas maiores dimensões (caudais elevados que arrastam muitas partículas em suspensão) e da pressão antropogénica (poluentes na água provenientes de efluentes e actividades agrícolas).

A) Observado



B) Modelado

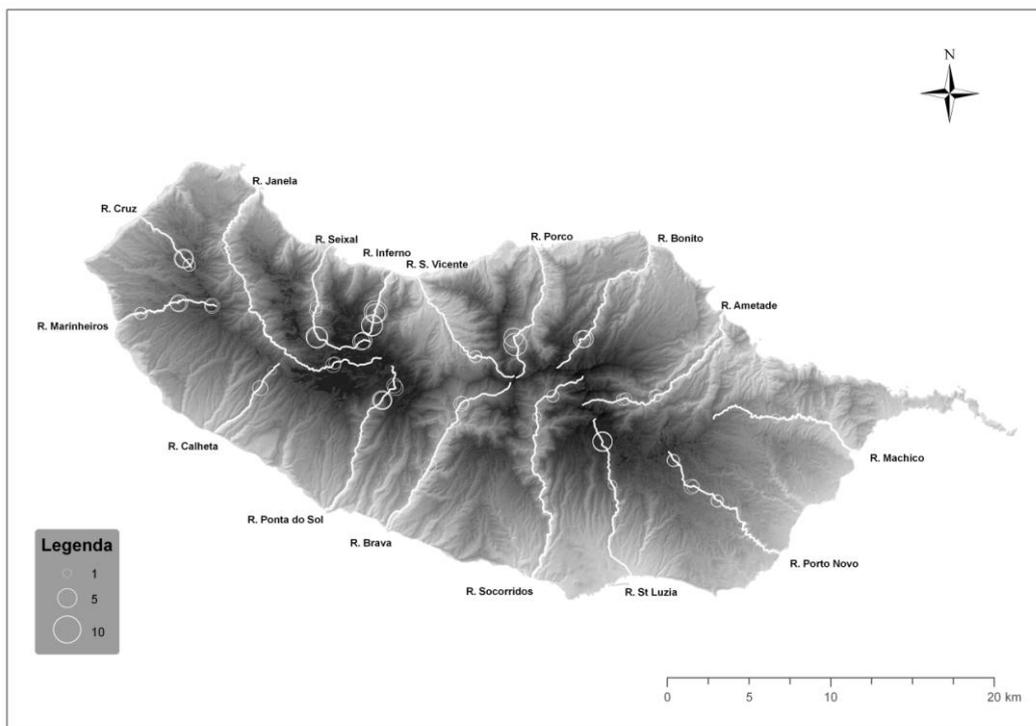
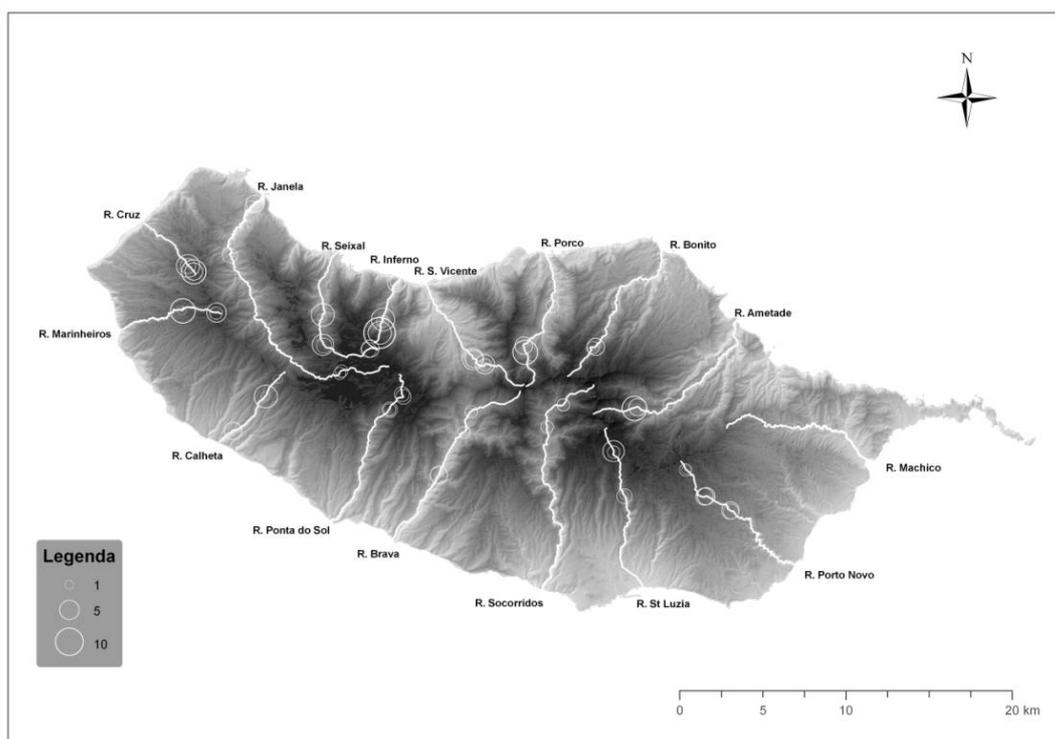


Figura 46. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando todas as variáveis (melhor modelo).

A) Observado



B) Modelado

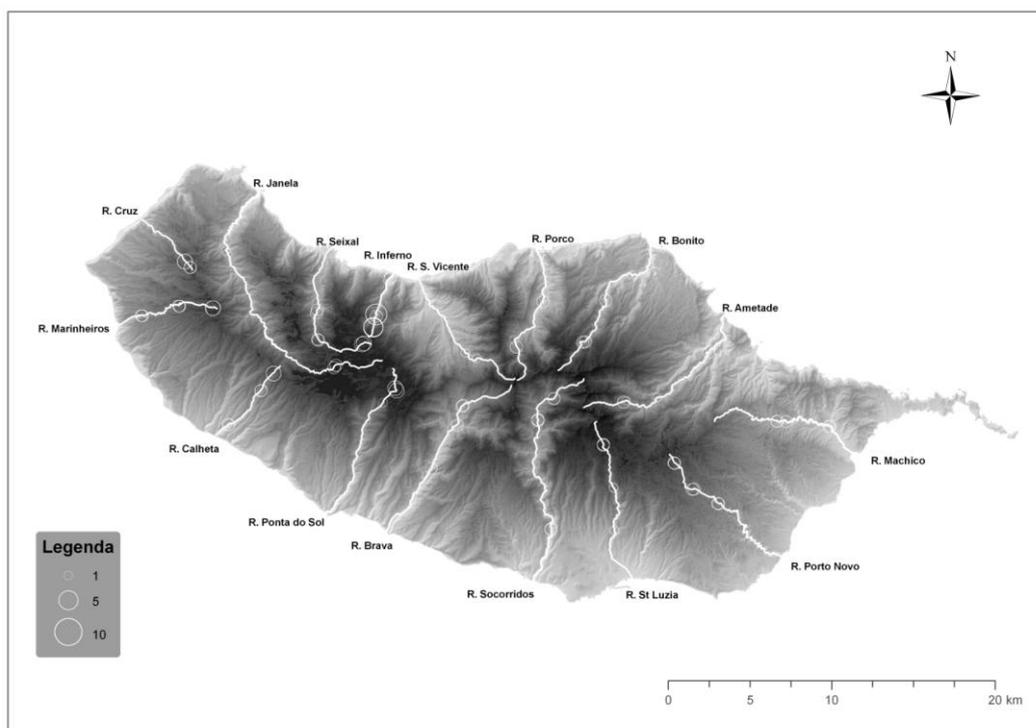
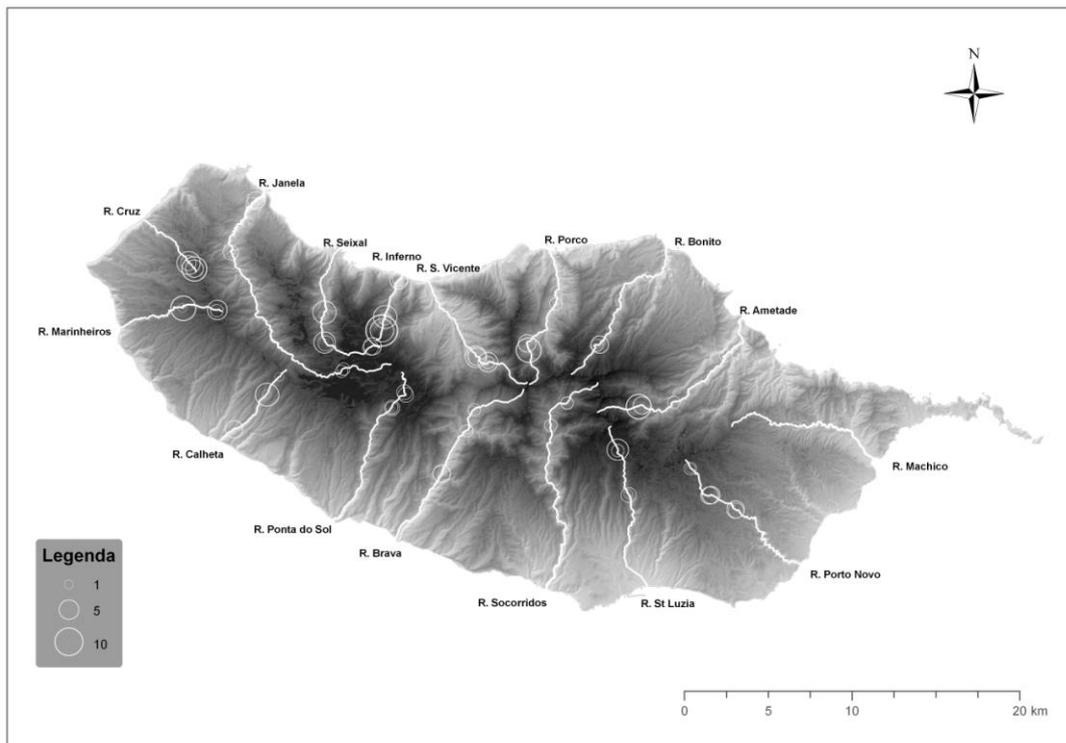


Figura 47. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à estrutura da ribeira.

A) Observado



B) Modelado

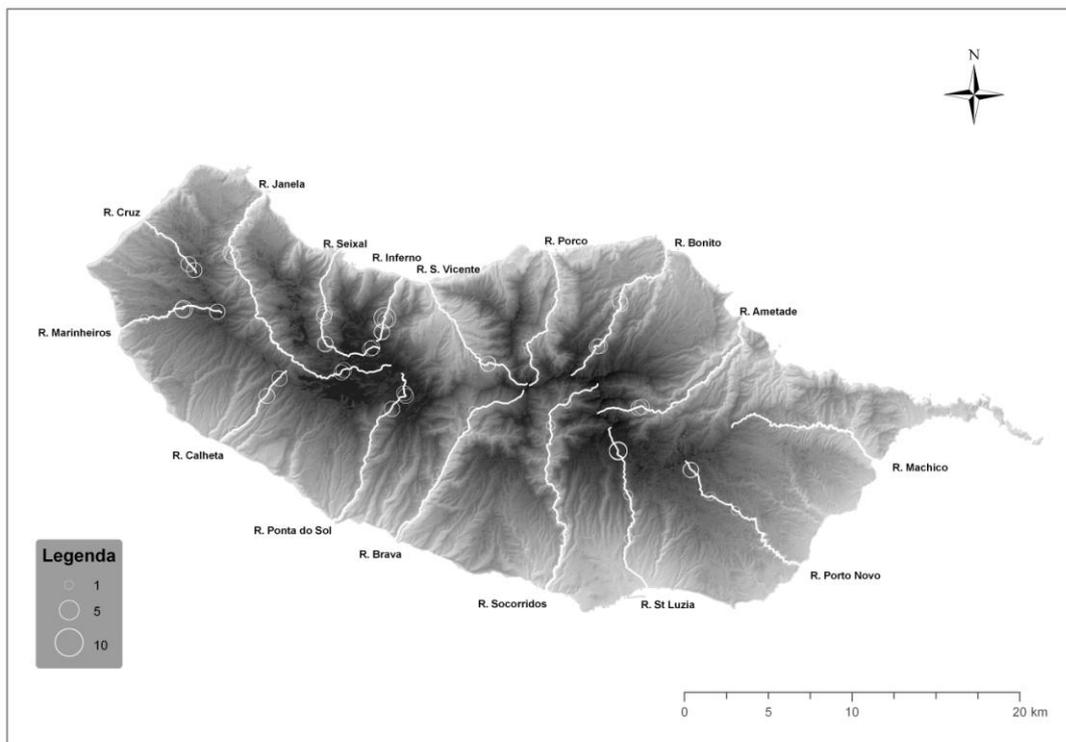
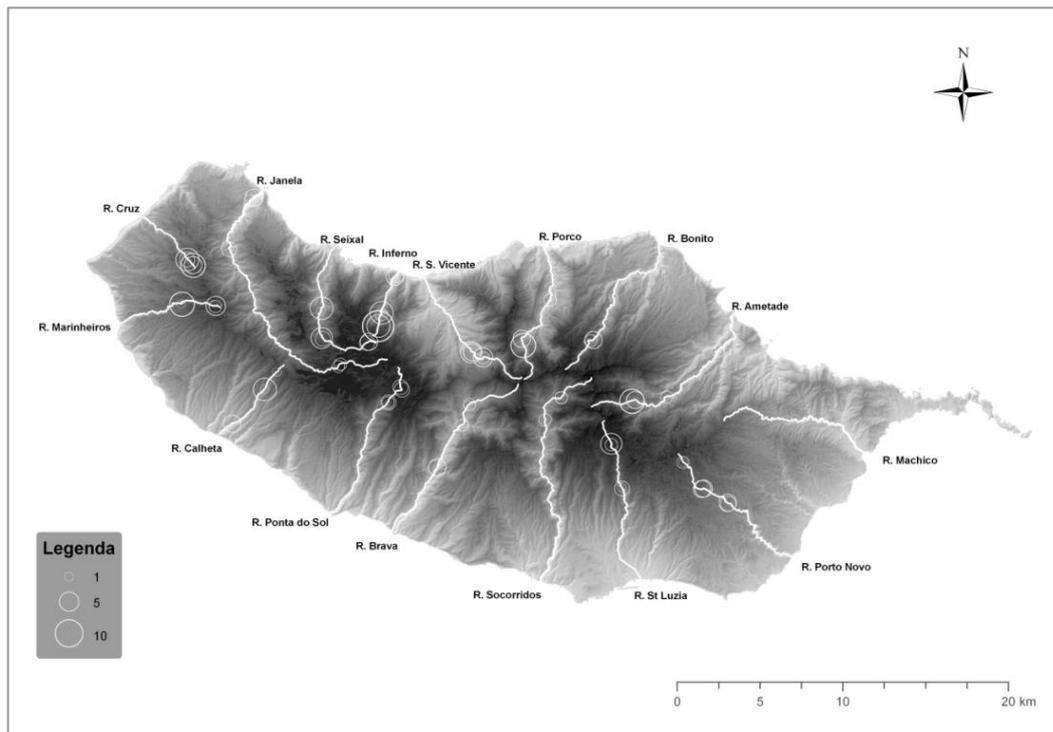


Figura 48. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas à vegetação envolvente.

A) Observado



B) Modelado

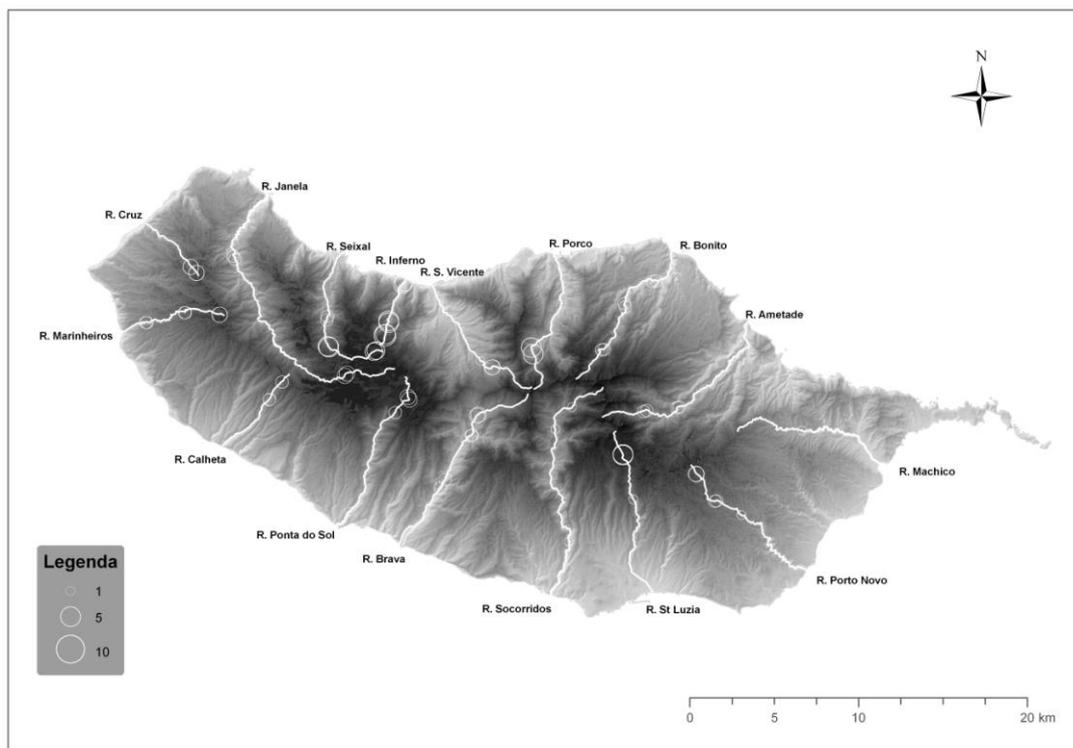


Figura 49. Riqueza florística relativa ao habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando apenas as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos.

Verificou-se ainda um desenvolvimento preferencial em águas bem oxigenadas, e como tal com alguma turbulência, e com fosfatos dissolvidos.

Utilizando a mesma abordagem estatística, Cattaneo & Fortin (2000), investigaram a distribuição de musgos aquáticos nas ribeiras do Québec, relativamente a alguns parâmetros ambientais. Os referidos autores obtiveram como factores mais importantes relativamente à riqueza florística, as dimensões do substrato (substratos maiores, com maior estabilidade, apresentam maior número de espécies), a profundidade da linha de água (relação negativa). Embora os factores investigados não tenham correspondência com o referido estudo, permitem evidenciar a elevada sensibilidade destas comunidades a parâmetros ambientais, que podem e devem ser controlados, nomeadamente a estabilidade das margens bem como os parâmetros físico-químicos da água. Salienta-se, uma vez mais a natureza distinta das comunidades de briófitos ripícolas da Ilha da Madeira.

Os modelos obtidos para o número total de hepáticas e musgos foram significativos ($p < 0.001$; Tab. 30) e apresentaram valores de explicação próximos, com $R^2_{aj.}$: 0.44 (Tab. 30, Fig. 50) e $R^2_{aj.}$: 0.40 (Tab. 30, Fig. 51), respectivamente. Da totalidade das variáveis que integram os modelos, para o número de musgos e hepáticas, apenas a condutividade das águas no Inverno (CNDI) surge em ambos.

Tabela 30. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, para o número total de taxa, para cada grupo taxonómico, como variável resposta, nomeadamente, número de hepáticas e musgos, efectuada ao habitat imerso. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo (coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	$R^2_{aj.}$
Hepáticas	CNDI (-0.36,-3.09), SOLO (0.29,3.5), VEGSAL (-0.23,-2.01), NNESS (0.15,1.88), NO_3V (-0.14,-1.8),	0.44
Musgos	CNDI (-0.43,-3.44), VEGURZ (-0.32,-3.09), NAV (-0.301,-2.56), PO_4I (0.20,2.24), OXIV (0.16,1.82), SOLO (0.15,1.77)	0.40

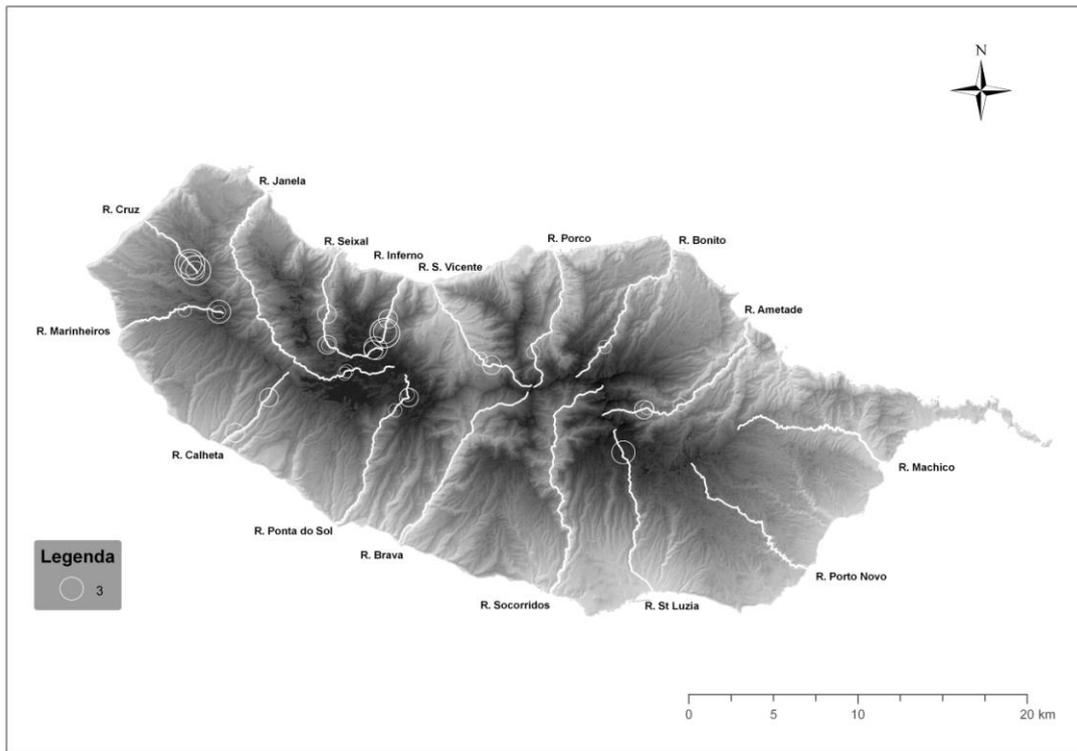
O modelo obtido para explicar o número de hepáticas, no habitat imerso (Tab. 30), inclui um número mais reduzido de variáveis que o obtido para o número de hepáticas no habitat sub-imerso (Tab. 28), sendo, no entanto, todas as variáveis comuns com excepção da ocorrência de margens terrícolas (SOLO) apenas no primeiro caso (habitat imerso). Desta forma, valores elevados de riqueza de hepáticas encontram-se associados a áreas naturais, de Laurissilva (tal

como obtido no caso do habitat sub-imerso) e Urzal de altitude (visto não existir relação negativa com este tipo de vegetação, como obtido no habitat sub-imerso), como resultado da exposição a Norte (NNESS), das áreas de estudo. Observou-se uma relação negativa relativamente à vegetação de Salgueiral (VEGSAL), bem como a valores baixos de condutividade (CNDI) e concentração de nitratos na água (NO_3V), no Inverno e Verão, respectivamente.

O modelo obtido para os musgos imersos é constituído essencialmente pelas mesmas variáveis que o modelo obtido relativamente à totalidade dos taxa imersos, utilizando a totalidade das variáveis (Tab. 30). Ambos os modelos diferem apenas em duas variáveis, nomeadamente, a média da temperatura mínima nos meses de Inverno (apenas no modelo para a riqueza total de taxa) e a concentração de sódio na água, no Verão (NAV, apenas no modelo para o número de musgos). Desta forma, os números mais elevados de musgos encontram-se associados a áreas localizadas a altitudes intermédias. Esta afirmação é baseada nas relações com as variáveis incluídas no modelo, ou seja, observa-se uma relação negativa com a vegetação de altitude (VEGURZ), e uma relação negativa com a condutividade (CNDI), e a concentração de sódio na água (NAV), no Inverno e Verão, respectivamente. Os dois últimos parâmetros ambientais reflectem concentração de substâncias na água, cujos valores mais elevados se encontram em áreas sujeitas a elevada perturbação, como resultado das suas maiores dimensões e pressão antropogénica (poluentes na água provenientes de efluentes e actividades agrícolas). Verificou-se ainda um desenvolvimento preferencial em águas bem oxigenadas, e como tal com alguma turbulência, e com fosfatos dissolvidos.

Estes resultados apresentam alguma coerência relativamente aos obtidos na Classificação Ascendente Hierárquica (item 4.1.2.2.2, Fig. 28), em que as hepáticas apresentavam uma maior proporção relativamente aos musgos em áreas naturais, sobretudo em áreas de Urzal de altitude, caracterizadas por valores de caudais e turbulência pouco elevados e margens estáveis. Por seu lado, em locais mais instáveis, característicos de secções de ribeiras de maiores dimensões, com caudais elevados e mais violentos, os musgos constituíram o grupo dominante. Tal como observado no habitat sub-imerso (item 4.1.4.2.1), esta análise comprova a existência de distintas afinidades ecológicas entre os dois grupos. A justificação, como referida anteriormente pode prender-se sobretudo com as características morfológicas, ou seja, formas de vida, mais associadas a cada grupo taxonómico, que condicionam o grau de resistência às variações de disponibilidade hídrica bem como ao impacto da corrente.

A) Observado



B) Modelado

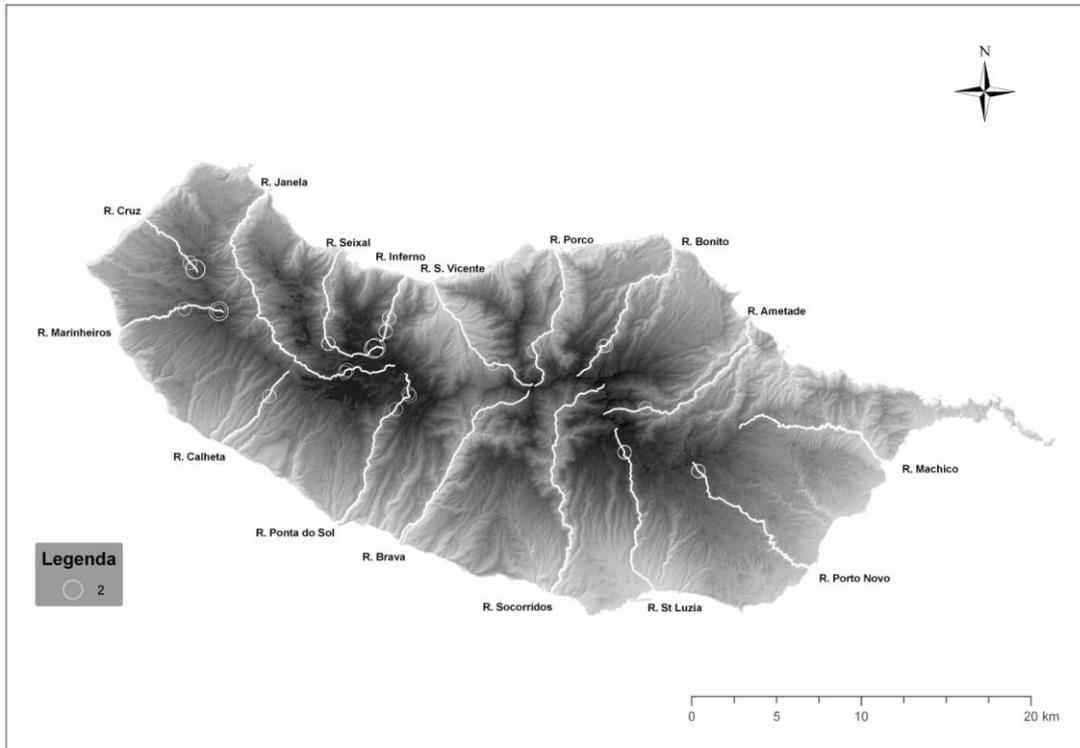
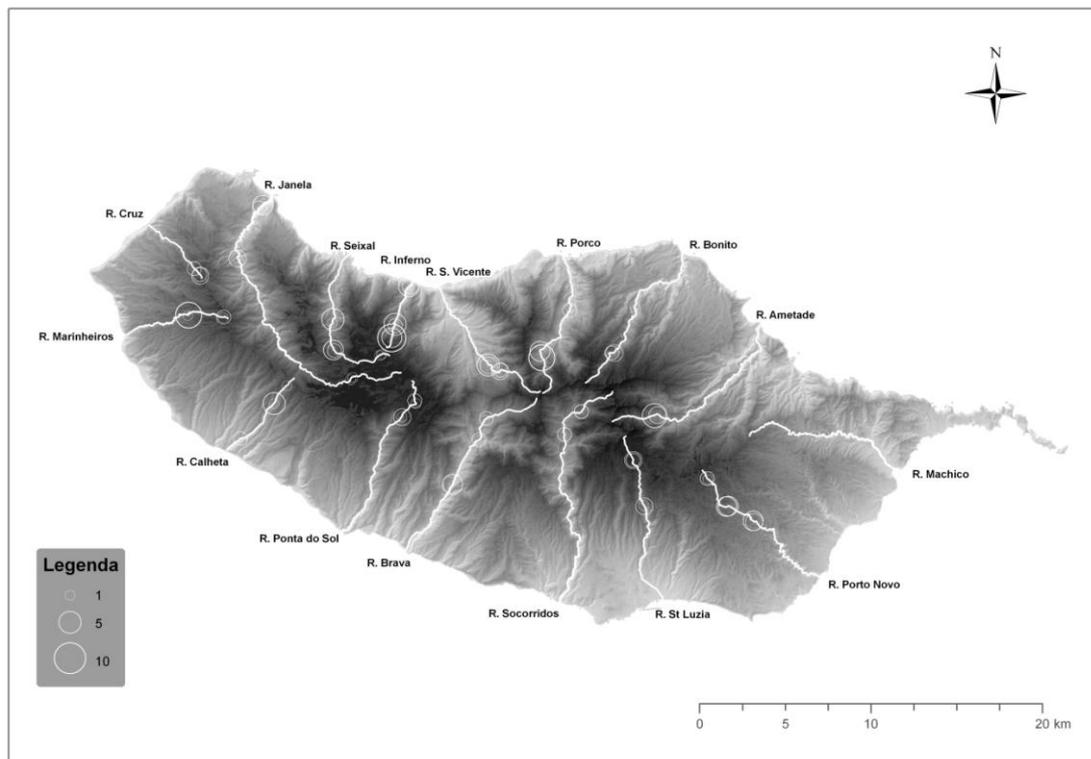


Figura 50. Riqueza florística de hepáticas, em cada área de ribeira estudada, no habitat imerso. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

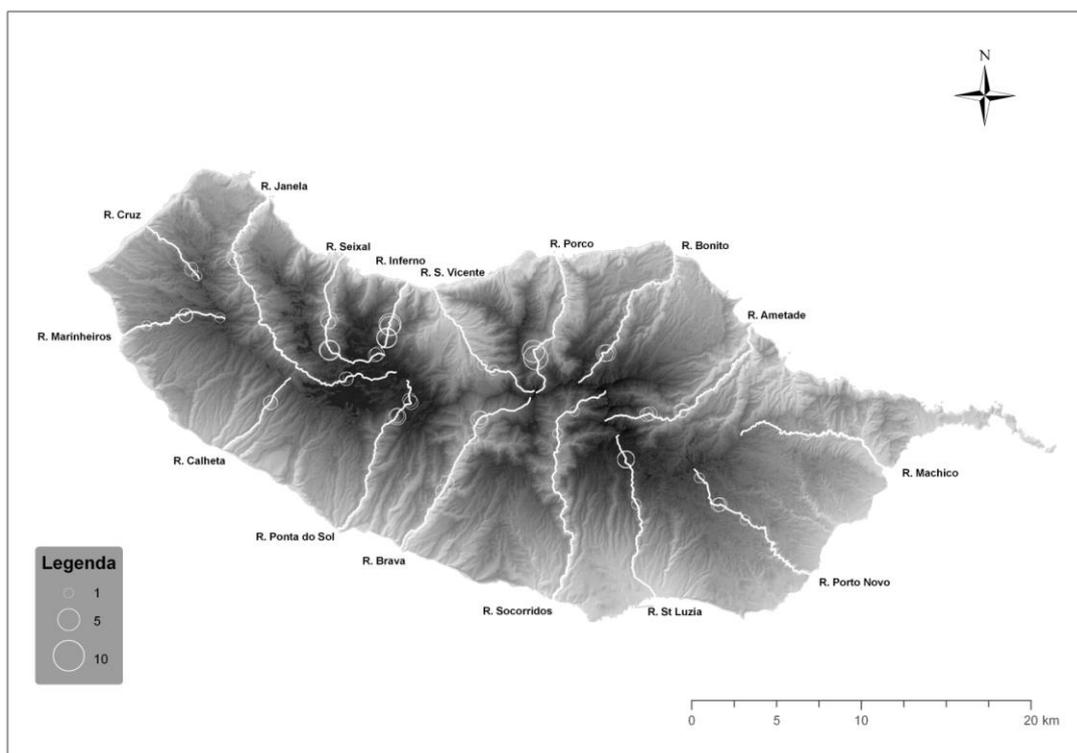


Figura 51. Riqueza florística de musgos, em cada área de ribeira estudada, no habitat imerso. Valor observado (A) e modelado (B).

Suren & Duncan (1999) referem que os musgos apresentam, na generalidade rizóides que se ligam mais fortemente ao substrato do que os das hepáticas. No entanto, até ao presente não existem estudos comparativos focados apenas no efeito das variáveis ambientais num conjunto de espécies pertencentes a ambos os grupos taxonómicos e suas respectivas características morfológicas e fisiológicas.

4.1.5. Determinação de indicadores de qualidade da água

Neste item pretendeu-se determinar apenas o efeito dos parâmetros físico-químicos da água, na composição das comunidades pertencentes ao habitat imerso. Apesar de se ter verificado, no item anterior que estes parâmetros também influenciam os taxa do habitat sub-imerso, apenas os briófitos imersos se encontram permanentemente submersos, e como tal permanentemente sujeitos a alterações na qualidade da água. Desta forma, uma vez que se pretende determinar indicadores da qualidade da água, que permitam um rápido reconhecimento dos principais parâmetros físico-químicos da água associados à presença e cobertura de diferentes espécies, utilizaram-se apenas os taxa imersos.

Para tal, procedeu-se inicialmente a uma Análise Canónica de Correspondências com vista a avaliar o efeito apenas da parâmetros físico-químicos da água nos taxa do habitat imerso. Assim, esta análise permitirá saber quais as variáveis mais importantes na composição das comunidades, ou seja, relacionados com os parâmetros físico-químicos da água que isoladamente influenciam a composição das comunidades. Será assim possível identificar quais os taxa e/ou grupos de taxa que serão afectados pela alteração de determinados parâmetros físico-químicos na água.

Efectuou-se igualmente uma análise de Partição da Variância, de forma a avaliar a influência da época do ano em que se analisa a água, nomeadamente nos períodos de Verão e Inverno.

Por fim efectuou-se uma análise IndVal para determinar o valor indicador de cada taxa, pertencente ao habitat imerso, para cada parâmetro físico-químico da água, dando maior ênfase aos parâmetros determinados na análise CCA. De salientar, que esta análise permite determinar as afinidades entre taxa e parâmetros mais relacionados/associados, não sendo, no entanto, possível excluir o efeito de outras variáveis que poderão condicionar a parâmetros físico-químicos da água, como por exemplo a altitude, clima ou as dimensões da ribeira.

4.1.5.1. Efeito dos parâmetros físico-químicos da água na composição das comunidades

Na Análise Canónica de Correspondências os valores próprios obtidos para o primeiro e segundo eixo foram 0.642 e 0.495, respectivamente (Tab. 31). Relativamente à variância do conjunto dos taxa, os dois primeiros eixos explicam 12,4% e 9%, respectivamente, ou seja na sua totalidade explicam 21,4%. A contribuição de todos os eixos canónicos foi de 30%, o que significa que não foram determinados/contabilizados todos os factores que condicionam a composição das comunidades. De facto, na análise de Partição da Variância (item 4.1.3.2, Fig. 38), verificou-se que contribuição isolada dos parâmetros físico-químicos da água não era muito elevada (8%), apresentando valores inferiores aos obtidos pelas variáveis relativas à estrutura da ribeira.

Tabela 31. Resumo da Análise Canónica de Correspondências (CCA) relativa ao efeito dos parâmetros físico-químicos da água, para o habitat imerso.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo3
Valores próprios (<i>eigenvalues</i>)	0.642	0.495	0.223
Variância relativa aos dados dos taxa (%)	12.4	9	4.3
Correlações entre taxa e variáveis	0.41	0.32	0.14
Soma de todos os valores próprios	5.169		
Soma de todos os valores próprios canónicos	1.555		

Analisaram-se 26 variáveis respeitantes aos parâmetros físico-químicos da água (Tab. 32), das quais cinco variáveis apresentaram uma importância significativa ($p < 0.01$), todas relativas a parâmetros amostrados no Verão, nomeadamente, o valor de pH (PHV), a concentração de zinco (ZNV), de sódio (NAV), de chumbo (PBV) e de cobre (CUV). Das referidas variáveis três foram obtidas como significativas na análise CCA efectuada ao habitat imerso, utilizando a totalidade das variáveis ambientais (item 4.1.3.1.2).

Os valores de pH e sódio apresentam uma relação com o gradiente longitudinal da ribeira (de montante para jusante), ou seja, aumentam com a diminuição da altitude, como resultado de processos de erosão e combinação entre substâncias (Duarte 1995, Prada *et al.* 2005). Por sua vez, a concentração de chumbo, cobre e zinco encontram-se sobretudo associadas a fontes antropogénicas, nomeadamente tráfego e práticas agrícolas (fertilizantes, pesticidas), mas

também pela acumulação de resíduos sólidos, sobretudo metálicos, nas margens e leito da ribeira (Glime 1992, Vanderpoorten & Durwael 1999, Figueira *et al.* 2002, Vuori *et al.* 2003, Kszos *et al.* 2004, Mendes & Oliveira 2004).

Tabela 32. Resumo dos dados relativos ao efeito dos parâmetros físico-químicos da água, na análise de CCA, efectuada ao habitat imerso. As variáveis foram ordenadas, de forma decrescente, pelos valores de contribuição independente de cada uma. As correlações intra-grupo (correlação entre-grupo x correlação taxa-ambiente) foram obtidas apenas para as variáveis seleccionadas.

Variável	Contribuição independente	Valor de F	Valor de p	Correlações intra-grupo		
				Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
	%					
PHV	10.72	8.40	0.001	-0.245	-0.184	0.009
CAV	8.22	6.26	0.001			
ZNV	7.93	6.04	0.001	0.130	-0.203	0.005
ZNI	7.33	5.54	0.001			
KV	7.02	5.29	0.001			
NAV	6.66	4.99	0.001	0.086	-0.160	0.056
NH ₄ I	6.64	4.98	0.001			
CLI	6.62	4.95	0.001			
PHI	6.38	4.78	0.001			
OXIV	5.26	3.89	0.001			
PBV	5.24	3.87	0.003	-0.103	0.127	-0.023
NAI	5.15	3.80	0.001			
PO ₄ V	4.93	3.64	0.001			
CUV	4.88	3.58	0.002	-0.100	0.114	0.055
KI	4.72	3.47	0.001			
NH ₄ V	4.43	3.24	0.002			
MGI	4.33	3.17	0.001			
OXII	3.46	2.51	0.01			
CAI	3.31	2.40	0.007			
TMPI	3.29	2.39	0.016			
TMPV	3.15	2.28	0.028			
FEV	2.55	1.83	0.07			
CUI	2.44	1.75	0.113			
FEI	2.13	1.53	0.124			
PO ₄ I	1.84	1.32	0.227			
NO ₃ V	1.64	1.17	0.287			

No que respeita à contribuição das variáveis testadas, refere-se uma maior contribuição individual, de variáveis determinadas no Verão, nomeadamente, pH (PHV), seguido pela concentração de zinco (ZNV), sódio (NAV), chumbo (PBV) e finalmente cobre (CUV) (Tab. 32). Enquanto, o valor de pH no Verão se encontra mais relacionado com o primeiro eixo, as

concentrações de zinco e sódio, no Verão apresentaram valores de correlação intra-grupo superiores para o segundo eixo. Por seu lado, as concentrações de chumbo e cobre corresponderam valores de contribuições próximos para o primeiro e o segundo eixos. De referir a ocorrência de variáveis com contribuições isoladas mais elevadas do que algumas variáveis seleccionadas (Tab. 32), não tendo, no entanto, sido seleccionadas na análise. Este facto pode ser explicado pela não independência destas variáveis relativamente às variáveis seleccionadas, nomeadamente aos valores de pH, que condicionam a dissolução de substâncias na água, bem como no que se refere a fenómenos de interacção entre diversos parâmetros físico-químicos.

A análise do diagrama obtido na Análise Canónica de Correspondências (Fig. 52) permite observar que os taxa se apresentam dispersos por todo o diagrama, apesar de se encontrarem mais concentradas na parte negativa do segundo eixo e próximo da origem.

Assim, observou-se uma relação positiva entre *Scapania undulata* e ambos os eixos, ou seja, relacionado sobretudo com pH ácido (PHV baixo), variável esta negativamente relacionada com ambos os eixos. Como verificado já anteriormente, tanto na análise CAH (item 4.1.2.2.1), como CCA (item 4.1.3.1), bem como em diversa literatura, este taxon é largamente tipicamente característico de águas com tendências acidófilas, oligotróficas e a baixas temperaturas.

Hygroamblystegium fluviatile, destaca-se no diagrama, por apresentar uma forte relação negativa com ambos os eixos (Fig. 52), neste caso mais relacionado com pH básico (PHV elevado). Apesar deste taxon se desenvolver preferencialmente em condições oligotróficas, apresenta, no entanto, uma elevada tolerância a condições eutróficas e preferência por condições neutrófilas a basófilas como também observado por Empain (1973), Werner (2001), Vanderpoorten (2003) e Scarlett & O'Hare (2006).

Brachythecium rivulare, relacionado positivamente com o segundo eixo e negativamente com o primeiro eixo (Fig. 52), apresentando uma posição claramente distinta. Este taxa encontra-se associado a concentrações elevadas de chumbo (PBV) e cobre (CUV) e reduzidas de sódio (NAV) e zinco (ZNV). *B. rivulare* é um musgo muito frequente em ecossistemas ripícolas, sendo considerado um aquático facultativo, geralmente em condições de elevada estabilidade, com tendências neutrófilas a ligeiramente ácidas, bem como a alguma concentração de substâncias dissolvidas, embora Glime (1992) refira que não apresenta grande afinidade ao

elemento zinco.

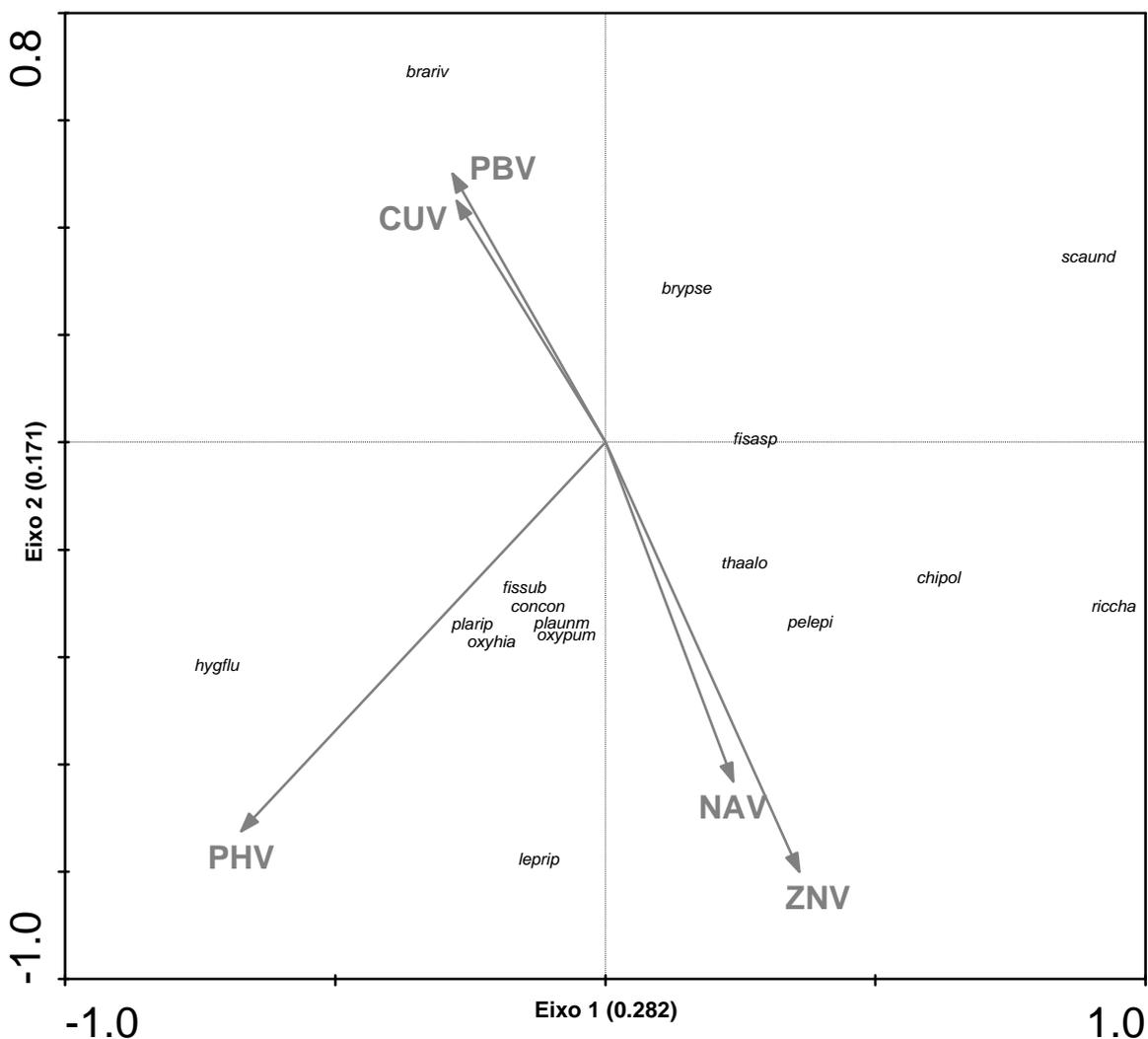


Figura. 52. Ordenação, dos taxa, da análise CCA relativa ao efeito dos parâmetros físico-químicos da água, efectuada ao habitat imerso, com base em 94 áreas, 16 taxa, 26 variáveis ambientais testadas. Abreviaturas relativas aos taxa e variáveis ambientais de acordo com a Tab. 11 e Tab. 6, respectivamente.

Chiloscyphus polyanthos e *Riccardia chamaedryfolia* apresentaram uma relação positiva com o primeiro eixo e negativa com o segundo (Fig. 52), bem como *Pellia epiphylla* *Thamnobryum alopecurum*, mas neste caso mais fraca. Assim, com resultado da forte relação com o primeiro eixo, tendem a estar associadas a águas ácidas ou ligeiramente ácidas, no entanto, ainda que apresentem uma relação mais fraca com o segundo eixo, especialmente *C. polyanthos*, tendem portanto para concentrações mais elevadas de sódio (NAV) e zinco (ZNV) e por outro lado, mais baixas de cobre (CUV) e chumbo (PBV). De facto, os referidos taxa apresentam tendências neutrófilas, sendo tolerantes a condições ligeiramente ácidas, e temperaturas baixas, o que está de acordo com resultados obtidos por outros autores (Gil &

Varo 1981, Glime & Vitt 1987, Martínez-Abaigar & Núñez-Olivera 1991, Muotka & Virtanen 1995, Jonsson 1996, Vanderporten & Klein 1999, Scarlett & O'Hare 2006).

Leptodictyum riparium destaca-se pela sua forte afinidade com o segundo eixo (Fig. 52), encontrando-se relacionado com elevadas concentrações de sódio (NAV) e zinco (ZNV), e reduzidas de chumbo (PBV) e cobre (CUV), bem como com pH básicos (PHV elevado). Este taxon de tendências neutrófilas a basófilas, é muito frequente no habitat imerso e encontra-se geralmente associado a condições de elevada perturbação, bem como a distintos níveis tróficos, como observados em áreas de jusante, o que se encontra de acordo com os resultados obtidos por outros autores.

Próximo da origem, pode observar-se um conjunto de taxa (Fig. 52), sobretudo relacionados com o segundo eixo, nomeadamente, *Conocephalum conicum*, *Fissidens sublineaefolius*, *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense*, *Platyhypnidium riparioides*, *Oxyrrhynchium hians* e *Oxyrrhynchium pumilum*. Estes taxa apresentam afinidades com águas neutras, concentrações elevadas de zinco (ZNV) e baixas de chumbo (PBV). O efeito do cobre (CUV) difere dentro do referido grupo, com concentrações ligeiramente mais elevadas em *Platyhypnidium riparioides* e *Oxyrrhynchium hians*, taxa estes com uma influência maior do primeiro eixo. *P. riparioides* constitui o taxon mais frequente no habitat sub-imerso, encontrando-se em áreas, com distintas características ecológicas e na literatura é frequentemente referido como um taxon sensível à acidez e tolerante a diversos níveis tróficos.

No que respeita aos restantes taxa, a informação relativa às suas afinidades para os parâmetros físico-químicos da água é escassa, uma vez que correspondem a taxa que se desenvolvem preferencialmente nas margens das ribeiras, menos sujeitos a processos de submersão e arrastamento. Os dados relativamente ao endemismo da Macaronésia *F. sublineaefolius* são reduzidos, sendo de salientar o contributo do presente trabalho, no sentido de definir as afinidades ecológicas e sua relação com os diversos parâmetros físico-químicos da água.

Referem-se ainda dois taxa, *Bryum pseudotriquetrum* e *Fissidens asplenioides* relacionados positivamente, com o primeiro eixo (Fig. 52), ainda que não muito fortemente, tendendo portanto, para águas neutras a ligeiramente ácidas. No que respeita à relação com o segundo eixo, verifica-se uma relação positiva de *B. pseudotriquetrum*, tendendo para valores baixos de sódio (NAV), zinco (ZNV) e chumbo (PBV) e mais elevados de cobre (CUV). Salienta-se

uma relação muito fraca entre *Fissidens asplenioides* e o segundo eixo.

A análise da Partição da Variância para variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água no Verão e no Inverno permitiu observar que as contribuições isoladas dos tipos de variáveis apresentaram valores próximos (Tab. 33). Assim, as variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água amostrados no período de Verão e Inverno apresentaram uma contribuição isolada de 8.6 e 9.5, respectivamente, sendo, desta forma, igualmente importantes na explicação da estrutura das comunidades.

Tabela 33. Resumo da análise de Partição da Variância efectuada ao conjunto de variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água, amostradas no período de Verão e Inverno. Os valores de p indicam o significado estatístico da contribuição isolada.

	Variáveis significativas	Variância explicada (%)	Contribuição isolada (%)	p
Verão	PHV, CUV, PBV, NAV, ZNV	20.27	8.63	0.002
Inverno	CNDI, CL ₂ I, NH ₄ I, NAI, CAI, MGI	21.17	9.52	0.002

Salienta-se a elevada percentagem de variação não explicada, bem como os valores obtidos para a explicação partilhada pelo conjunto das variáveis, que revelou um valor mais elevado do que o obtido para a contribuição isolada de cada conjunto de variáveis (Fig. 53).

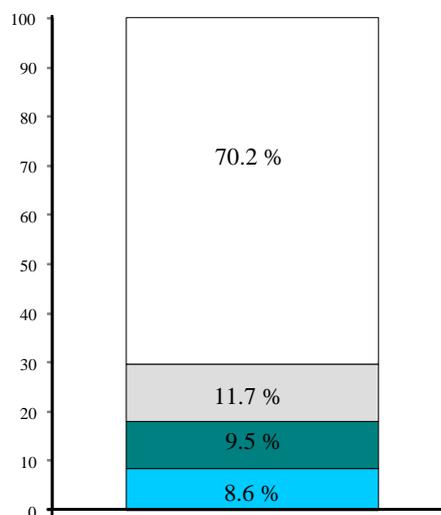


Figura 53. Partição da Variância dos briófitos presentes no habitat imerso. Contribuição isolada para os tipos de variáveis relativas aos parâmetros físico-químicos da água, no período de Verão (●), de Inverno (●), partilhada por todas as variáveis (●) e por explicar (○).

Estes resultados encontram-se de acordo com os obtidos no item 3.1.1.2, no entanto, verificou-se uma elevada percentagem de variância não explicada superior, o que se deve à não utilização de outro tipo de variáveis, nomeadamente as relativas à estrutura da ribeira, vegetação envolvente e climáticas. Da mesma forma obtiveram-se valores consideráveis de explicação conjunta da totalidade dos tipos de variáveis.

4.1.5.2. Determinação de indicadores de parâmetros físico-químicos da água

Efectuaram-se análises IndVal aos principais parâmetros físico-químicos da água, tendo sido possível obter taxa indicadores, para 26 parâmetros, ou seja, com valor de indicação superior a 20 e $p < 0.05$ (Tab. 34).

Da totalidade dos 16 taxa analisados, apenas dois não revelaram Valores de Indicação elevados e significativos, para os parâmetros testados, nomeadamente *Conocephalum conicum* e *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense* (Tab. 34). Nenhum taxa apresentou um valor de indicação máximo, de 100%, ou seja, não se observou nenhum taxa com ocorrência exclusiva e total num determinado grupo. No entanto, obtiveram-se valores significativos de indicação, superiores a 50, para: *Scapania undulata*, em águas com pH baixos (PHV) e concentrações de magnésio baixas (MGV), ambos no Verão; *Fissidens sublineaeifolius* em concentrações de potássio elevadas (KI) e de cobre detectado (CUI), ambos no Inverno; e *Leptodictyum riparium* em concentrações de zinco elevadas (ZNI e ZNV), tanto no Inverno como no Verão.

Destaca-se a concentração de cálcio (CAV) e fosfatos (PO_4V), nas águas, no Verão e de amónia no Inverno (NH_4I), como parâmetros com maior número de indicadores, nomeadamente com quatro indicadores cada um (Tab. 34).

Brachythecium rivulare apresentou Valores de Indicação significativos e superiores a 20, para nove parâmetros, nomeadamente valores baixos de concentração de cálcio, no Inverno (CAI), de cloretos, no Verão (CLV), de ferro, no Verão (FEV), de sódio, no Verão (NAV), de amónia, no Verão e Inverno (MH_4I e NH_4V). Revelou ainda afinidades com concentrações mais elevadas de chumbo (PBI) e fosfatos (PO_4I), ambos no Inverno e finalmente concentração média de cálcio no Verão (CAV) (Tab. 34).

Bryum pseudotriquetrum desenvolve-se preferencialmente em águas com as concentrações mais elevadas de cobre no Inverno (CUI), para o qual apresenta um valor indicador de 23.3 (Tab. 34).

Chiloscyphus polyanthos está associado a seis parâmetros, nomeadamente, concentrações intermédias de cálcio no Verão (CAV), valores mais elevados de amónia no Inverno e Verão (NH_4I e NH_4V), pH ácidos no Inverno (PHI) e de baixas concentrações de fosfatos no Verão (PO_4V) e finalmente baixas temperaturas da água no Verão (TMPV) (Tab. 34).

Fissidens asplenioides encontra-se associado a concentrações baixas de cálcio no Verão (CAV) bem como às concentrações mais elevadas de zinco no Inverno (ZNI), parâmetros para os quais é considerado um taxa indicador (Tab. 34).

Fissidens sublineaefolius está relacionado com oito parâmetros, nomeadamente das concentrações mais elevadas de cloretos, no Verão (CLV), de cobre, no Inverno (CUI), de potássio, no Inverno e Verão (KI e KV), de sódio, no Inverno e Verão (NAI e NAV) e por outro lado, concentrações muito baixas de nitratos, no Verão (NO_3V) e de chumbo, no Inverno (PBI) (Tab. 34).

Hygroamblystegium fluviatile está significativamente relacionado, com concentrações intermédias de potássio no Verão (KV) e com os níveis mais elevados de magnésio, no Inverno (MGI), de oxigénio, no Verão (OXIV), de chumbo, no Inverno (PBI) e finalmente de fosfatos, no Verão (PO_4V) (Tab. 34).

Leptodictyum riparium encontra-se associado, ou seja, é indicador dos valores mais elevados de condutividade, no Verão (CNV), bem como das concentrações mais elevadas de cobre, no Inverno (CUI), de fosfatos, no Verão (PO_4V), de zinco, no Inverno e Verão (ZNI e ZNV) e ainda de concentrações intermédias de potássio, no Verão (KV) (Tab. 34).

Oxyrrhynchium hians apresentou Valores de Indicação significativos apenas para as concentrações mais elevadas de ferro no Inverno (FEI), tal como *Oxyrrhynchium pumilum*, neste caso apenas indicador de temperaturas baixas das águas, no Inverno (TMPI) (Tab. 34).

Pellia epiphylla é uma espécie que se encontra associado a quatro parâmetros, nomeadamente, concentrações baixas de magnésio, no Inverno e no Verão (MGI e MGV) e de fosfatos, no Verão (PO_4V), bem como às concentrações mais elevadas de amónia, no Inverno (NH_4I) (Tab. 34).

Platyhypnidium riparioides pode considerar-se um taxon neutrófilo, sendo indicador de pH neutro no Verão (PHV) bem como de baixas concentrações de cobre no Verão (CUV). Por

outro lado, *Riccardia chamaedryfolia* constitui um taxon acidófilo, sendo indicador de valores baixos de pH no Verão (PHV) (Tab. 34).

Scapania undulata destaca-se claramente como taxa acidófilo e oligotrófico, sendo indicador de pH ácidos, no Inverno e Verão (PHI e PHV), bem como de baixa condutividade (CNDV) e temperatura da água no Verão e Inverno, respectivamente. Está também significativamente relacionado com um baixo nível de oxigénio na água (OXIV), no Verão e com concentrações baixas de cálcio, no Verão (CAV), de magnésio, no Inverno e Verão (MGI e MGV), de sódio, no Verão (NAV), de fosfatos, no Inverno (PO₄I) e por outro lado com os níveis mais elevados de amónia, no Inverno (NH₄I) (Tab. 34).

Finalmente, tal como *S. undulata*, *Thamnobryum alopecurum* encontra-se significativamente relacionado com a baixa concentração de magnésio no Verão (MGV) (Tab. 34).

A análise efectuada permite, não só determinar as tendências de cada taxon relativamente à parâmetros físico-químicos da água, como também de grupos de espécies. Assim, *Chiloscyphus polyanthos*, *Pellia epiphylla*, *Riccardia chamaedryfolia* e *Scapania undulata* apresentam tendências claras para águas ácidas (PHI, PHV), e frias (TMPI e TMPI), com condutividades baixas, especialmente no Verão (CNDV), e ocorrem nas concentrações mais elevadas de amónia (NH₄I, NH₄V) e nas mais baixas de magnésio (MGI, MGV), de fosfatos (PO₄V) e de oxigénio (OXIV), ambos no Verão (Tab. 34).

Estes resultados, permitem avaliar as principais tendências físico-químicas das águas, no campo e/ou no laboratório apenas pela identificação dos taxa aquáticos. No caso particular da Ilha da Madeira, refere-se o estudo efectuada com macroinvertebrados por Hughes (2003) que permitiu calcular um índice biótico, utilizando os referidos organismos, para avaliação da qualidade da água. Uma comparação dos resultados do presente trabalho relativamente ao de Hughes (2003) será efectuada posteriormente, no seguinte item, ou seja, reforçando a importância da integração de informações provenientes de distintos grupos de organismos, como tem vindo a ser demonstrado de grande importância na contribuição para a definição de estratégias a considerar a conservação e gestão das áreas naturais bem como sujeitas a influência antropogénica (Ormerod *et al.* 1994, Biggs *et al.* 2001, Paavola *et al.* 2006, Heino *et al.* 2009).

Tabela 34. Resumo da Análise de IndVal, efectuada para cada classe de valores considerados, em cada um dos parâmetros de caracterização físico-química da água. Apenas os parâmetros com taxa indicadores são apresentados. Para cada taxa apresenta-se a frequência relativa para as classes estudadas, bem como o valor indicador e de p, obtido na análise. A negrito, destacaram-se os taxa com valor indicador, ou seja, vi > 20 e p < 0.05. Abreviaturas das variáveis de acordo com a Tab. 6.

	<i>Brachythecium rivulare</i>	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	<i>Chloocyphus polyambus</i>	<i>Conocephalum contum</i>	<i>Fissidens aspidoides</i>	<i>Fissidens subnecaeifolius</i>	<i>Hygroamblystegium flavivale</i>	<i>Lepidozium riparium</i>	<i>Oxyrrhynchium hauss</i>	<i>Oxyrrhynchium panham</i>	<i>Pellia epiphylla</i>	<i>Plagiomium undulatum</i> var. <i>madreense</i>	<i>Platyhypnidium ripariales</i>	<i>Riccardia chamaedryfolia</i>	<i>Scapania undulata</i>	<i>Thamnobryum alpestrinum</i>
CAI (mg/l)	<2 37 (vi:30.2)	16	11	16	42	5	21	11	5	16	21	11	37	11	42	16
	2-4 26	9	6	6	46	14	9	11	9	11	9	9	66	11	11	11
	>4 17	11	11	-	56	6	17	-	11	6	56	-	-	-	-	-
CAV (mg/l)	<2 48 (vi:42.3)	29	14	29 (vi:22.4)	14	-	-	14	-	-	29	-	-	14	71 (vi:37.8)	29
	2-4 20	7	7	2	57	11	16	16	9	9	9	5	68	5	-	7
	>4 20	13	22	9	39	13	4	4	9	13	17	17	57	4	26	13
CEV (mg/l)	10-15 19	16	6	9	41	9	22	6	6	9	13	3	44	16	19	13
	>15 12	-	6	12	71 (vi:41.2)	6	6	6	12	6	6	6	76	-	-	-
CNDV (µS/cm)	<100 26	18	12	15	47	9	6	6	9	15	18	15	47	18	35 (vi:35.3)	18
	100-200 29	6	3	-	50	12	15	15	6	6	9	3	68	-	-	3
	>200 -	-	25	25	-	-	50 (vi:41.7)	25	-	-	-	-	25	-	-	-
CUI (mg/l)	0 24	7	19	5	41	7	7	7	10	12	12	10	60	9	17	12
	>0 36	29 (vi:23.3)	-	7	14	71 (vi:51.5)	21	36 (vi:24.4)	-	-	14	-	36	7	14	-
CUV (mg/l)	0 20	9	16	7	41	11	14	14	7	9	9	7	66 (vi:46.3)	9	18	9
	>0 36	14	14	11	57	7	7	11	11	11	18	11	39	7	14	11
	<0.05 31	15	10	8	52	10	17	17	4	8	15	8	56	6	19	4
	0.05-0.1 12	6	24	6	35	-	-	-	12	18	12	6	53	18	18	29
	>0.1 29	-	29	14	43	29	14	29 (vi:23.2)	-	-	-	14	57	-	-	-
FEV (mg/l)	<0.05 43 (vi:41.9)	10	14	5	55	17	12	12	7	10	10	10	62	5	12	7
	0.05-0.1 5	10	25	15	35	-	15	15	10	5	15	10	35	10	25	15
	>0.1 -	20	-	10	40	-	10	10	10	20	20	-	70	20	20	10
KI (mg/l)	<0.7 24	13	20	6	7	35	7	13	11	9	11	7	50	9	22	13
	>0.7 33	6	-	17	6	83 (vi:67.6)	17	11	-	11	17	11	72	6	-	-
	<0.7 32	16	16	3	8	38	8	8	8	11	11	8	43	5	27	14
	0.7-1 18	6	12	12	6	47	24 (vi:20)	35 (vi:31.8)	-	6	18	12	65	12	12	6
	>1 22	6	17	17	6	67 (vi:46.7)	-	-	17	11	11	6	72	11	-	6

Tabela 34 (cont.).

	<i>Brachythecium rutulare</i>	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	<i>Chloocyphus polyantus</i>	<i>Conoclethium contortum</i>	<i>Fissidens aspidioides</i>	<i>Fissidens sublinearefolius</i>	<i>Hypnum hygnum</i>	<i>Lepidozium papirianum</i>	<i>Oxyrrhynchium hians</i>	<i>Oxyrrhynchium pumilum</i>	<i>Pellia epiphylla</i>	<i>Plagiogonium andrianum</i> var. <i>madeirense</i>	<i>Platyhypnidium riparioides</i>	<i>Riccardia chamaecryfolia</i>	<i>Scapania andriana</i>	<i>Thuidium altoparicum</i>
	<2.2	25	30	-	5	40	5	5	10	15	25 (vi:21.6)	10	50	10	45 (vi:38.2)	10
MGI (mg/l)	2.2-3.7	13	10	10	6	42	3	16	6	10	10	6	55	13	10	16
	>3.7	33	10	14	10	62	24 (vi:21.8)	14	10	5	5	10	62	-	-	-
	<2.2	17	25	-	8	17	-	8	8	17	33 (vi:23.3)	17	8	8	75 (vi:67.2)	25 (vi:21.2)
MGV (mg/l)	2.2-3.7	37	11	15	15	52	11	4	7	11	7	11	70	15	11	11
	>3.7	21	6	6	0	55	12	21	9	6	9	3	61	3	-	3
	<5	33	19	26	4	37	15	11	11	7	7	11	52	4	30	15
NAI (mg/l)	5-7	18	14	5	9	36	-	5	9	14	23	5	68	9	9	9
	>7	26	-	13	17	70 (vi:46.2)	13	22	4	9	9	9	48	13	9	4
	<5	43 (vi:35.2)	21	43	7	36	14	7	14	14	14	21	43	-	50 (vi:39.5)	7
NAV (mg/l)	5-10	29	12	-	12	38	6	12	6	9	12	3	65	9	9	12
	>10	13	4	21	8	-	67 (vi:36)	17	8	8	13	8	50	13	8	8
	<0.05	39 (vi:36.4)	9	7	7	43	15	15	7	9	4	4	67	4	11	4
NH₄I (mg/l)	>0.05	4	15	31 (vi:28.3)	12	54	-	8	12	12	27 (vi:26.1)	15	35	15	27 (vi:23)	19
	<0.05	40 (vi:36.9)	7	9	9	49	14	19	9	12	12	12	63	5	12	7
NH₄V (mg/l)	>0.05	7	17	24 (vi:20.6)	7	45	3	3	7	7	14	3	45	14	24	14
	<1	26	10	17	9	7	12	12	9	10	16	10	53	10	19	12
NO₃V (mg/l)	>1	29	14	7	7	21	-	14	7	7	-	-	64	-	7	-
	<9	20	20	5	10	30	-	5	-	-	15	5	35	20	45 (vi:31.4)	20
OXIV (mg/l)	9-10.5	20	9	14	11	43	9	9	14	11	11	9	63	3	9	6
	>10.5	47	6	12	6	76	24 (vi:20.3)	29	6	18	12	12	65	6	-	6
	0	22	15	13	7	5	4	15	5	11	15	7	55	7	15	11
PHI (mg/l)	>0	41 (vi:35.1)	-	24	12	29	29 (vi:28.4)	6	18	6	6	12	59	12	24	6
	<7	33	19	33 (vi:28.4)	5	29	14	10	10	10	24	19	29	14	57 (vi:28.4)	19
PHI	7-7.5	20	9	7	7	52	5	11	7	11	7	2	70	7	-	7
	>7.5	43	-	14	29	71	29	29	14	-	14	14	43	-	-	-
	<7	14	21	21	7	14	-	7	-	-	21	7	-	21 (vi:21)	79 (vi:78.3)	21
PHV	7-7.5	39	17	26	13	65	9	4	13	22	13	17	74 (vi:44.1)	13	4	13
	>7.5	23	3	6	6	49	14	20	9	6	9	3	66	-	-	3

Tabela 34 (cont.).

	<i>Brachydictum</i> <i>ritudare</i>	<i>Bryum</i> <i>pseudonigrum</i>	<i>Chiloscyphus</i> <i>polyanthos</i>	<i>Conocephalum</i> <i>conicum</i>	<i>Fissidens</i> <i>asplenoides</i>	<i>Fissidens</i> <i>sublinearefolius</i>	<i>Hygroamblystegium</i> <i>fluviale</i>	<i>Lepidodictyon</i> <i>riparium</i>	<i>Oxypetalum</i> <i>lians</i>	<i>Oxypetalum</i> <i>pumilum</i>	<i>Peltia epiphylla</i> <i>indulgam</i> var. <i>madrense</i>	<i>Plagiomnium</i> <i>riparioides</i>	<i>Riccardia</i> <i>chamedryfolia</i>	<i>Scapania</i> <i>undulata</i>	<i>Thamnobryum</i> <i>atopsectrum</i>	
POI	13	15	15	11	7	43	4	7	9	7	13	7	11	24 (vi:23.7)	11	
(mg/l)	0.05-2.5	50 (vi:30.7)	4	4	8	54	19	23	8	15	12	12	4	4	8	
POV	6	16	29 (vi:24.4)	10	6	52	-	10	13	10	23 (vi:21.4)	13	13	23	16	
(mg/l)	0.05-2.5	35	3	10	6	45	6	6	3	13	6	3	65	6	6	
	>2.5	60	10	-	10	40	50 (vi:48.8)	40 (vi:28.3)	10	-	-	10	40	-	20	
	<10	22	35 (vi:26.1)	4	13	39	13	9	9	9	22	17	43	13	43	
TMPI (°C)	10-12	27	9	14	9	45	-	9	14	18	9	5	59	14	9	14
	>12	30	4	7	-	56	15	19	4	4	7	4	63	-	-	-
	<12	40	10	15	15	45	10	5	15	25 (vi:21.4)	15	20	45	10	30 (vi:39.2)	15
TMPV (°C)	12-13	21	13	8	5	49	13	21	5	5	15	5	51	10	15	10
	>13	23	8	-	-	46	-	-	8	-	-	-	85	-	-	-
	<0.1	30	15	17	7	46	13	9	13	13	17	11	57	4	20	7
ZNI (mg/l)	0.1-0.3	23	5	14	5	50	5	9	-	5	5	5	59	18	14	18
	>0.3	-	-	25	25 (vi:20.5)	50	-	75 (vi:64)	-	-	-	-	25	-	-	-
	<0.1	35	21	12	9	38	6	6	3	6	12	3	56	9	26	6
ZNV (mg/l)	0.1-0.3	23	3	23	7	53	17	10	17	17	17	17	57	10	10	17
	>0.3	-	-	13	13	63	-	50 (vi:40.4)	-	-	-	-	50	-	-	-

4.2. Análise das tendências fitogeográficas da brioflora ripícola

4.2.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira

Como resultado da classificação de cada taxon, de acordo com as suas tendências fitogeográficas, obteve-se um total de sete categorias, representadas pelos taxa boreais, mediterrânicos *s.l.*, oceânicos *s.l.*, oceano-mediterrânicos *s.l.*, subártico-subalpino, sub-cosmopolitas e temperados (Tab. 35). Os endemismos da Madeira e Macaronésia foram igualmente considerados e incluídos na categoria dos oceânicos.

Tabela 35. Riqueza florística de cada categoria de tendência fitogeográfica e endemismos (da Macaronésia e da Madeira, incluídos na categoria de oceânicos), determinados no presente estudo.

	Habitat imerso	Habitat sub-imerso
Endemismos da Madeira	1	1
Endemismos da Macaronésia	2	13
Boreais	6	19
Mediterrânicos <i>s.l.</i>	3	10
Oceânicos <i>s.l.</i>	19	60
Oceano-mediterrânicos <i>s.l.</i>	10	47
Subártico-subalpino	-	1
Sub-cosmopolita	-	1
Temperados	13	40

No presente estudo foram determinados 15 taxa endémicos (14 endemismos da Macaronésia e 1 endemismo da Madeira) no habitat sub-imerso e apenas três no habitat imerso (2 endemismos da Macaronésia e 1 endemismo da Madeira) (Tab. 35, Tab. 36), representando 33% e 6%, respectivamente, em relação ao total de endemismos para a brioflora da Madeira.

A frequência de endemismos foi, de uma forma geral, reduzida, com excepção do *Fissidens sublineaefolius*, que ocorre em ambos os habitats, com uma frequência superior a 46% dos locais, e de *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense*, com uma frequência superior a 25 % no habitat sub-imerso (Tab. 36).

Tabela 36. Lista de endemismos e respectivas frequências (nº de locais em que o taxa ocorre / nº total de locais amostrados), para o habitat imerso e sub-imerso. ¹ Endemismo da Macaronésia, ² Endemismo da Madeira.

	Imerso	Sub-imerso
<u>Hepáticas</u>		
<i>Frullania polysticta</i> ¹	-	1.0
<i>Heteroscyphus denticulatus</i> ¹	-	1.0
<i>Plagiochila maderensis</i> ¹	-	13.5
<u>Musgos</u>		
<i>Amphidium tortuosum</i> ¹	-	3.1
<i>Andoa berthelotiana</i> ¹	-	8.3
<i>Brachymenium notarisii</i> ¹	-	1.0
<i>Brachythecium rutabulum</i> var. <i>atlanticum</i> ²	-	3.1
<i>Fissidens coacervatus</i> ¹	-	6.3
<i>Fissidens luisieri</i> ¹	-	4.2
<i>Fissidens sublineaefolius</i> ¹	46.6	65.6
<i>Isothecium prolixum</i> ¹	-	6.3
<i>Myurium hochstetteri</i> ¹	-	1.0
<i>Pelekium atlanticum</i> ¹	-	15.6
<i>Plagiomnium undulatum</i> var. <i>madeirense</i> ¹	8.2	26.0
<i>Rhynchostegiella macilenta</i> ¹	2.7	7.3

No que respeita a tendências fitogeográficas, verificou-se que para o habitat sub-imerso, os taxa oceânicos foram os mais representados (60 taxa), seguidos pelos oceano-mediterrânicos (47 taxa) e temperados (40 taxa), representando 34%, 26% e 23% da totalidade dos taxa identificados, respectivamente (Tab. 35). Os taxa de tendências boreais e mediterrânicas também foram observados, sendo representados por 19 e 10 taxa, respectivamente. Determinou-se ainda um taxa com subártico-subalpino, *Hygrobrella laxifolia* e um sub-cosmopolita, *Sciuro-hypnum plumosum*.

No habitat imerso os taxa de tendência oceânica também foram os mais representados (19 taxa), seguidos pelos taxa temperados (13 taxa), e oceano-mediterrânicos (10 taxa), constituindo 37%, 26% e 20% da totalidade dos taxa imersos determinados (Tab. 35). Finalmente, referem-se os taxa com tendências boreais (6 taxa) e mediterrânicas (3 taxa).

As tendências fitogeográficas gerais para os briófitos ripícolas, considerando o habitat sub-imerso e imerso, encontram-se de acordo com as tendências observadas para a totalidade da brioflora da Madeira (Sérgio *et al.* 2008). Assim, os referidos autores apontam os taxa de tendência oceânica como dominantes, representando 36% da totalidade dos elementos fitogeográficos considerados no arquipélago da Madeira, seguidos pelos oceano-mediterrânicos, temperados, boreais, mediterrânicos, sub-alpinos e tropicais. De facto, aliada à grande diversidade de habitats e espécies, a Madeira apresenta uma brioflora muito diversificada em termos de tendências fitogeográficas, como resultado sobretudo da origem e localização geográfica da Ilha, a que se encontra associada a origem e evolução da flora (Sérgio 1984, Tan & Pócs 2000, Sim-Sim *et al.* 2004a, Sérgio *et al.* 2008, Stech *et al.* 2008).

Nas Fig. 56 e Fig. 57 apresentam-se o número de endemismos (Macaronésia e Madeira), por área, em cada uma das ribeiras, no habitat sub-imerso e imerso, respectivamente. Apesar do número de endemismos não ser muito elevado, verificou-se que nas zonas a jusante, o número é inferior e reduzido, ou mesmo ausente, no que respeita ao habitat sub-imerso (Fig. 54, Fig. 56A) e imerso (Fig. 55, Fig. 56A). Observou-se, adicionalmente, um gradiente decrescente no número médio de endemismos das áreas a montante para jusante, apenas no habitat sub-imerso (Fig. 58A). Verificou-se igualmente uma maior incidência de endemismos na encosta Norte, tanto no habitat sub-imerso (Fig. 54, Fig. 56A), como no habitat imerso (Fig. 55, Fig. 56A).

Os resultados obtidos relativamente ao efeito do habitat, posição na ribeira e exposição na Ilha (Fig. 54, Tab. 37), revelaram respostas distintas no que se refere às categorias de tendências fitogeográficas consideradas. No que respeita à riqueza florística, por área, dentro de cada categoria de afinidade geográfica, observou-se um efeito significativo do habitat, para todas as categorias analisadas, bem como para os endemismos (Fig. 54, Tab. 37), ou seja, o habitat sub-imerso com a riqueza florística significativamente superior à do habitat imerso. Assim, o habitat sub-imerso inclui uma riqueza florística muito superior ao habitat imerso, e inclui, da mesma forma um número superior de taxa de tendências fitogeográficas distintas, bem como endemismos. As possíveis explicações para esta diferença entre os dois tipos de habitats relativamente à riqueza florística é discutido na análise dos padrões de diversidade (item 4.1.1.1), e pode encontrar-se relacionado com a elevada perturbação a que os taxa do habitat imerso se encontram sujeitos, em relação aos quais necessitam de desenvolver adaptações a nível fisiológico e morfológico.

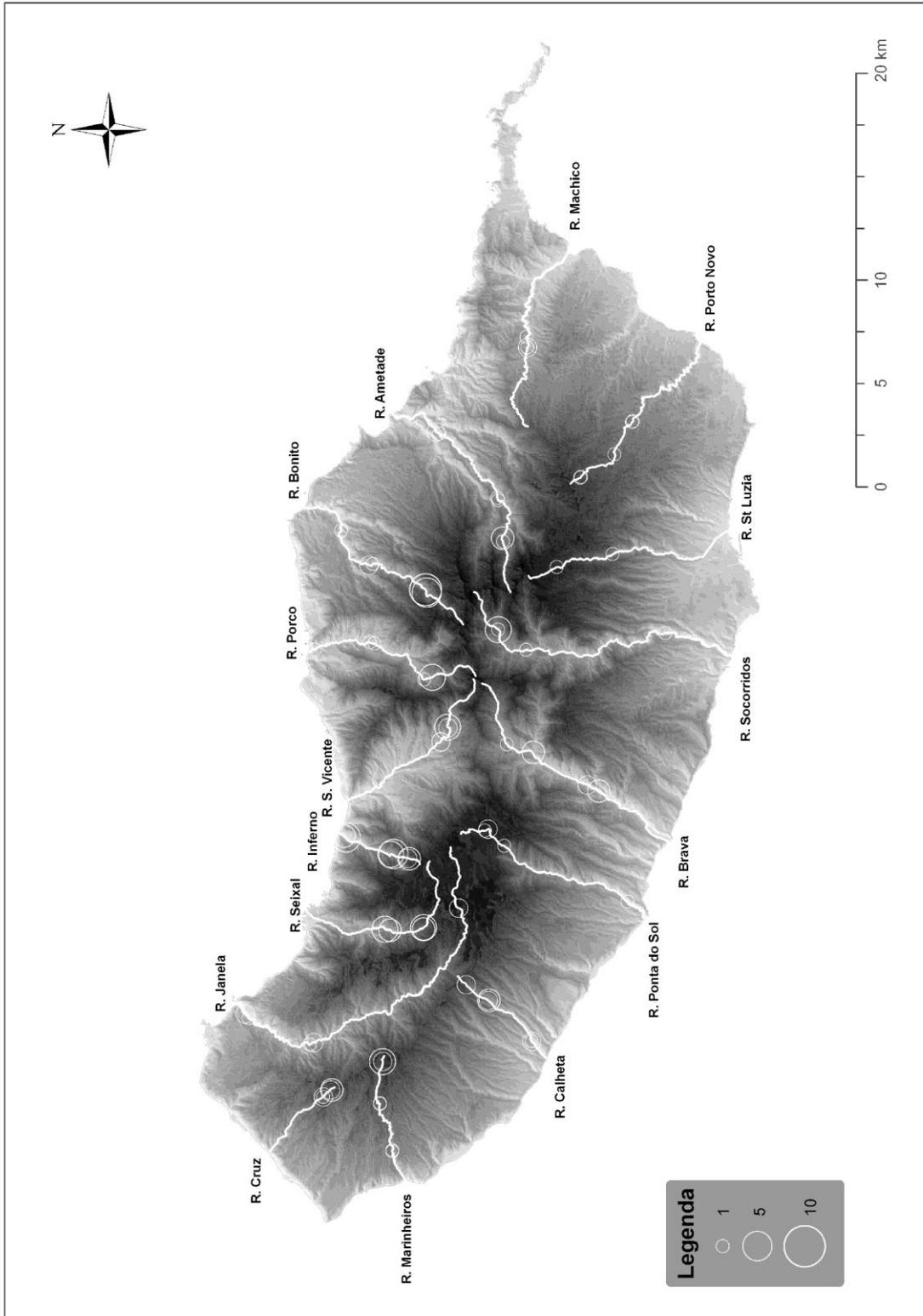


Figura 54. Riqueza florística de taxa endêmicos, em cada área de cada ribeira estudada, no habitat sub-imerso.

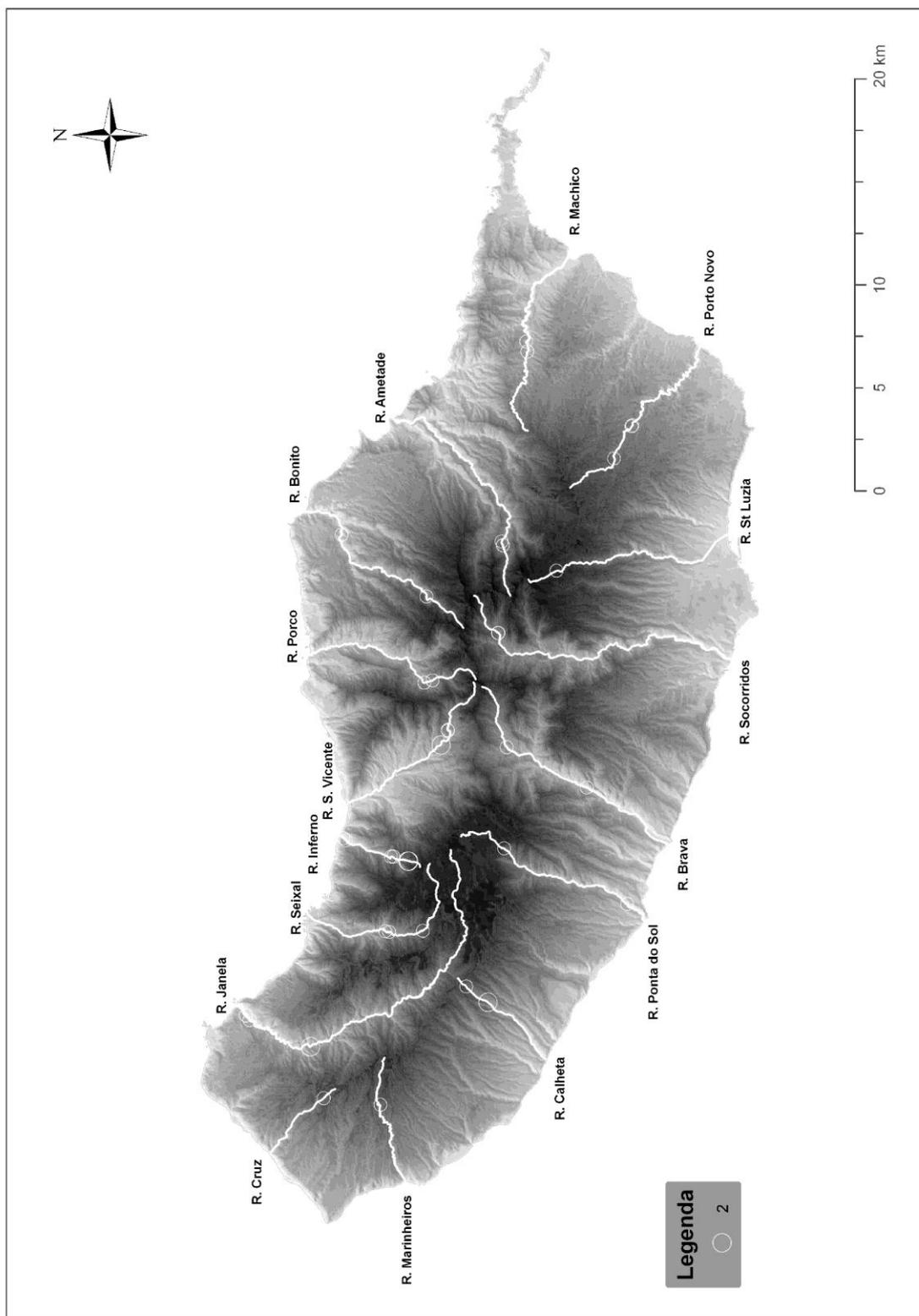


Figura 55. Riqueza florística de taxa endémicas, em cada área de cada ribeira estudada, no habitat imerso.

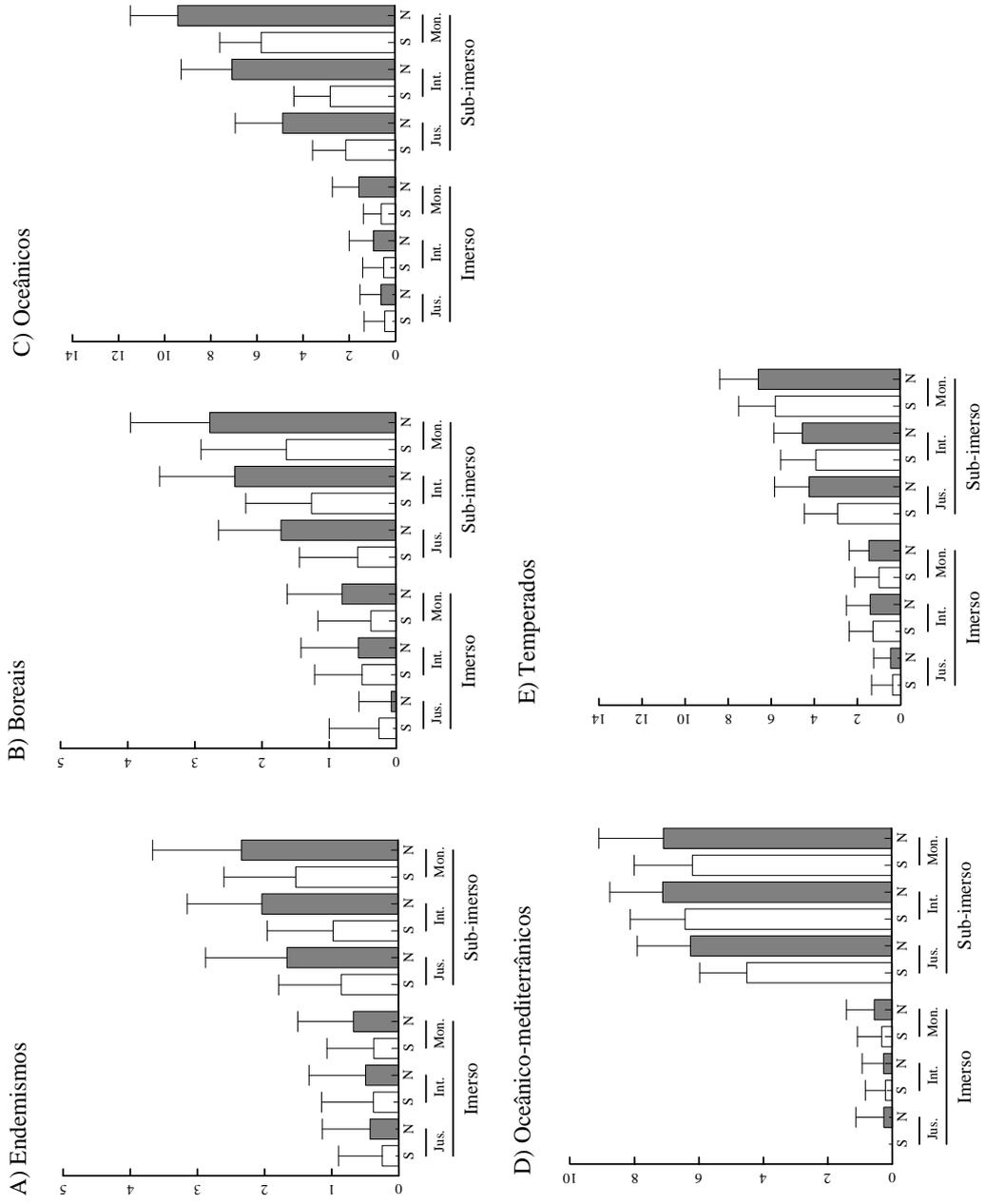


Figura 56. Riqueza florística média e erro padrão associado, por habitat (imerso e sub-imerso), secção (Mon: montante; Int.: intermédio; Jus.: jusante) e exposição na Ilha da Madeira (S: vertente Sul; N: vertente Norte). Número de taxa endémicos (Madeira e Macaronésia) (A), boreais (B), oceânicos (C), temperados (D) e oceano-mediterrânicos (E).

Tabela 37. Resumo da Análise de Variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat (H; imerso vs. sub-imerso), posição (P; montante vs. intermédio vs. jusante), exposição (E; vertente norte da Ilha vs. vertente sul), bem como as suas interações relativamente ao número total endemismos, e categorias de tendências fitogeográficas (boreais, temperados, oceânicos e oceano-mediterrânicos). F: valor de F; numGL: Graus de Liberdade do numerador; denGL: Graus de Liberdade do denominador. *: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$, ***: $p \leq 0.001$.

	numGL	denGL	Valor de F				
			Endemismos	Boreais	Oceânicos	Oceano-mediterrânicos	Temperados
Habitat (H)	1	90	107.22 ***	152.7 ***	295.2 ***	826.63 ***	220.75 ***
Posição (P)	2	28	1.35	6.56 **	6.86 **	4.27 **	19.27 ***
Exposição (E)	1	14	5.29 *	6 *	9.05 **	2.87	3.69
P x H	2	90	0.75	1.12	5.45 **	0.7	3.32 *
P x E	2	28	0.06	1.53	0.14	0.35	0.27
H x E	1	90	2.68	19.88 ***	8.69 **	0.3	0.16
P x H x E	2	90	1.3	2.94	1.48	0.23	0.71

Verificou-se também um decréscimo significativo da riqueza florística, das zonas a montante para as zonas a jusante, para todas as categorias estudadas (Fig. 54, Tab. 37), com excepção dos endemismos. Da mesma forma que observado no caso do efeito do habitat, a riqueza florística de cada categoria de tendência fitogeográfica revela o mesmo padrão que o número total de taxa. Este padrão pode ser explicado pela ocorrência de um conjunto de gradientes associados ao gradiente longitudinal da ribeira (de montante para jusante), nomeadamente forte gradiente altitudinal (associado a condições climáticas) e de perturbação como resultado do aumento da dimensão das secções, com consequente aumento do volume de caudal, velocidade da água e condutividade. É também nas áreas localizadas a menores altitudes, próximo das áreas de jusante que a pressão antropogénica aumenta, uma vez que correspondem às áreas onde os aglomerados populacionais se concentram. No caso particular dos briófitos endémicos o efeito da posição não foi significativo, ainda que na Fig. 56A seja possível visualizar um decréscimo do número médio de taxa de montante para jusante, com excepção da vertente sul do habitat imerso. De facto, a ocorrência de taxa endémicos muito frequentes, como é o caso de *F. sublineaefolius*, não permite a identificação de um padrão relativo a determinados factores.

A vertente Norte da Ilha apresentou um número significativamente superior de taxa, comparativamente à vertente Sul da Ilha, para os taxa boreais (Fig. 56B, Tab. 37) e oceânicos (Fig. 56C, Tab. 37), mas não para os oceano-mediterrânicos (Fig. 56D, Tab. 37) e temperados (Fig. 56E, Tab. 37). No caso do número de endemismos, esse efeito também foi significativo. Refere-se, a determinação de uma interacção significativa entre a posição e o habitat, para os taxa de tendência temperada e oceânica, e entre o habitat e a exposição, no caso dos taxa boreais e oceânicos (Tab. 37). A ocorrência preferencial de taxa oceânicos e boreais na vertente Norte da Ilha está relacionada, por um lado com as condições climáticas, que são claramente de maior humidade que na vertente Sul, devido sobretudo à influência da direcção Nordeste dos ventos resultantes do anticiclone dos açores (Santos & Miranda 2006, Prada *et al.* 2009). É também na vertente Norte onde se localiza a floresta da Laurissilva, que cobre a maioria desta vertente da Ilha e onde prevalece um microclima húmido (Fontinha *et al.* 2006, Prada *et al.* 2009). Por seu lado, os taxa temperados e oceânico-mediterrânicos não apresentam uma distribuição preferencial no que respeita à vertente na Ilha, uma vez que se encontram bem adaptados a condições de maior exposição e menor humidade ambiental (Sérgio 1984, Tan & Pócs 2000).

4.2.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades

Neste item discutem-se os padrões de dominância entre as categorias de tendências fitogeográficas consideradas. Para tal, analisaram-se os padrões de dominância e/ou proporcionalidade para cada uma das categorias consideradas, relativamente a cada grupo e subgrupo resultante da Classificação Ascendente Hierárquica (CAH) efectuada a cada um dos habitats estudados (item 4.1.2.2, Fig. 19 e Fig. 25).

4.2.2.1. Habitat sub-imerso

Nesta análise, consideraram-se cinco categorias de tendências fitogeográficas, nomeadamente, boreais, mediterrânicas, oceânicas, oceano-mediterrânicas e temperadas (Tab. 38).

A análise da proporcionalidade entre as distintas tendências fitogeográficas, no que respeita aos grupos obtidos na CAH (Fig. 57), evidencia diferenças claras, entre as mesmas. Assim, observou-se alguma semelhança entre os grupos 1 e 3, claramente distintos do grupo 2. O grupo 2 (Fig. 57), bem como ambos os subgrupos incluídos neste, apresenta uma clara dominância dos taxa com tendências oceano-mediterrânicas, enquanto no grupo 1 e 3 se observou uma maior representatividade dos taxa com tendências oceânicas. Relativamente aos subgrupos pertencentes ao grupo 1 e 3 (Fig. 57) refere-se alguma variabilidade na proporção entre tendências fitogeográficas, que pode ser explicado por diferenças entre conjuntos de áreas em variáveis ambientais características de escalas espaciais mais reduzidas, como analisado e discutido no item 4.1.2.2.1.

Tabela 38. Riqueza florística de cada categoria de tendência fitogeográfica, para cada grupo e subgrupo obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

		Boreais	Mediterrânicos	Oceânicos		Oceano-mediterrânicos	Temperados
				Total	endemismos		
Grupos	I	11	2	34	9	19	21
	II	3	5	3	1	20	10
	III	10	9	57	15	39	40
Subgrupos	1.1	2	-	1	-	5	4
	1.2	2	-	25	7	6	11
	1.3	9	2	23	5	15	12
	2.1	3	5	3	1	20	10
	2.2	4	5	3	1	15	7
	3.1	2	-	2	1	3	4
	3.2	1	1	13	2	14	15
	3.3	6	4	40	10	21	25
	3.4	4	6	20	8	22	19
	3.5	9	8	34	9	32	31
	Total	19	10	60	15	47	40

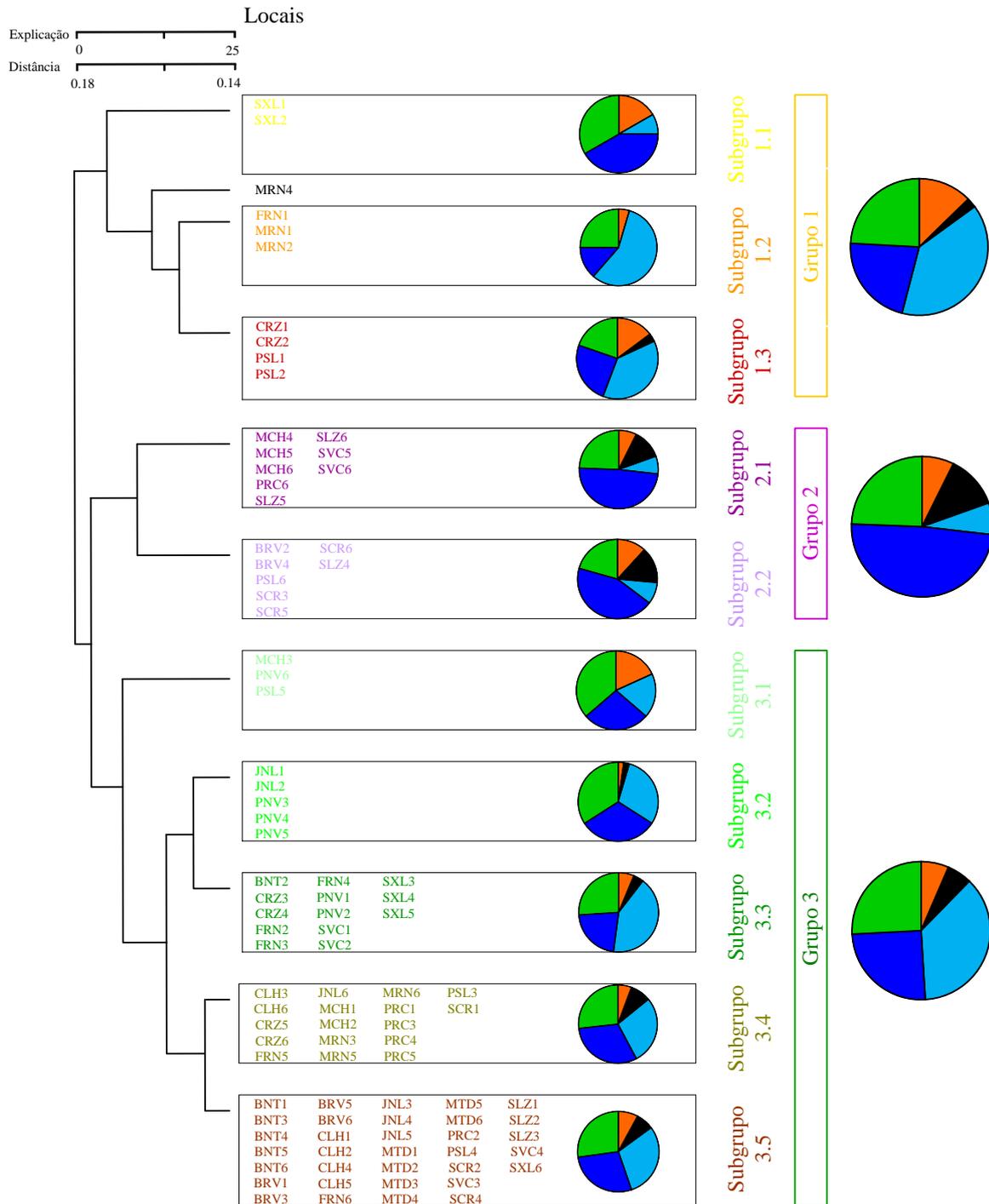


Figura 57. Proporção entre as categorias de tendências fitogeográficas consideradas, nomeadamente, taxa boreais (■), mediterrânicos (■), oceânicos (■), oceano-mediterrânicos (■) e temperados (■), em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

Os taxa oceano-mediterrânicos encontram-se mais representados nas áreas com maior incidência de taxa mediterrânicos (Tab. 38, Fig. 57), nomeadamente em secções de jusante

das ribeiras, localizados em vales abertos, baixas altitudes, elevadas temperaturas, caracterizadas por elevadas dimensões e grande exposição solar (item 4.1.2.2.1, Tab. 16).

Por outro lado, observa-se uma representatividade mais reduzida dos taxa de tendência oceano-mediterrânica e mediterrânica em subgrupos que incluem as áreas localizadas em altitudes consideráveis e com grande coberto vegetal, ou seja, com menor incidência solar (Tab. 38, Fig. 57). Nos referidos subgrupos os taxa de tendências oceânicas e temperadas encontram-se melhor representados, associados a condições climáticas, de elevada humidade, como se verifica na vertente Norte da Ilha, particularmente na floresta da Laurissilva (item 4.1.2.2.1, Tab. 16). Por outro lado, a sua reduzida ocorrência ou mesmo ausência em determinados subgrupos pode está relacionada com a elevada exposição em elevadas altitude, no caso do subgrupo 1.1 bem como à elevada exposição e perturbação das margens, neste caso a baixas altitudes, como é o caso das áreas localizadas no subgrupo 2.1.

4.2.2.2. Habitat imerso

No habitat imerso, observou-se o mesmo conjunto de categorias que no habitat imerso, e a riqueza florística de cada categoria para cada grupo e subgrupo da CAH, efectuada ao habitat imerso, é apresentada na Tab. 39. No que respeita à análise da proporção de cada uma destas categorias, verificou-se que não são muito distintas entre o grupo 1 e 2 (Fig. 58). No entanto, analisando os subgrupos é possível observar diferenças entre eles, ao nível da proporção entre as distintas tendências fitogeográficas. Os referidos subgrupos incluem um número de áreas distinto, e uma riqueza florística mais reduzida que no caso do habitat sub-imerso, o que dificulta a análise dos padrões.

Tabela 39. Riqueza florística de cada categoria de tendência fitogeográfica, para cada grupo e subgrupo obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

		Boreais	Mediterrânicos	Oceânicos		Oceano-mediterrânicos	Temperados
				Total	Endemismos		
Grupos	I	3	1	12	2	6	8
	II	3	3	12	4	7	10
Subgrupos	1.1	2	-	9	1	4	4
	2.1	2	1	2	1	1	4
	2.2	-	-	-	-	-	2
	2.3	2	1	3	3	2	5
	2.4	3	1	7	4	4	6
	2.5	3	-	11	4	5	4
	Total	6	3	19	3	10	13

Refere-se a ocorrência exclusiva de taxa com tendências fitogeográficas temperadas, no subgrupo 2.2 (Fig. 58), que inclui apenas duas taxa (Tab. 39). Adicionalmente, refere-se que os taxa oceânicos constituem a tendência fitogeográfica com número mais elevado de taxa, (Tab. 39). Esta categoria encontra-se bem representada em todos os subgrupos onde ocorre (Fig. 58), excepto no subgrupo 2.2, apresentando uma maior representatividade nos subgrupos 1.1 e 2.5, que embora apresentem distintas características, incluem as áreas de Laurissilva, mais naturais. Estes resultados encontram-se de acordo com os que foram obtidos para o habitat sub-imerso (Fig. 58), ainda que neste último os padrões de dominância fossem ligeiramente mais claros, ou seja, observou-se uma maior tendência para os taxa com tendências oceânicas dominarem áreas caracterizadas por uma elevada humidade, como se verifica na vertente Norte da Ilha, particularmente na floresta da Laurissilva.

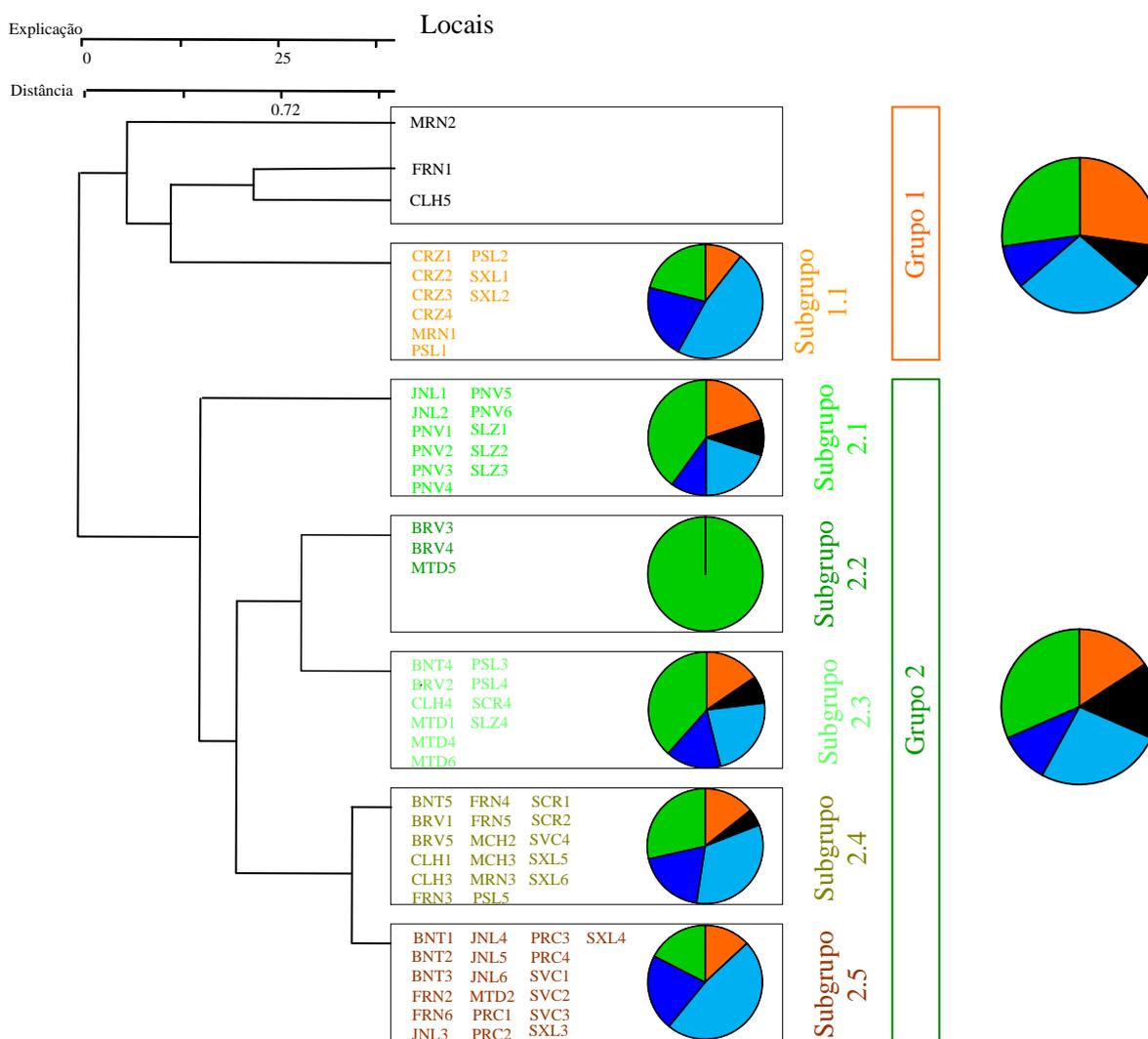


Figura 58. Proporção entre as categorias de tendências fitogeográficas consideradas, nomeadamente, taxa boreais (■), oceânicos (■), oceano-mediterrânicos (■) e temperados (■), em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

4.2.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas tendências fitogeográficas

No presente item incidiu-se numa análise de regressão múltipla com o objectivo de obter modelos explicativos da riqueza florística das principais tendências fitogeográficas.

4.2.3.1. Habitat sub-imerso

Verificou-se que todos os modelos obtidos, que permitem explicar a distribuição da riqueza florística em cada categoria de tendência fitogeográfica, foram significativos ($p < 0.001$), como se refere na Tab. 40.

Considerando os modelos obtidos para cada categoria de afinidade geográfica, obteve-se o valor mais elevado de explicação da variação para os taxa de tendência oceânica ($R^2_{aj.}$: 0.53; Tab. 40, Fig. 59), seguidos dos taxa com tendências boreais (Tab. 40, Fig. 60) e temperadas (Tab. 40, Fig. 60), ambos com $R^2_{aj.}$: 0.36, e finalmente os taxa de tendências oceano-mediterrânicos ($R^2_{aj.}$: 0.31; Tab. 40, Fig. 61). Para os endemismos obteve-se um valor de explicação da variação ($R^2_{aj.}$) de 0.37 (Tab. 40, Fig. 62). Desta forma, a análise das Figs. 59-62 permitiu confirmar que a maiores valores de explicação da variação ($R^2_{aj.}$), correspondem modelos com maior definição e próximos dos valores reais.

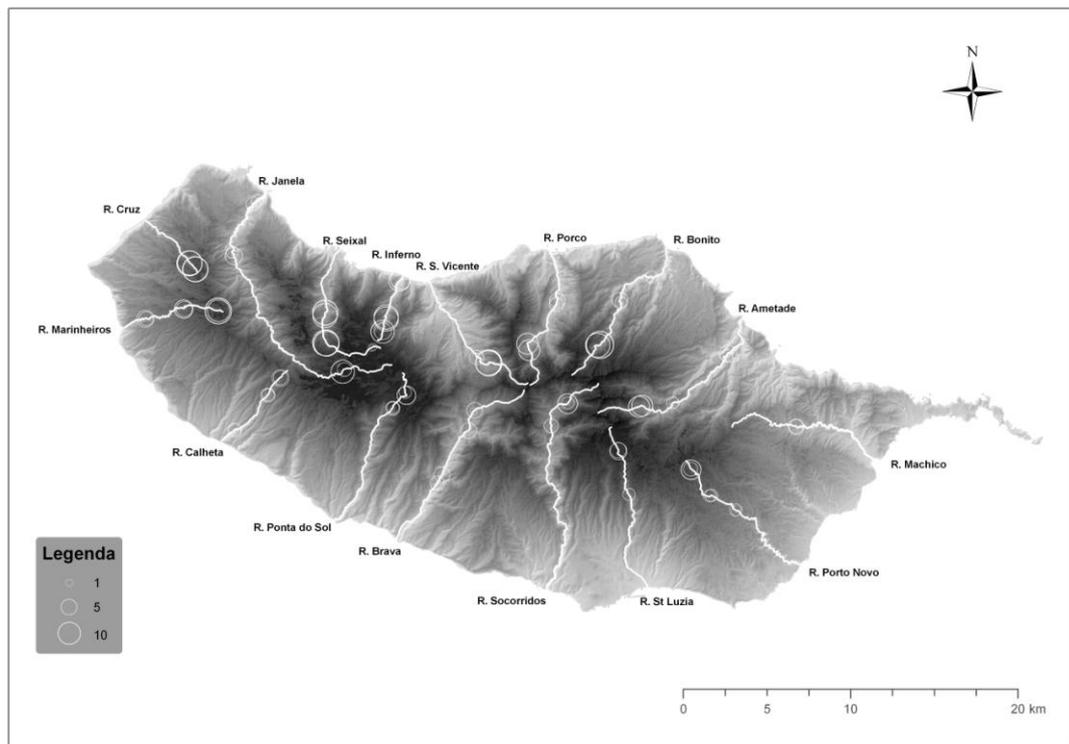
Tabela 40. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa de cada categoria de tendência fitogeográfica, como variável resposta para todos os modelos, efectuada habitat sub-imerso. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo	$R^2_{aj.}$
	(coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	
Endemismos	TMNDJF (0.62,3.88), CNDI (-0.48,-3.34), VEGSAL (-0.42,-3.20), LARMIN (-0.24,-2.25), PO ₄ I (0.21,2.32), OXIV (0.19,2.12)	0.37
Boreais	NAV(-0.46,-4.49), VEGSAL (-0.36,-3.43), VEGURZ (-0.27,-2.7), VALE (-0.23,-2.62)	0.36
Oceânicos	CNDI(-0.42,-3.92), VEGSAL(-0.42,-3.93), VEGURZ(-0.27,-2.92), PO ₄ I(0.191,2.61), PPEDRA (-0.17,-2.22), ESTARB(0.13,1.79), NO ₃ V(-0.13,-1.80)	0.53
Oceano-mediterrânicos	NAV(-0.82,-6.14), TMNDJF(0.58,4.31), CL ₂ I (-0.24,-2.47), PAREIA(0.18,2.01), VALE (-0.16,-1.72)	0.31
Temperados	NAV(-0.40,-3.95), VEGSAL (-0.23,-2.28), CL ₂ I(-0.17,-1.87), PO ₄ I (0.16,2.44)	0.36

O modelo obtido que permite explicar a ocorrência de taxa de tendência oceânica constitui o que apresenta maior explicação (R^2_{aj} : 0.53) podendo, de facto, ser considerado um bom modelo (Tab. 40). Verificou-se, que o modelo inclui variáveis positivamente relacionadas, nomeadamente, cobertura de estrato arbóreo (ESTARB) e a concentração de fosfatos na água, no Inverno (PO_4I), bem como negativamente relacionadas, como a vegetação envolvente de Salgueiral (VEGSAL) e de Urzal de altitude (VEGURZ), percentagem de pedra no leito (PPEDRA), condutividade (CNDI) e nitratos dissolvidos (NO_3V), no Inverno e Verão, respectivamente. Pela análise das variáveis incluídas no modelo (Tab. 40) pode-se observar uma tendência clara para a ocorrência de taxa de tendências oceânicas se encontrar relacionada com áreas de Laurissilva (relação negativa tanto com a vegetação de Urzal como com a vegetação de Salgueiral), com elevado coberto arbóreo (relação positiva com estrato arbóreo), elevada estabilidade das margens e substrato (reduzida percentagem de pedras no leito, que geralmente se acumulam como resultado de episódios de elevado caudal, e respectiva turbulência, que arrasta materiais de grandes dimensões) e com baixa intervenção antropogénica (baixa condutividade e concentração de nitratos na água).

Ainda que os restantes modelos apresentem uma explicação baixa, podem, no entanto, ser observadas algumas tendências. Assim, o número de endemismos encontra-se associado a áreas de dimensões não muito elevadas (LARMIN), com águas turbulentas (OXIV) mas com baixa condutividade (CNDI). Apresentam-se também localizados a altitude média, ou seja, com uma relação negativa com vegetação de salgueiral (VEGSAL), mas positiva com a média da temperatura mínima de Inverno (TMNDJF), que aumenta de montante para jusante (Tab. 40, Fig. 63). No caso dos taxa de tendências temperadas (Tab. 40, Fig. 61), observou-se uma relação negativa relativamente a áreas de jusante, o que pode ser identificado por apresentar uma relação negativa com alguns parâmetros associados a estas condições, nomeadamente, vegetação de Salgueiral (VEGSAL) e elevadas concentrações de sódio (NAV) e cloretos (CL2I) nas águas, no Verão e Inverno, respectivamente. Os taxa de tendência boreal (Tab. 40, Fig. 60) encontram-se associados a áreas de Laurissilva, inferido pela relação negativa com os outros grupos de vegetação considerados (VEGURZ, VEGSAL), desenvolvendo-se preferencialmente em vales fechados (VALE) e a altitudes consideráveis. Por fim, os taxa com tendências oceano-mediterrânicas (Tab. 40, Fig. 62) desenvolvem-se preferencialmente em áreas com temperaturas mais elevadas (TMNDJF), mas não de jusante (onde as concentrações de sódio, NAV, e cloretos, CL_2I , são mais elevadas e ocorre grande acumulação de areia, PAREIA), bem como em vales profundos (VALE).

A) Observado



B) Modelado

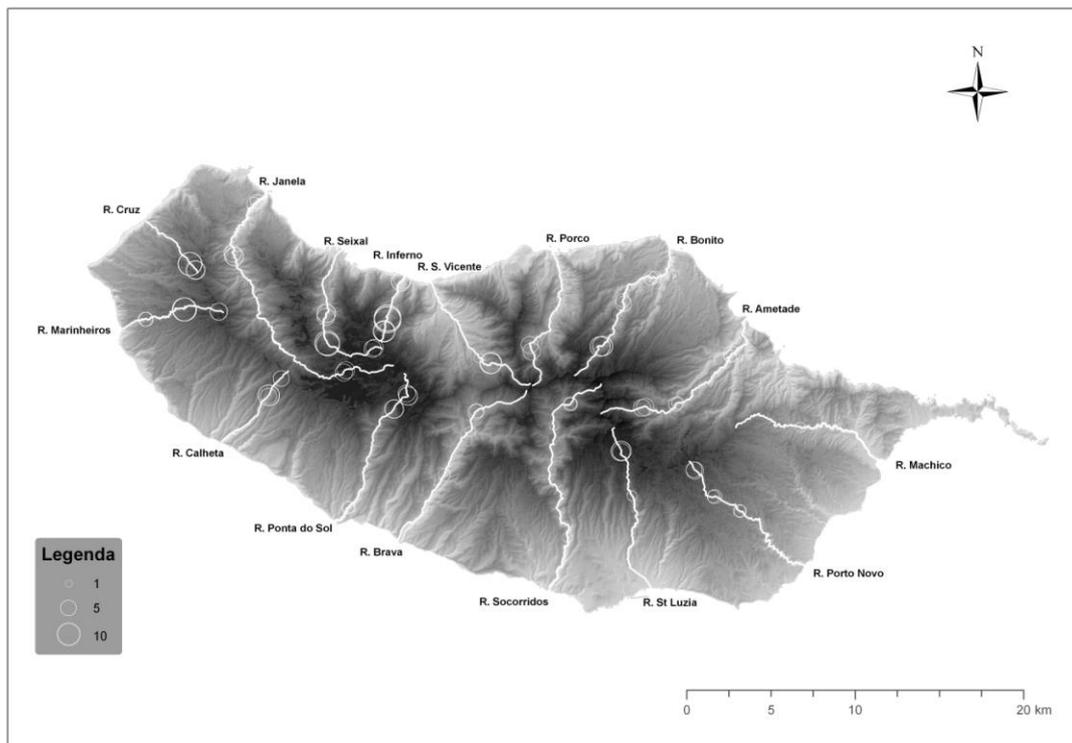
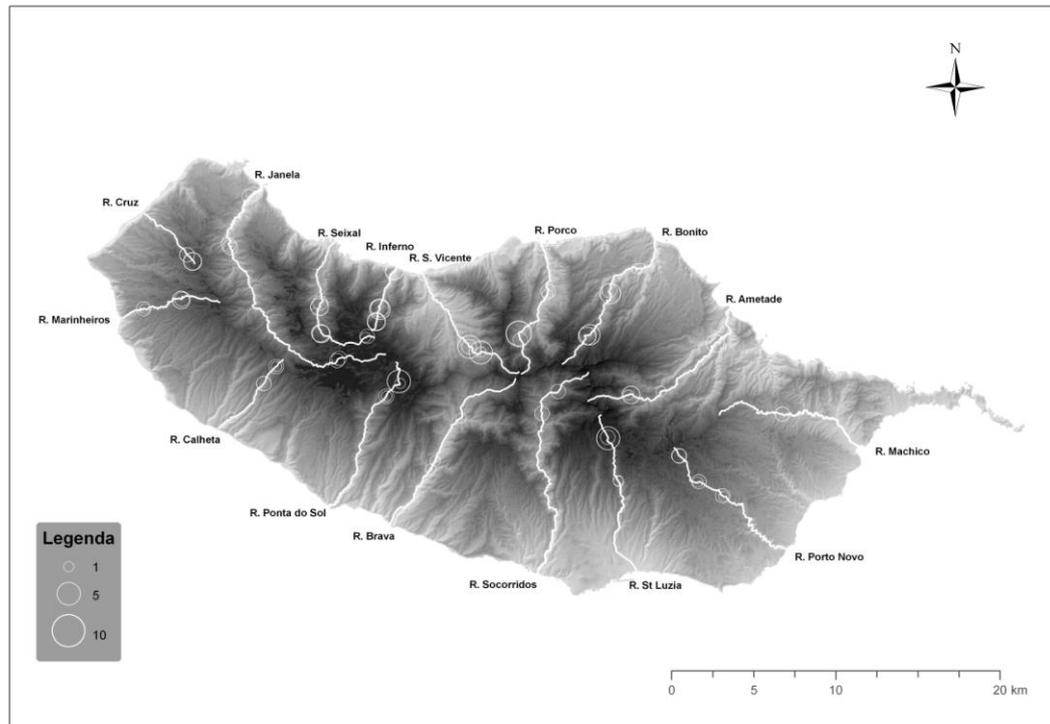


Figura 59. Riqueza florística de taxa de tendência oceânica, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

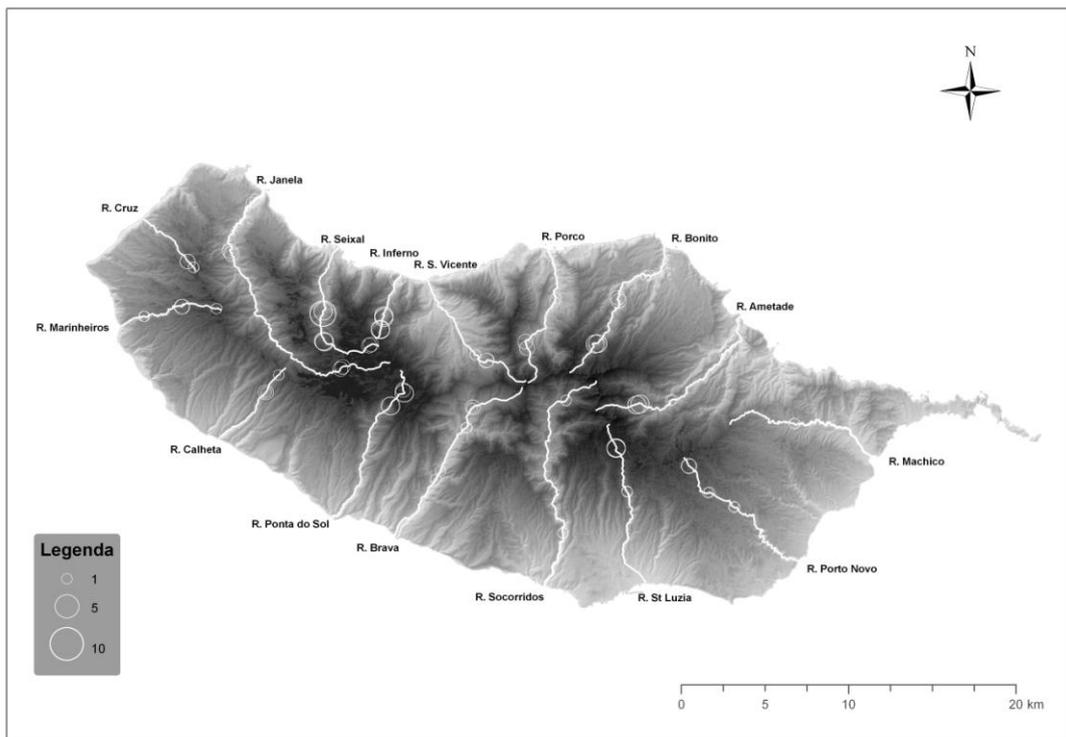
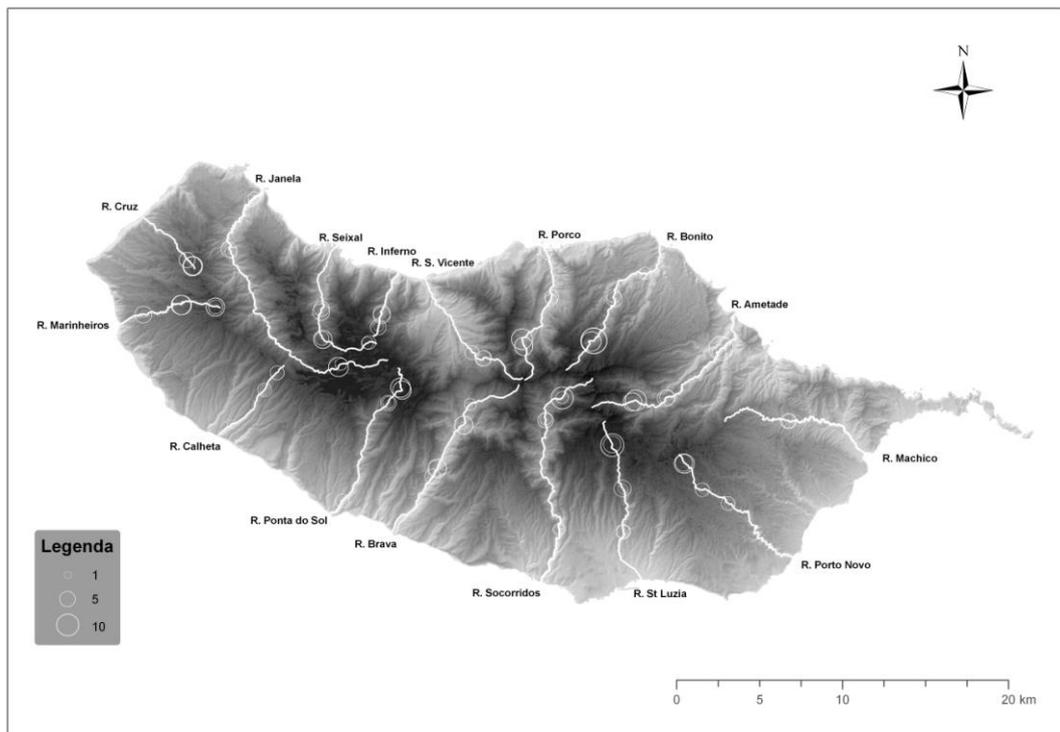


Figura 60. Riqueza florística de taxa de tendência boreal, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

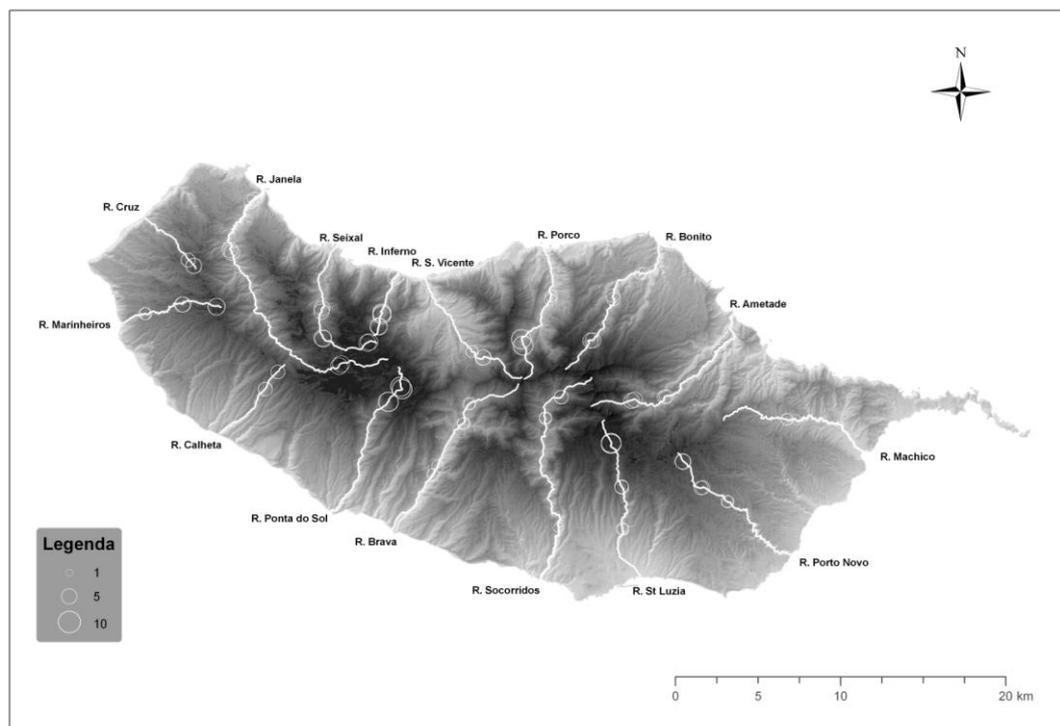
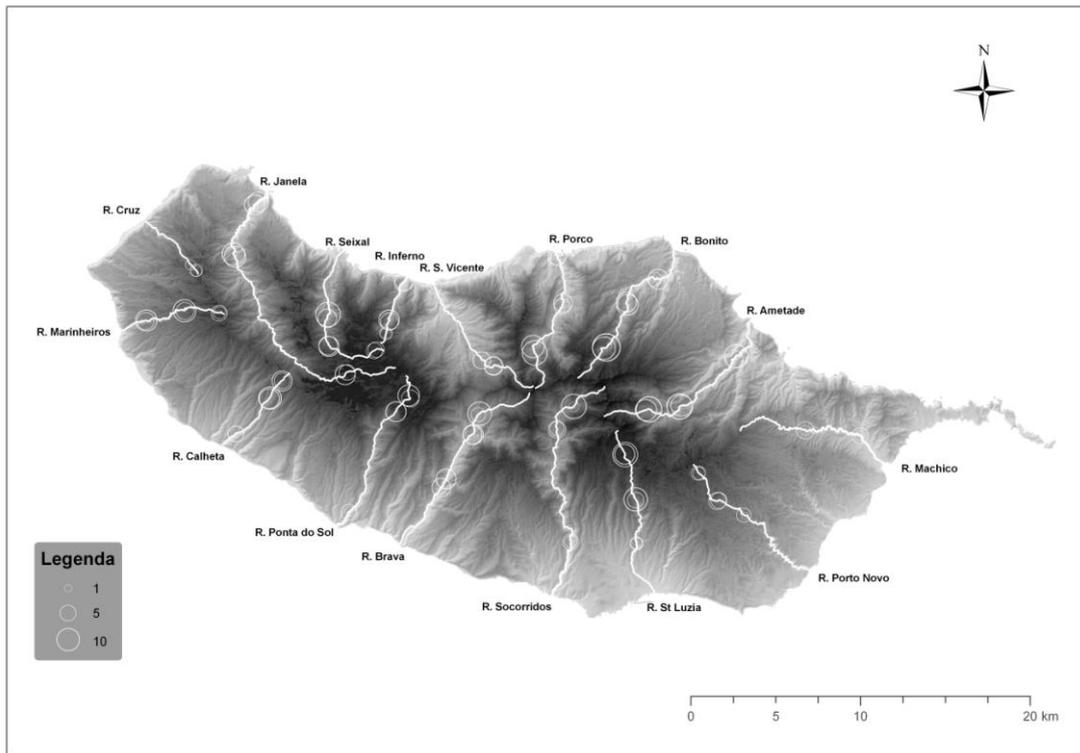


Figura 61. Riqueza florística de taxa de tendência temperada, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

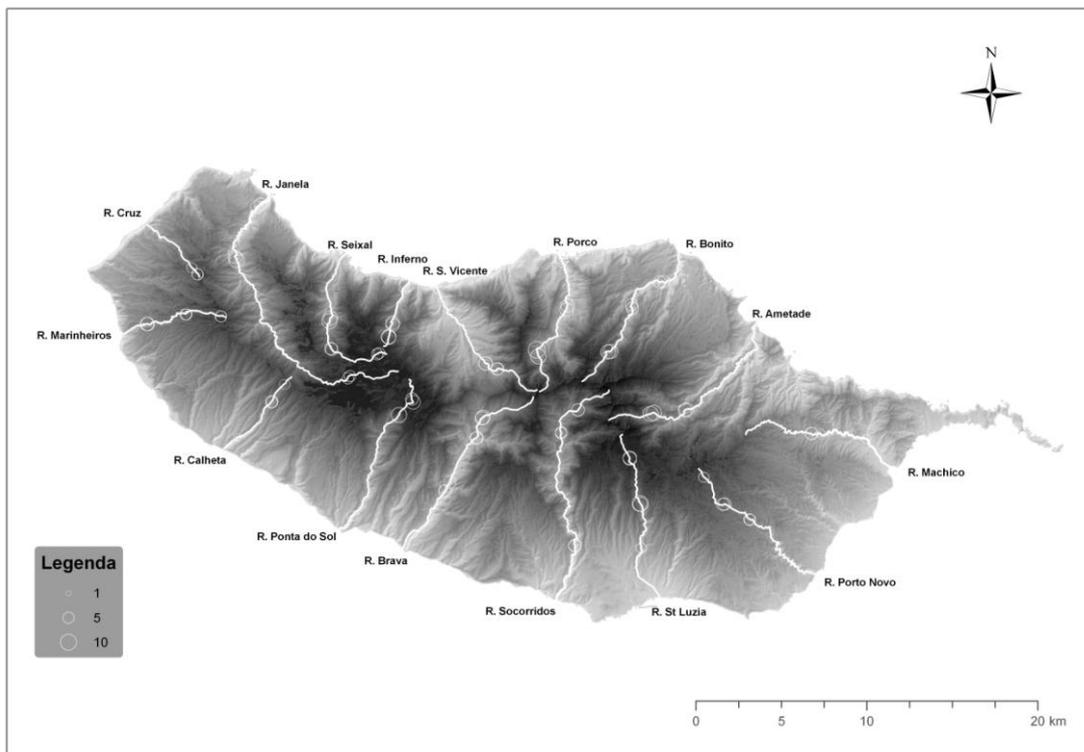
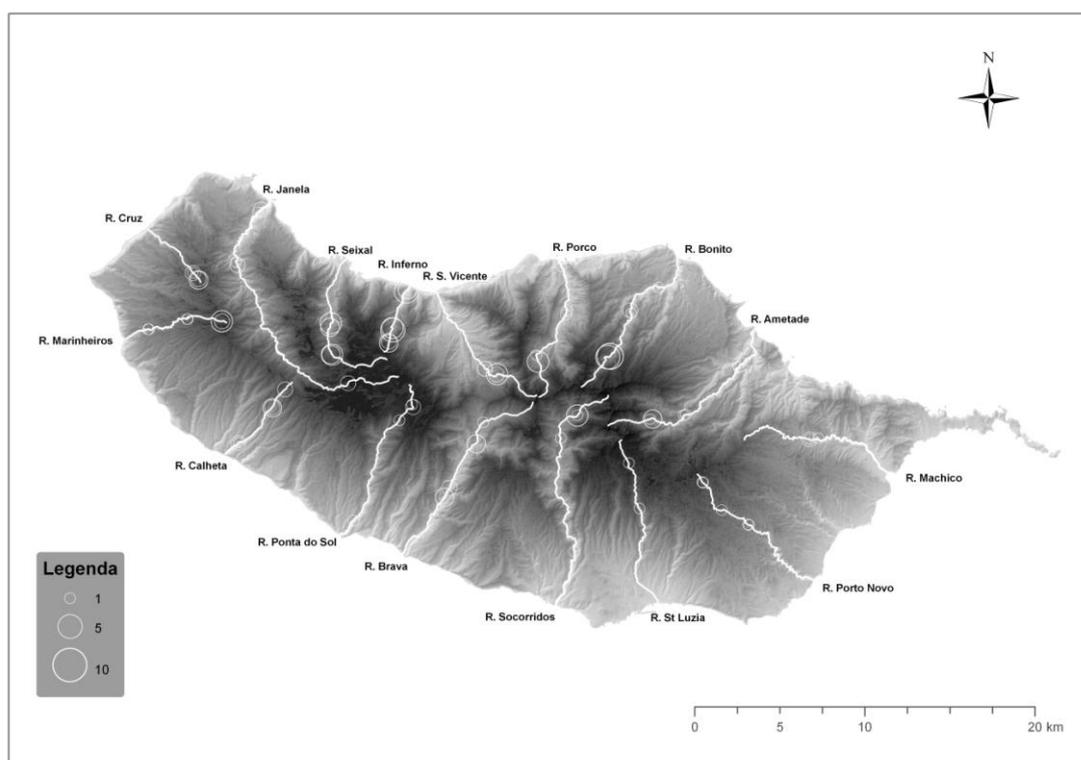


Figura 62. Riqueza florística de taxa de tendência oceano-mediterrânea, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

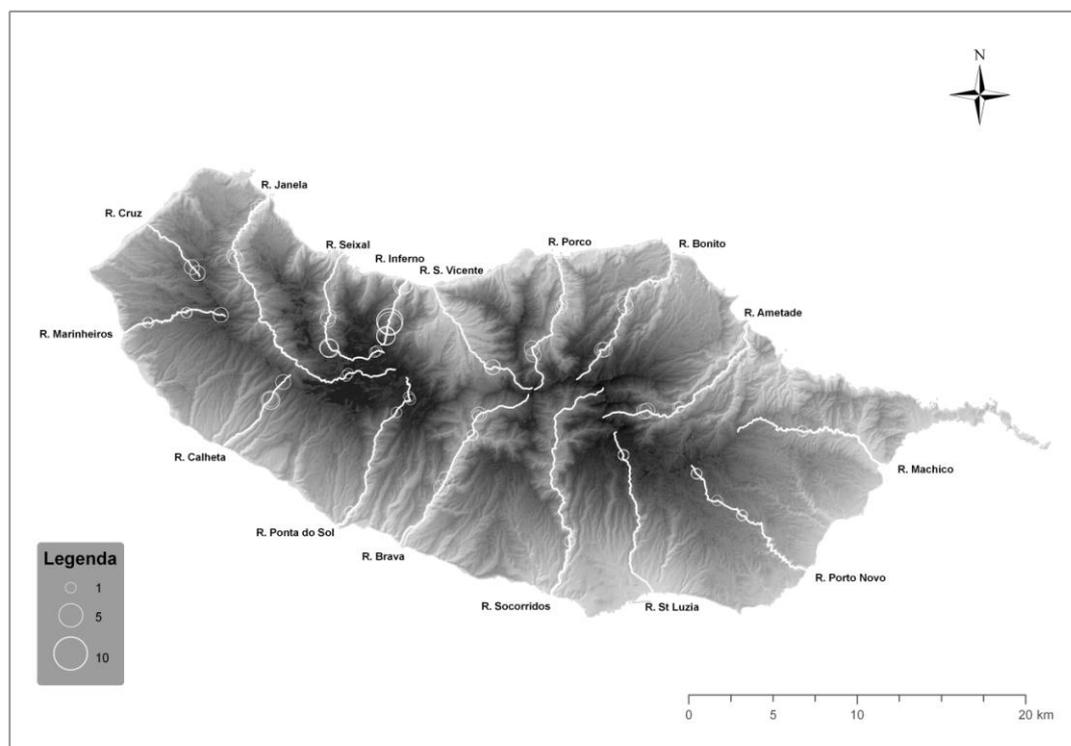


Figura 63. Riqueza florística de taxa endémicos, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

4.2.3.2. Habitat imerso

No habitat imerso verificaram-se valores significativos ($p < 0.001$) para os modelos referentes ao número de endemismos e de taxa de tendências boreais, oceânicas e oceano-mediterrânicas (Tab. 41). Ao contrário do que se verificou para o habitat sub-imerso (Tab. 40), não foi possível obter um modelo significativo para os taxa de tendência temperada e o modelo obtido para os taxa de tendência boreal apresenta maior explicação que o obtido para os de tendência oceânica.

O modelo obtido para a riqueza florística em taxa de tendências boreais apresentou o valor mais elevado de explicação ($R^2_{aj.}$: 0.51; Tab. 41, Fig. 64), seguido pelos taxa de tendências oceânica ($R^2_{aj.}$: 0.34; Tab. 41, Fig. 65), endemismos ($R^2_{aj.}$: 0.25; Tab. 41, Fig. 66) e taxa de tendências oceano-mediterrânicas ($R^2_{aj.}$: 0.20, Tab. 41).

Tabela 41. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, utilizando o número total de taxa de cada categoria de tendência fitogeográfica, como variável resposta para todos os modelos, efectuada habitat imerso. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo (coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	$R^2_{aj.}$
Endemismos	VEGURZ (-0.38,-3.57), VEGSAL (-0.36,-3.47), OXIV (0.20,2.12), PO ₄ I (0.19,1.99), NO ₃ V (-0.18,-1.92)	0.25
Boreais	VEGURZ (-0.59,-4.77), NAV (0.45,2.87), CL ₂ I (0.27,2.72), VALBRT (-0.26,-2.89), CNDI (-0.24,-1.68), PO ₄ I (0.24,2.71), LARMIN (0.22,1.97), TMNDJF (-1.27,-6.1), PO ₄ V (0.20,2.09)	0.51
Oceânicos	VEGURZ (-0.35,-3.19), LARMIN (-0.32,-2.78), PO ₄ I (0.27,3.03), CNDI (-0.25,-1.93), VEGSAL (-0.23,-1.82), VALBRT (0.16,1.74), NO ₃ V (-0.15,-1.71), OXIV (0.120,2.17)	0.34
Oceano-mediterrânicos	LARMIN (-0.21,-1.85), VEGSAL (-0.44,-3.99), VEGURZ (-0.211,-1.77)	0.20

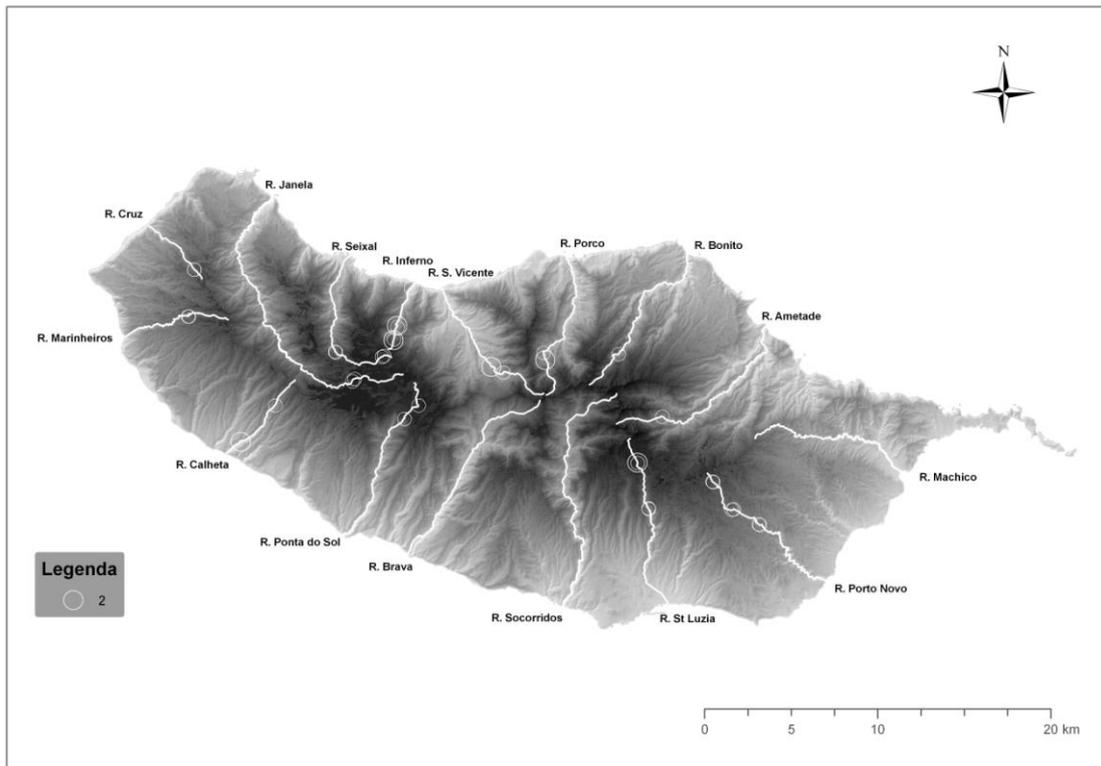
No habitat imerso os taxa de tendências boreais (Tab. 41, Fig. 64), que apresentaram o melhor modelo, encontram-se associados a ribeiras com dimensões consideráveis (LARGMIN) localizadas em vales fechados (VALE), em altitudes não muito elevadas (relação negativa com vegetação de altitude, VEGURZ), nem muito baixas (relação negativa com a média da temperatura mínima de Inverno, TMNDJF), com valores não muito elevados de

condutividade, da água, no Inverno (CNDI), mas alguma concentração de nutrientes na água, nomeadamente de sódio, no Verão (NAV), de cloretos, no Inverno (CL₂I) e de fosfatos, no Verão e Inverno (PO₄I, PO₄V). O modelo obtido para o habitat sub-imerso (Tab. 40) inclui um número menor de variáveis, nomeadamente quatro, das quais duas são comuns com o modelo obtido para o habitat imerso (Tab. 41). Na generalidade, observa-se uma elevada afinidade no que respeita às condições ambientais onde os taxa de tendência boreal se desenvolvem preferencialmente.

No que respeita aos taxa de tendência oceânica (Tab. 41, Fig. 65), o modelo obtido para habitat imerso apresentou uma explicação mais baixa do que a obtida para explicar a riqueza florística em taxa com tendências boreais. Verificou-se ainda uma explicação, inferior à obtida para o habitat sub-imerso (Tab. 40). Das oito variáveis incluídas no modelo, seis são comuns às obtidas para o habitat sub-imerso, evidenciando alguma coerência entre ambos os habitats. Assim, no habitat imerso os taxa de tendências oceânicas encontram-se associados a áreas localizadas em vales abertos (VALE), de dimensões reduzidas (LAGMIN), em que as águas são bem oxigenadas (OXIV), com valores baixos de condutividades no Inverno (CNDI) e baixas concentração de nitratos (NO₃V), mas alguma concentração de fosfatos, no Inverno (PO₄I). Os taxa de tendências oceânicas estão igualmente associados a áreas de Laurissilva, uma vez que apresentam uma relação negativa com os outros tipos de vegetação, nomeadamente com o Urzal de altitude (VEGURZ) e o Salgueiral (VEGSAL).

O modelo obtido para explicar o número de endemismos, no habitat imerso (Tab. 41, Fig. 66) apresenta uma baixa explicação. No entanto, foi possível detectar algumas condições que favorecem o desenvolvimento de taxa endémicos, nomeadamente a ocorrência em águas bem oxigenadas (OXIV), com baixa concentração de nitratos, no Verão (NO₃V) mas alguma concentração em fosfatos, no Inverno (PO₄I). Adicionalmente desenvolvem-se preferencialmente em áreas de Laurissilva, uma vez que apresentam uma relação negativa tanto com a vegetação de Urzal de altitude (VEGURZ) como com a vegetação de Salgueiral (VEGSAL). Comparativamente com o modelo obtido para os endemismos no habitat sub-imerso (Tab. 40), o presente modelo apresenta uma explicação mais reduzida e duas variáveis em comum, nomeadamente a concentração de oxigénio (OXIV) e de fosfatos (PO₄I) na água, no Verão e Inverno, respectivamente. No entanto, os modelos obtidos para ambos os habitats apontam para uma maior tendência de ocorrência de taxa endémicos em áreas de Laurissilva.

A) Observado



B) Modelado

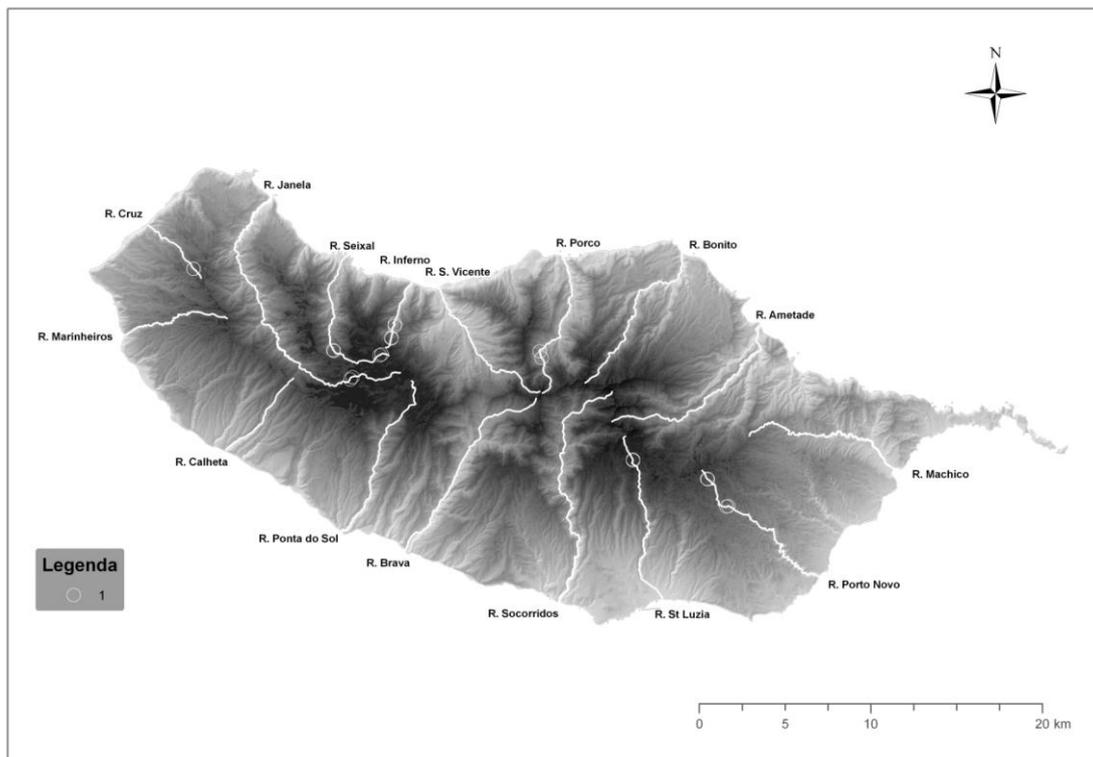
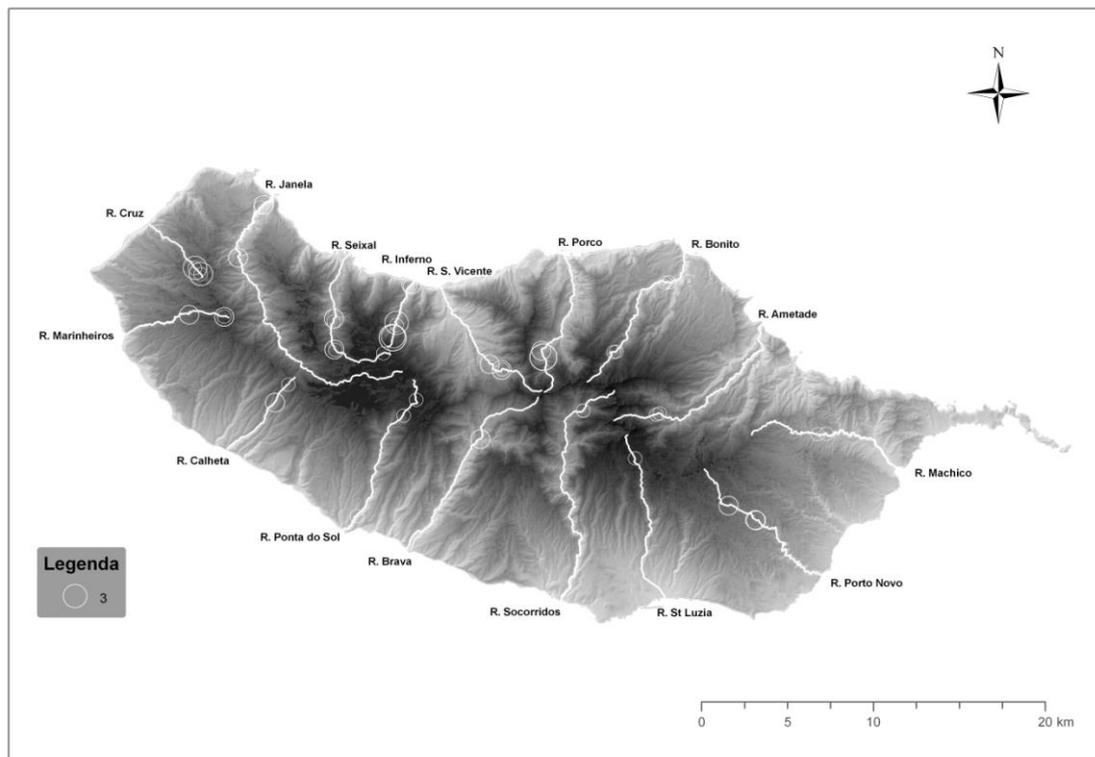


Figura 64. Riqueza florística taxa de tendência boreal, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

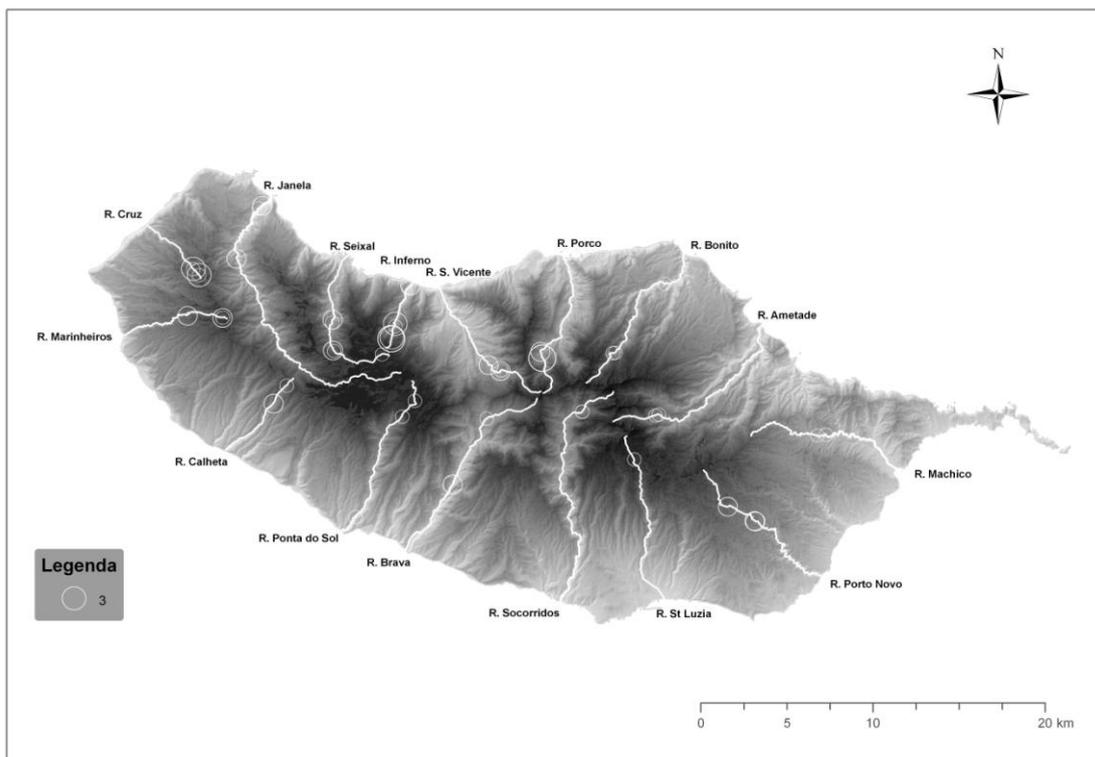
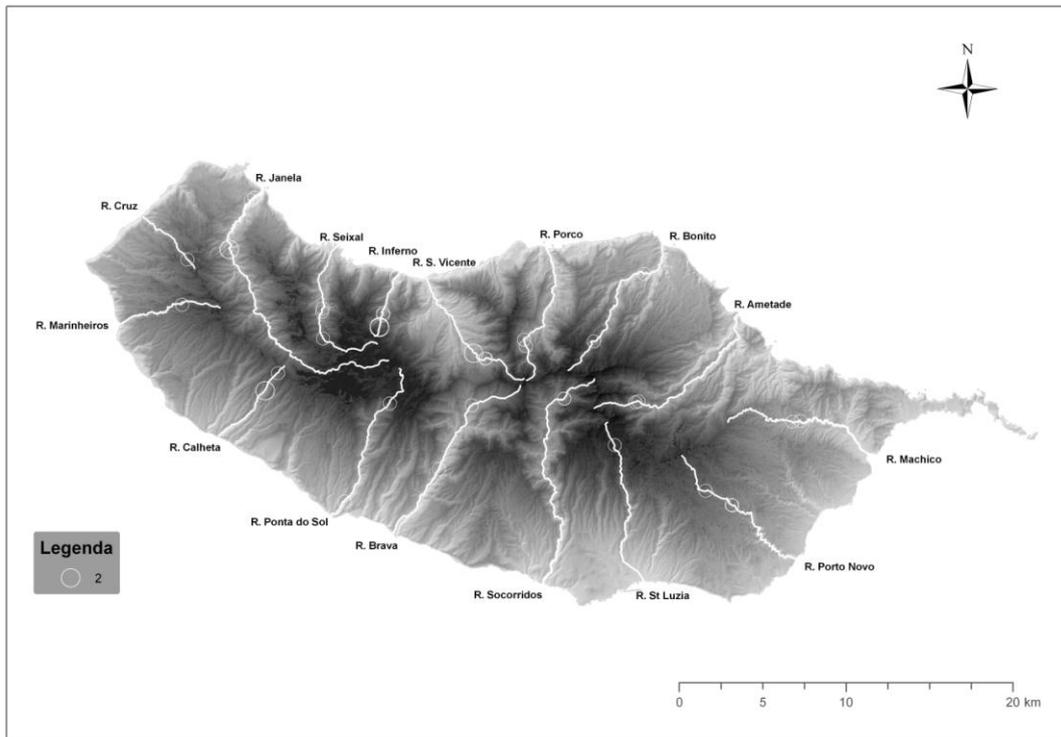


Figura 65. Riqueza florística de taxa de tendência oceânica, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

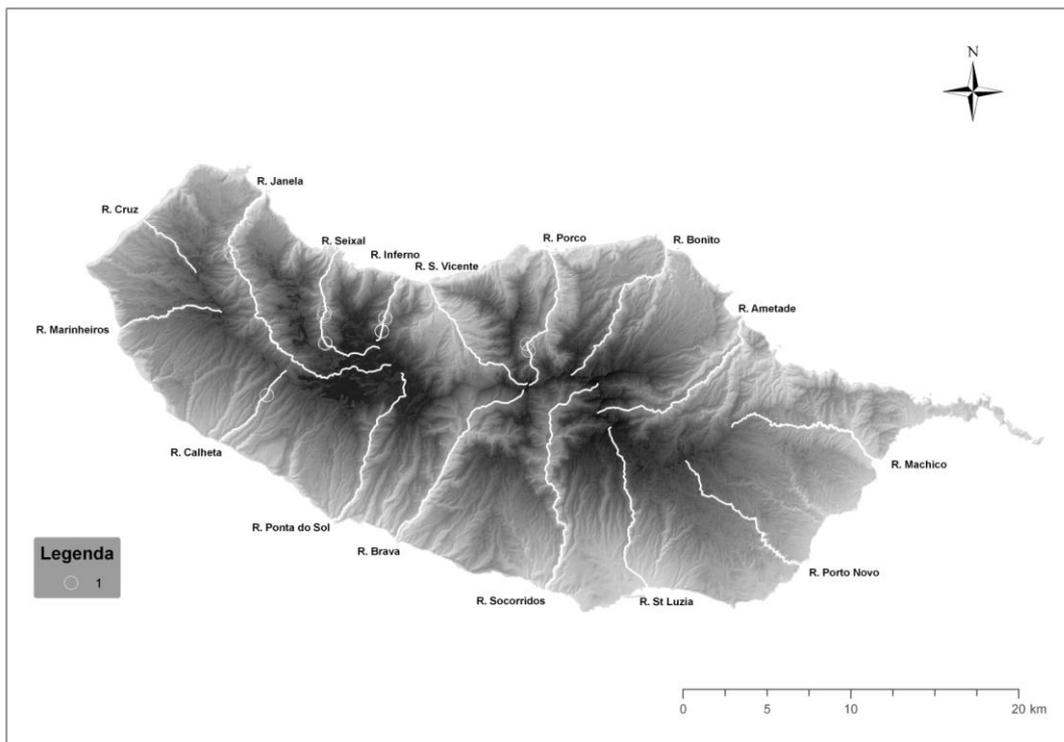


Figura 66. Riqueza florística de taxa endémicos, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B), utilizando todas as variáveis.

Os taxa de tendências oceano-mediterrânicas, com os valores de explicação mais reduzidos (Tab. 41), encontram-se associados a áreas de elevadas dimensões (LARGMIN), localizados a altitudes intermédias, características de Laurissilva, uma vez que apresentam uma relação negativa quer com a vegetação de altitude (VEGURZ), quer com a que pode ser encontrada em áreas mais a jusante (VEGSAL). O modelo obtido para o habitat imerso (Tab. 41) não apresenta variáveis em comum com o obtido para o habitat sub-imerso (Tab. 40), no que respeita aos taxa com tendências oceano-mediterrânicas.

4.3. Análise das estratégias e formas de vida da brioflora ripícola

Neste estudo, foi efectuada uma análise das estratégias de vida dos taxa que constituem a brioflora ripícola, pertencentes aos habitats estudados (imerso e sub-imerso). No total, foram identificadas 6 categorias, representadas por taxa de estratégia colonizadora *s.l.*, esporádica anual, esporádica de vida curta, esporádica de vida longa, fugitiva e perene *s.l.*.

4.3.1. Caracterização e representatividade na Ilha da Madeira

No habitat sub-imerso observou-se, uma dominância, dos taxa de estratégia colonizadora (71 taxa) e perene (64 taxa), correspondendo a 40 % e 36 % da totalidade dos taxa determinados, respectivamente (Tab. 42). Os taxa de estratégia esporádica de vida longa e esporádica anuais encontraram-se representados por 25 e 10 taxa, respectivamente e finalmente os esporádicos de vida curta, por 7 taxa, e apenas um taxa de estratégia fugitiva (Tab. 42).

Relativamente ao habitat imerso (Tab. 42), observou-se que os taxa com estratégia de vida perene foram os mais frequentes (22 taxa), seguidos pelos colonizadores (19 taxa), representando 43% e 37% da totalidade dos taxa imersos determinados, respectivamente. Os taxa de estratégia esporádica de vida longa (8 taxa) e de vida curta (2 taxa) estão igualmente representados neste tipo de habitat.

Considerando a totalidade das formas de vida presentes na brioflora ripícola, observaram-se oito categorias, nomeadamente, anual, almofada, feno, tapete folhoso, tapete taloso, tufo curto, tufo alto e trama.

No habitat sub-imerso (Tab. 43), verificou-se que os tufos curtos constituíram a forma de vida dominante, representados por 74 taxa (42% dos taxa determinados), seguidos pelos taxa em

forma de tapete folhoso (39 taxa), de trama (30 taxa), de tapete taloso (13 taxa) e anual (7 taxa). Representados por menos taxa, refere-se os taxa em forma de tufo alto (7 taxa), fenos (5 taxa) e almofadas (3 taxa). Relativamente aos taxa imersos (Tab. 43), as categorias de forma de vida mais representadas foram os tufos curtos (15 taxa), tramas (12 taxa) e os tapetes folhosos (10 taxa), com 30%, 24% e 20%, respectivamente, no que respeita ao total dos taxa imersos determinados. Seguidamente, referem-se os tapetes talosos (8 taxa), tufos altos (4 taxa) e fenos (2 taxa).

Tabela 42. Riqueza florística por categoria de estratégia de vida, determinada no presente estudo. Classificação segundo During (1979, 1992).

	Imerso	Sub-imerso
Colonizadores <i>s.l.</i>	19	70
Esporádicos anuais	-	10
Esporádicos de vida longa	8	25
Esporádicos de vida curta	2	7
Fugitivos	-	1
Perenes <i>s.l.</i>	21	64

Tabela 43. Riqueza florística por categoria de forma de vida, determinada no presente estudo. Taxa amostrados classificados individualmente, e seguindo uma conjugação de critérios de Gimingham & Birse (1957), Glime (1968), Mägdefrau (1982) e During (1992).

	Imerso	Sub-imerso
Anuais	-	7
Almofadas	-	3
Fenos	2	5
Tapetes folhosos	10	39
Tapetes talosos	8	13
Tufos curtos	15	74
Tufos altos	4	7
Tramas	12	30

As estratégias e formas de vida mais representadas reflectem a complexidade dos ecossistemas ripícolas. Assim, observa-se uma elevada representatividade de categorias de estratégias de vida características de áreas estáveis e perturbadas, nomeadamente perenes e colonizadores, respectivamente. Semelhante relação foi observada relativamente às categorias das formas de vida, em que os taxa em forma de tapete folhoso e trama, característicos de áreas estáveis, se encontram bem representados, tal como as formas em tapete curto e alto, neste caso característicos de situações com maior perturbação.

De facto, a co-existência de distintas estratégias e formas de vida reflectem um factor característico dos ecossistemas ripícolas, nomeadamente a perturbação a que as comunidades se encontram sujeitas. Assim, o processo de perturbação, geralmente resultante da oscilação dos caudais (nível da água), e cujo efeito depende da sua frequência e magnitude, promove a erosão das margens e da vegetação briofítica presente nas mesmas. Estas situações favorecem a formação de áreas desprovidas de vegetação, que são rapidamente colonizadas por taxa com estratégia de vida do tipo colonizadora e esporádica (Kimmerer & Allen 1982, Lloret 1988, Muotka & Virtanen 1995, Suren *et al.* 2000, Kürschner *et al.* 2007b, Fritz *et al.* 2009). Os taxa de estratégia colonizadora apresentam características que lhes conferem a capacidade de colonizar substratos rapidamente, nomeadamente um elevado investimento na produção sexuada e asexuada (During 1979, 1992, Kürschner *et al.* 2007a,b). No que respeita à reprodução sexuada, os referidos taxa produzem elevado número de esporos, de pequenas dimensões, o que lhes permite ser dispersos a longas distâncias, como é o caso de muitas espécies pertencentes aos géneros *Barbula*, *Bryum*, *Didymodon*, *Syntrichia* e *Tortula*. Por outro lado, muitas espécies de estratégia colonizadora desenvolvem estruturas vegetativas de reprodução, como bolbilhos e/ou propágulos, que apresentam uma elevada resistência podendo persistir no substrato durante longos períodos de tempo, como é o exemplo de espécies pertencentes aos géneros referidos anteriormente. Os taxa com estratégia do tipo esporádico, especialmente anual e de vida curta, são também característicos de situações de elevada instabilidade dos habitats, sendo o seu ciclo de vida fortemente determinado por flutuações sazonais e períodos de stress (During 1979, 1992, Kürschner *et al.* 2007b). Tais taxa, que incluem espécies dos géneros *Anthoceros*, *Entosthodon*, *Funaria*, *Pohlia*, apresentam um elevado esforço reprodutor sexuada, através da produção de esporos de grandes dimensões (> 25 µm), que não sendo dispersos a grandes distâncias, forma um banco de diásporos constituído por um grande número de esporos, bastante resistentes.

Na ausência de perturbação, os taxa com maior capacidade de estabelecimento e desenvolvimento rápido, integrando a estratégia de vida perene passam a dominar as áreas. Estes taxa, apresentam uma elevada longevidade, apresentando um moderado esforço reprodutor tanto a nível sexuado como assexuado (During 1979, 1992, Kürschner *et al.* 2007b). São exemplos espécies pertencentes aos géneros *Brachythecium*, *Hygroamblystegium*, *Isothecium*, *Oxyrrhynchium*, *Plagiochila*, *Platyhypnidium*, que formam colónias relativamente extensas, e dificultam o estabelecimento de outros taxa, explicando assim a menor riqueza florística observada em áreas dominadas por este tipo de taxa.

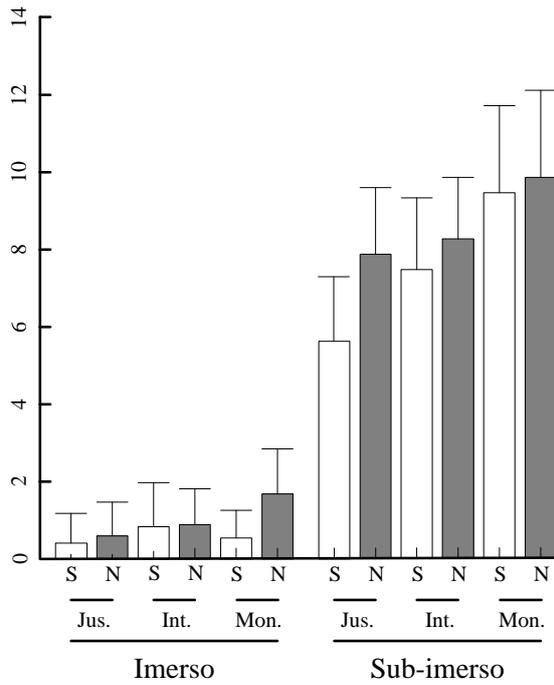
Salienta-se que apenas em ecossistemas onde ocorre perturbação é possível encontrar uma elevada diversidade como a observada no presente estudo. Neste sentido, Lepori & Hjerdt (2006) referem que os mecanismos que perturbam os biota, como a erosão das margens a que os briófitos ripícolas se encontram sujeitos, são precisamente os mecanismos responsáveis por manter a heterogeneidade destes habitats, que por sua vez promovem a existência de comunidades com elevada riqueza florística tanto a nível espacial como temporal.

Considerando a distribuição da riqueza florística de cada categoria de forma e estratégia de vida, por cada área/secção, nas ribeiras estudadas, analisaram-se apenas as categorias com número de taxa superior a 10, uma vez que para números inferiores os padrões obtido não são consistentes. Assim, para todas as categorias de estratégia de vida, além da riqueza florística do habitat sub-imerso ser superior ao do habitat imerso, a riqueza florística decresce de montante para jusante, com excepção do habitat imerso, localizado na vertente Sul da Ilha (Fig. 67). Verificou-se igualmente na vertente Norte da Ilha, uma maior riqueza florística do que na vertente Sul, para todas as categorias de estratégia de vida analisadas.

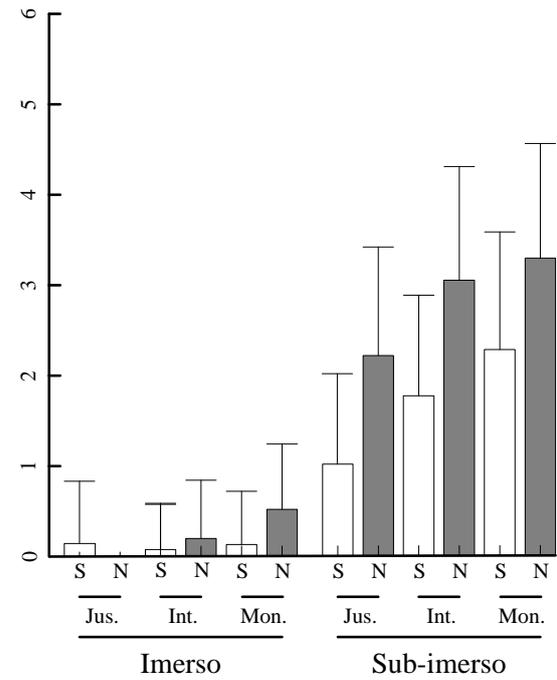
A Análise de Variância relativa à riqueza florística por área (Tab. 44), revelou diferenças significativas entre habitats (sub-imerso com número superior), secções (montante superior a intermédio, por sua vez superior a jusante) e exposição (vertente Norte mais rica que vertente Sul).

Verificou-se igualmente uma interacção significativa entre o habitat e a exposição para os taxa de estratégia perene e esporádica de vida longa, ou seja, para as referidas categorias os efeitos da exposição foram menos claros no habitat imerso, do que no habitat sub-imerso (Tab. 44).

A) Colonizadores



B) Esporádicos de vida longa



C) Perenes

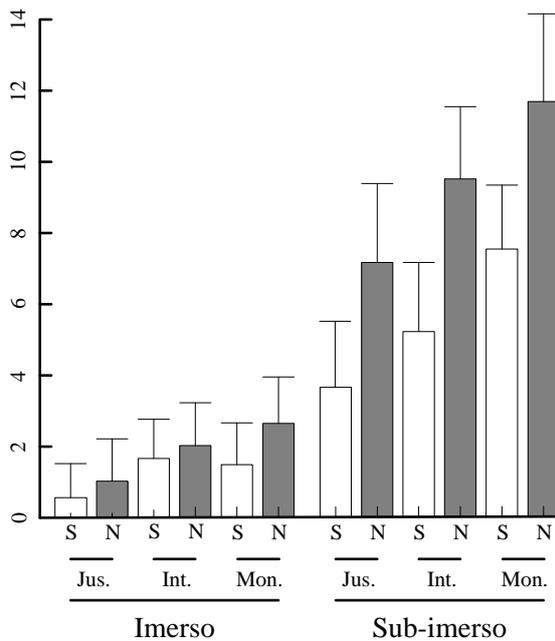


Figura 67. Riqueza florística média e erro padrão associado, por habitat (imerso e sub-imerso), secção (Mon: montante; Int.: intermédio; Jus.: jusante) e exposição na Ilha da Madeira (S: vertente Sul; N: vertente Norte). Número de taxa colonizadores (A), perenes (B) e esporádicos de vida longa (C).

Tabela 44. Resumo da Análise de Variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat (H; imerso vs. sub-imerso), posição (P; montante vs. intermédio vs. jusante), exposição (E; vertente Norte da Ilha vs. vertente Sul), bem como as suas interações relativamente às categorias de estratégia de vida (colonizador, esporádico de vida longa e perene). F: valor de F; numGL: Graus de Liberdade do numerador; denGL: Graus de Liberdade do denominador. *: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$, ***: $p \leq 0.001$.

	numGL	denGL	Valor de F					
			Colonizadores		Esporádicos de vida longa		Perenes	
Habitat (H)	1	90	582.58	***	418.68	***	300.96	**
Posição (P)	2	28	5.73	**	7.42	**	8.07	***
Exposição (E)	1	14	6	*	9.77	**	8.38	*
P x H	2	90	0.12		2.06		1.9	
P x E	2	28	0.19		2.06		0.01	
H x E	1	90	0.28		8.8	**	7.33	**
P x H x E	2	90	2.04		2.99		1.61	

No que respeita às categorias de forma de vida evidenciou-se, novamente a superioridade da riqueza florística do habitat sub-imerso relativamente ao habitat imerso, para todas as categorias analisadas (Fig. 68). A Análise de Variância (Tab. 45) confirmou a riqueza florística do habitat sub-imerso como significativamente superior, em relação ao habitat imerso, para todas as categorias analisadas. O efeito da posição (Tab. 45), ou seja, decréscimo da riqueza florística de montante para jusante (Fig. 68), foi apenas significativo para as formas em tapete folhoso.

Tabela 45. Resumo da Análise de Variância (ANOVA) respeitante aos efeitos do habitat (H; imerso vs. sub-imerso), posição (P; montante vs. intermédio vs. jusante), exposição (E; vertente Norte da Ilha vs. vertente Sul), bem como as suas interações relativamente às categorias de forma de vida (tapete folhoso, tapete taloso, tufo curto e trama). F: valor de F; numGL: Graus de Liberdade do numerador; denGL: Graus de Liberdade do denominador. *: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$, ***: $p \leq 0.001$.

	numGL	denGL	Valor de F							
			Tapetes folhosos		Tapetes talosos		Tufos curtos		Tramas	
Habitat (H)	1	90	142.02	***	273.9	***	773.83	***	181.88	***
Posição (P)	2	28	26.13	***	0.62		2.37		3.07	
Exposição (E)	1	14	3.93		9.44	**	3.01		3.8	
P x H	2	90	5.91	**	2.47		0.36		4.72	*
P x E	2	28	0.62		0.77		0.62		0.04	
H x E	1	90	13.31	***	0.16		2.73		0.64	
P x H x E	2	90	1.41		3.04		0.24		2.8	

Já o efeito da exposição (Tab. 45) foi significativo para os taxa em forma de tapetes talosos, e apenas para o habitat sub-imerso nos taxa de forma tapetes folhosos, com mais taxa na vertente Norte em relação à vertente Sul (Fig. 68). De referir, ainda uma interacção significativa entre a posição e o habitat, observado para os taxa em forma de tapete folhoso e trama, explicado pelo número reduzido de taxa no habitat imerso na secção a jusante.

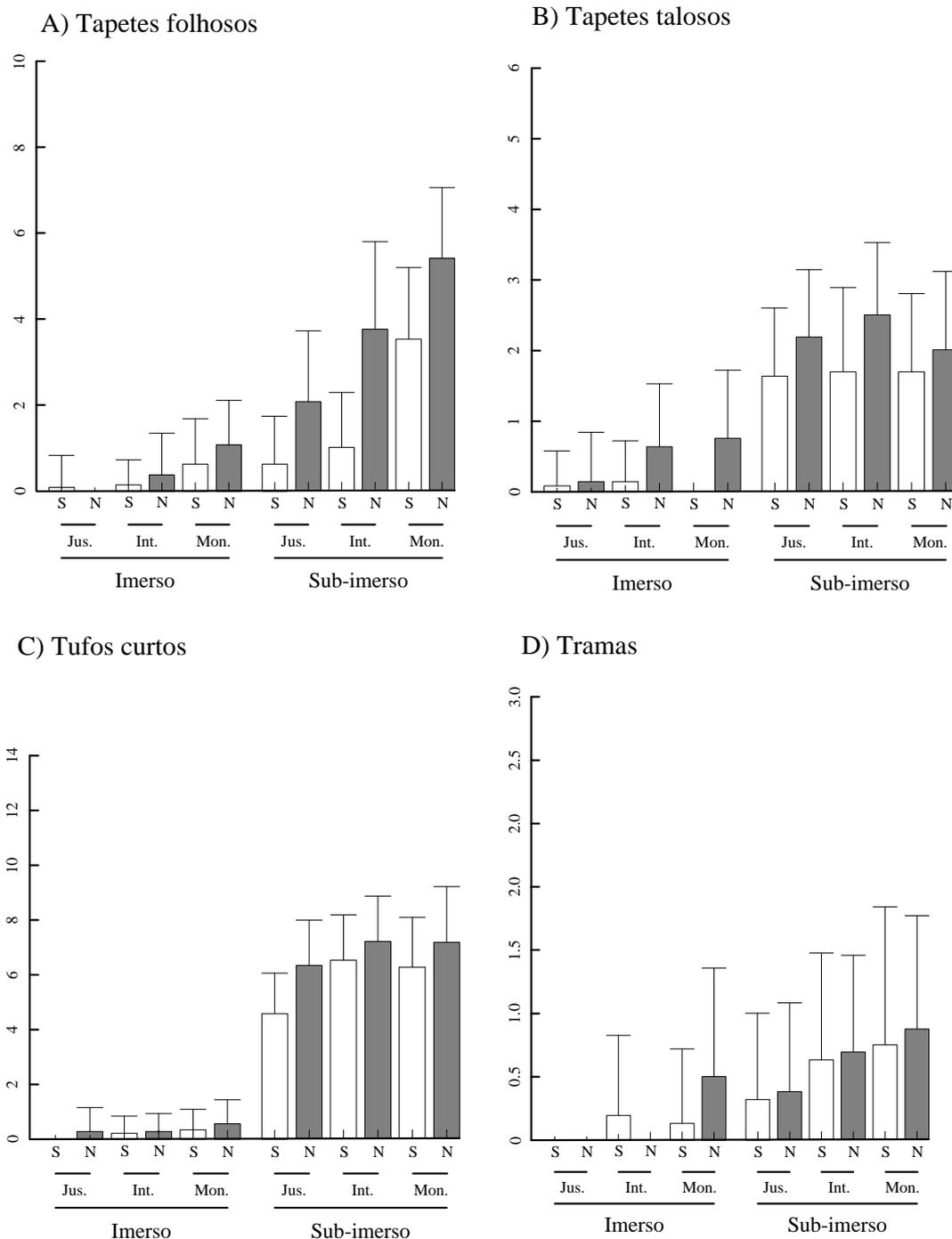


Figura 68. Riqueza florística média e erro padrão associado, por habitat (imerso e sub-imerso), secção (Mon: montante; Int.: intermédio; Jus.: jusante) e exposição na Ilha da Madeira (S: vertente Sul; N: vertente Norte). Número de taxa tapetes folhosos (A), tapetes talosos (B), tufos curtos (C), tramas (D).

Enquanto se verifica uma resposta semelhante aos factores analisados por parte das distintas categorias de estratégia de vida o mesmo não se verifica relativamente às formas de vida. Ainda assim todas as categorias de estratégia e forma de vida responderam da mesma forma ao habitat estudado (Tab. 44, Tab. 45). Este padrão foi observado, aliás para a totalidade de taxa analisados, número de hepáticas, musgos, endemismos e todas as categorias de tendências fitogeográficas. Assim, o habitat imerso apresenta um elevado número de constrangimentos ao desenvolvimento de taxa, tanto a nível fisiológico como morfológico de tal forma relevantes que influenciam tão fortemente o número total de taxa que todas as categorias analisadas responderam da mesma forma a este factor.

No que respeita ao efeito da posição na ribeira, verificou-se uma relação significativa para todas as categorias de estratégia de vida, mas no caso das formas de vida apenas para os taxa em forma de tapete folhoso (Tab. 44, Tab. 45). No caso dos taxa em forma de trama e tapete folhoso o efeito, da posição na ribeira, foi significativo apenas para a riqueza florística dos taxa que se desenvolvem no habitat sub-imerso. O decréscimo da riqueza florística, de montante para jusante, pode ser explicado por diversos factores, uma vez que a este gradiente longitudinal se encontram associados outros gradientes, como altitudinal e de perturbação. Ou seja, de montante para jusante verifica-se um decréscimo relevante de altitude e como tal de precipitação paralelamente a um aumento de temperatura. Por outro lado, de montante para jusante verifica-se um aumento das dimensões das secções das ribeiras, onde flui um caudal progressivamente maior, o que aliado ao seu regime torrencial, indica uma maior perturbação das margens no sentido de ocorrência de erosão nas margens como resultado do efeito abrasivo das partículas em suspensão na água. Adicionalmente, também as áreas localizadas a baixas altitudes, próximo das secções a jusante, apresentam uma pressão antropogénica elevada, uma vez que correspondem às zonas onde os aglomerados populacionais se localizam. Nestas áreas verifica-se que a maioria dos cursos de água foi alterada (cimentação das margens, canalizações, captações de água) e observa-se um maior impacto da agricultura (aumento de nutrientes e pesticidas) (PRAM 2002, Hughes & Malmquist 2005). Em oposição, as secções a montante encontram-se geralmente, em áreas naturais (Capelo *et al.* 2004, PRAM 2002, Hughes 2003). Apesar dos efeitos da posição na ribeira, no que respeita às comunidades de briófitos ripícolas, terem apresentado uma relação significativa no que respeita à maioria dos parâmetros testados, o mesmo não se verificou relativamente à riqueza florística dos taxa em forma de tapete taloso e tufo curto. De facto, enquanto os taxa em forma de tapete folhoso e trama se desenvolvem preferencialmente em situações de alguma

estabilidade, que predomina nas áreas de montante, o mesmo não é se verifica para os taxa em forma de tapete taloso e tufo curto. Ou seja, em situações de elevada perturbação e exposição, como é o caso das áreas de jusante as formas em tufo curto persistem uma vez que a sua proximidade ao substrato confere uma maior resistência ao arrastamento (Mägdefrau 1982, Lloret 1988, Kürschner 2004). No caso das formas em tapete taloso, a sua forte ligação ao substrato confere-lhes uma elevada resistência, ainda que em situações de elevada perturbação a sua ocorrência seja limitada (Glime & Vitt 1987, Papp & Rajczy 1995, 1998, Jonsson 1996, Suren & Duncan 1999). De facto, Kimmerer & Allen (1982) observaram, no caso particular de *Conocephalum conicum*, processos de perturbação física muito violentos, que resultam na erosão e no arrastamento de porções das plantas, constituindo uma das causas de mortalidade da referida espécie, como observado durante o presente estudo.

Considerando o efeito da exposição, ou seja, exposição no que respeita às vertentes da Ilha, observou-se um efeito significativo para todas as categorias de estratégia de vida analisadas e no caso das formas de vida, apenas para os tapetes talosos e para os tapetes folhosos, neste caso apenas para o habitat sub-imerso. O efeito da exposição prende-se com as distintas características das vertentes localizadas a Norte e a Sul da Ilha da Madeira. Assim, a vertente Norte é fortemente influenciada pela intensidade e localização do anticiclone subtropical dos Açores, bem como pelo anticiclone noroeste Africano e os ventos alísios provenientes do Nordeste, o que lhe confere valores mais elevados de precipitação e humidade ambiental, muito superiores à observada na vertente Sul (Prada *et al.* 2009). É também na vertente Norte onde se localiza a maioria da floresta da Laurissilva, que cobre a maioria desta vertente da Ilha. No interior desta floresta ocorre um microclima húmido e a brioflora é rica e bem desenvolvida (Sim-Sim *et al.* 2004a,b, 2005a,b, Kürschner *et al.* 2007b). Adicionalmente, e como resultado do distinto relevo entre ambas as vertentes, e que no caso da vertente Sul é mais acessível, observa-se um elevado estabelecimento das populações nesta vertente (PRAM 2002, Hughes 2003, Capelo *et al.* 2007). Desta forma, na vertente Sul as ribeiras encontram-se sujeitas a maior pressão antropogénica, nomeadamente como resultado das alterações das margens e dos factores físico-químicos das águas. Apesar de se verificarem condições mais favoráveis ao estabelecimento de briófitos na vertente Norte, como aliás confirmado pelas análises de variância efectuadas às estratégias de vida, o mesmo não se verificou para as formas de vida. Ou seja, no caso dos taxa em forma de tufo curto e trama apesar de ocorrerem ligeiramente mais taxa na vertente Norte do que na vertente Sul, essa diferença não é significativa. Como observado relativamente ao efeito da posição, os taxa em forma de tufo

curto apresentam uma forma e dimensão que lhes permite ocorrer em todos os tipos de condições, conferindo-lhes uma elevada resistência em condições de elevada perturbação (Lloret 1988, Muotka & Virtanen 1995). Encontram-se muito bem adaptados a condições de elevada exposição e menor humidade do ar, condições observadas na vertente Sul. Com uma forma de crescimento completamente oposta relativamente aos anteriores, ou seja em forma de trama, encontram-se também bem representados em ambas as vertentes, apesar de apresentarem valores ligeiramente superiores na vertente Norte. Esta forma, que inclui a maioria dos musgos pleurocárpicos, apresenta uma porção bem fixa ao substrato, enquanto a restante porção do caulóide se encontra suspensa à mercê da corrente (Mägdefrau 1982, Lloret 1988, Kürschner 2004). Esta forma de vida é muito comum em habitats ripícolas, tanto no habitat imerso como sub-imerso, numa grande versatilidade de condições ecológicas, ainda que em condições profundamente alteradas a sua ocorrência seja muito restrita.

Os resultados obtidos permitiram verificar que as formas de vida responderam de forma distinta comparativamente às estratégias de vida, cujas categorias apresentaram praticamente respostas semelhantes relativamente aos factores testados. No caso das formas de vida, as categorias analisadas apresentaram respostas distintas no que respeita aos factores testados. Neste sentido, Bates (1998) refere a importância do conceito de forma de vida na ecologia dos briófitos, uma vez que esta reflecte uma organização dos tecidos fotossintéticos de forma a minimizar a perda de água por evaporação com o fim de maximizar a produção primária.

4.3.2. Representatividade relativamente à composição das comunidades

A análise da riqueza florística de cada categoria de estratégia e forma de vida consideradas, bem como as proporções entre elas, relativamente aos resultados obtidos com a Classificação Ascendente Hierárquica (item 4.1.2.2, Fig. 19 e Fig. 25).

4.3.2.1. Habitat sub-imerso

A análise da proporção entre as distintas estratégias de vida para cada grupo obtido na Classificação Ascendente Hierárquica, não revelou diferenças relevantes entre o grupo 1 e 3 (Fig. 69). No entanto, o grupo 2 (Fig. 69) apresenta uma proporção maior de taxa de estratégia colonizadora. No que respeita aos subgrupos, verificam-se padrões distintos entre eles, sobretudo a nível da proporção entre taxa de estratégia colonizadora e perene (Fig. 69).

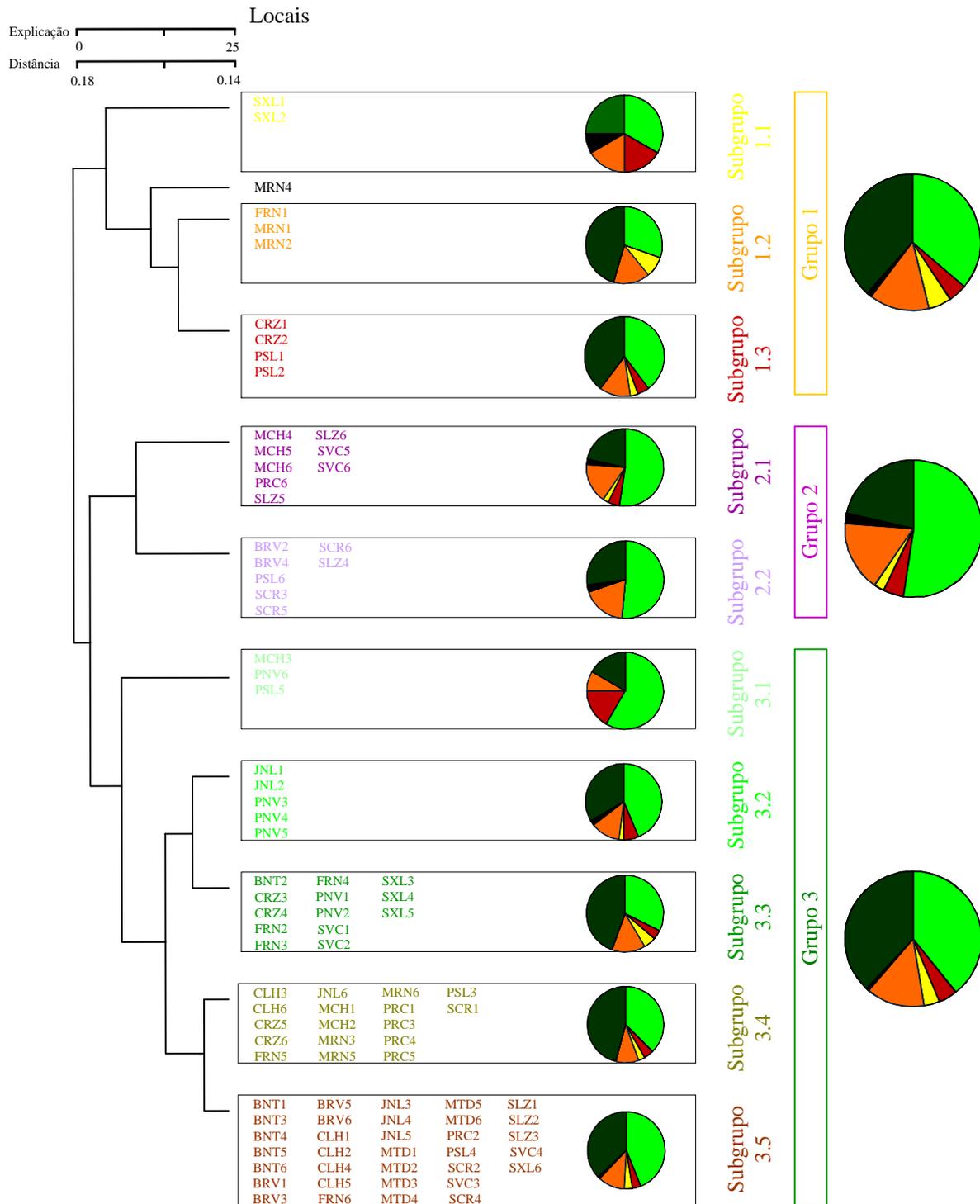


Figura 69. Proporção entre as categorias de estratégia de vida consideradas, nomeadamente, taxa colonizadores (■), esporádicos anuais (■), de vida curta (■) e longa (■), fugitivos (■), perenes (■), em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

A riqueza florística dos taxa com a estratégia colonizadora foi de 70 taxa, representados em todos os grupos e subgrupos (Tab. 46). O subgrupo 1.1 (Tab. 46) revelou um número mais

baixo de taxa do tipo colonizador, com apenas quatro taxa, enquanto nos subgrupos 3.3, 3.4 e 3.5 se verificou uma elevada ocorrência da referida estratégia, especialmente no subgrupo 3.5, onde mais de metade da totalidade todos os taxa do tipo colonizadores foram registados. Ainda que em menor número os taxa pertencentes a esta estratégia constituem os componentes mais abundantes dos subgrupos 2.1, 2.2 e 3.2 (Tab. 42, Fig. 69). No que se refere aos taxa de estratégia perene (Tab. 46, Fig. 69) refere-se a sua elevada representatividade na generalidade dos subgrupos, apenas com uma menor proporção nos subgrupos 2.1, 2.2 e 3.1.

Tabela 46. Riqueza florística de cada categoria de estratégia de vida, para cada grupo e subgrupo, obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

		Colonizadores	Esporádicos Anuais	Esporádicos de vida curta	Esporádicos de vida longa	Fugitivos	Perenes
Grupos	I	33	4	5	13	1	35
	II	22	2	1	7	1	9
	III	62	7	6	22	1	60
Subgrupos	1.1	4	2	-	2	1	3
	1.2	14	-	4	7	-	21
	1.3	25	3	2	8	-	25
	2.1	22	2	1	7	1	9
	2.2	17	-	-	6	1	9
	3.1	7	2	-	1	-	2
	3.2	21	3	1	6	1	16
	3.3	32	4	5	14	-	44
	3.4	27	3	2	7	-	33
	3.5	51	4	4	13	1	43
	Total	70	10	7	25	1	64

Considerando, por outro lado os padrões relacionados com as formas de vida (Fig. 70, Tab. 47) verificou-se uma diferença mais pronunciada, entre os grupos 1 e 3 relativamente ao grupo dois, fortemente dominado por taxa em forma de tufo curto.

De facto, os taxa em forma de tufo curto, constituem a forma de vida mais representada, e são largamente dominantes nos subgrupos do grupo 2, bem como nos subgrupos 1.1, 3.1 e 3.2 (Tab. 47, Fig. 70). Em oposição a forma em trama encontra-se muito pouco representada nos subgrupos 2.1, 2.2 e 3.1, mas bem representada nas restantes, não constituindo, no entanto, a categoria de forma de vida dominante em nenhum dos subgrupos (Tab. 47, Fig. 70).

No caso dos taxa que se desenvolvem sob a forma de tapete, obtiveram-se padrões distintos para os taxa em forma de tapetes folhosos e talosos (Tab. 47, Fig. 70). Assim, verificou-se uma total ausência da forma em tapete folhoso no grupo 2 (subgrupos 2.1 e 2.2) e no subgrupo 3.1 (Tab. 47, Fig. 70), em oposição à sua elevada representatividade nos subgrupos 3.3 e 3.5. Já no caso da forma em tapete taloso (Tab. 47, Fig. 70), uma maior

representatividade no grupo 2, tendo-se verificado a sua ocorrência em todos os subgrupos, com excepção do subgrupo 1.1.

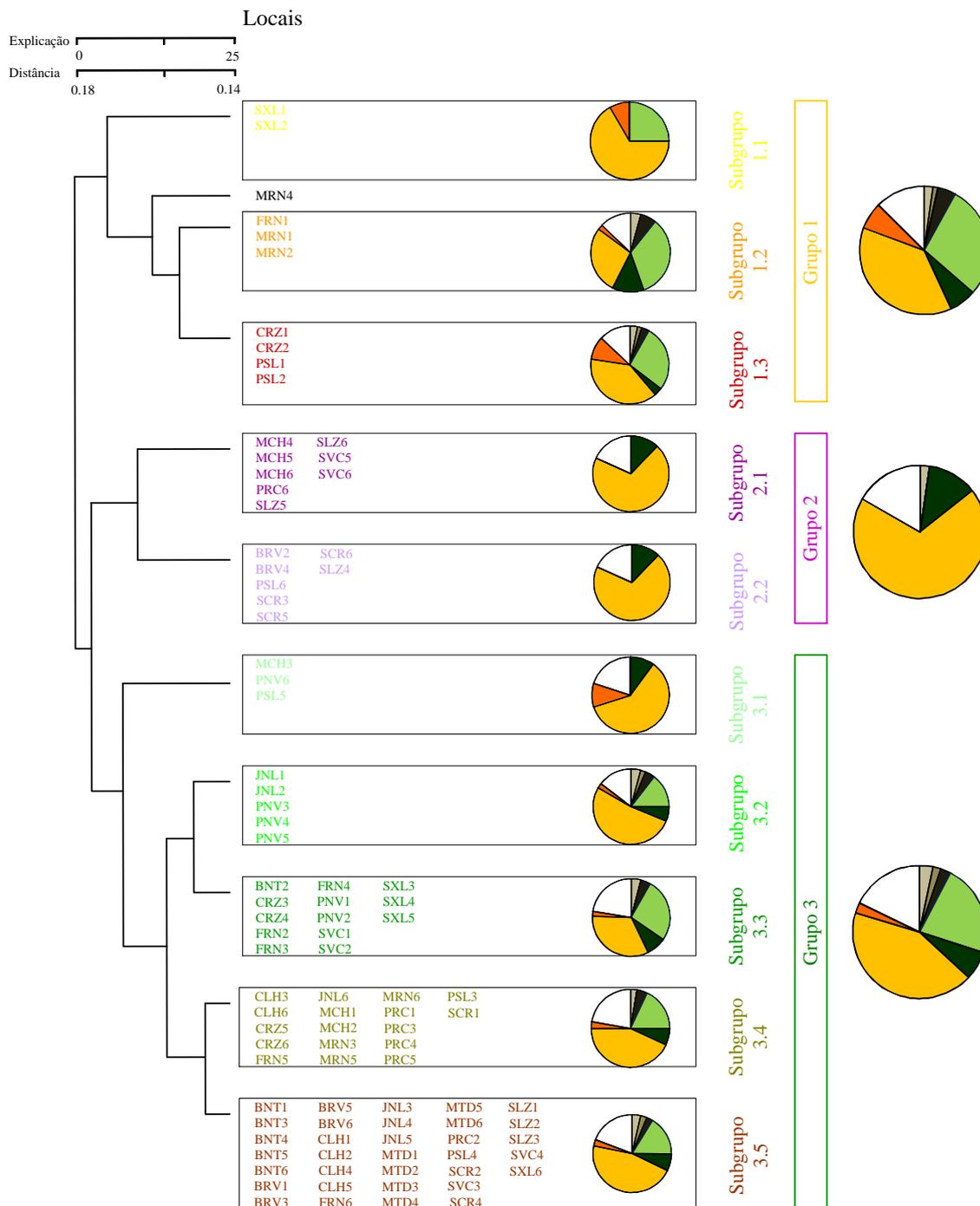


Figura 70. Proporção entre as categorias de forma de vida consideradas, nomeadamente, taxa anuais (■), almofadas (■), fenos (■), tapetes folhosos (■) e talosos (■), tufos curtos (■) e altos (■) e tramas (□), em cada grupo e subgrupo, resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

Tabela 47. Riqueza florística de cada categoria de forma de vida, para cada grupo e subgrupo, obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat sub-imerso.

	Anuais	Almofadas	Fenos	Tapetes folhosos	Tapetes talosos	Tufos curtos	Tufos altos	Tramas	
Grupos	I	2	1	4	25	6	33	6	11
	II	1	-	-	-	5	29	-	7
	III	5	3	4	35	11	67	4	28
Sub-grupos	1.1	-	-	-	3	-	8	1	-
	1.2	-	-	3	16	6	13	1	6
	1.3	2	1	2	17	2	24	6	8
	2.1	1	-	-	-	5	29	-	7
	2.2	-	-	-	-	4	23	-	6
	3.1	-	-	-	-	1	6	1	2
	3.2	2	1	2	7	3	25	1	7
	3.3	4	-	4	26	8	32	2	22
	3.4	2	-	3	13	5	31	2	16
	3.5	4	3	3	19	8	53	3	22
	Total	7	3	5	39	13	74	7	30

Os taxa com estratégia de vida do tipo colonizador encontram-se bem representados, praticamente em todas as áreas (Tab. 46, Fig. 69), tal como a forma de vida em tufo curto (Tab. 47, Fig. 70), cuja maioria dos representantes apresenta a referida estratégia de vida. Esta elevada frequência/representatividade pode ser explicada pelos processos de perturbação, característicos dos habitats ripícolas e que permitem a disponibilização de áreas livres de vegetação, rapidamente colonizadas por estes taxa, nomeadamente pertencentes a alguns géneros como *Barbula*, *Bryum*, *Didymodon*, *Syntrichia* e *Tortula*. Os taxa do tipo colonizadores apresentam características que lhes conferem uma elevada capacidade de colonizar rapidamente substratos, nomeadamente uma elevada de produção de esporos, de reduzidas dimensões e como tal leves, bem como de propágulos assexuados (propágulos, gemas, bolbilhos) (During 1979, 1992, Kürschner 2004, Fritz *et al.* 2009). Além da capacidade para dispersar a longa distância, o que lhes permite colonizar novos substratos, o elevado número de estruturas de reprodução vegetativa que persistem nas áreas de ocorrência destas espécies são muito resistentes e podem persistir durante longos períodos de tempo em condições desfavoráveis. Os taxa com estratégia colonizadora apresentam também, muito frequentemente a forma de crescimento em tufo curto, que correspondendo a uma forma e dimensão que lhes permite ocorrer em todos os tipos de condições, conferindo-lhes uma elevada resistência em condições de elevada perturbação, neste caso das margens como resultado da oscilação de caudais e turbulência associada às partículas em suspensão (Gimingham & Birse 1957, Muotka & Virtanen 1995, Kürschner 2004). De facto, constituem a categoria mais representada nos subgrupos com maior perturbação física e antropogénica, nomeadamente 2.1, 2.2 e 3.2, salientado a sua capacidade de sobreviver e desenvolver-se em situações menos propícias ao desenvolvimento de briófitos.

Por seu lado, os taxa de estratégia perene, onde se enquadram sobretudo os taxa em forma de tapetes folhoso, trama e almofada, como são exemplos taxa dos géneros *Brachythecium*, *Hygroamblystegium*, *Isothecium*, *Oxyrhynchium*, *Platyhypnidium*. Ainda que bem representados na generalidade das áreas de estudo, apresentam uma representatividade muito reduzida nas áreas mais perturbadas, onde a estratégia colonizadora claramente domina. De facto, apesar das formas em trama e tapete folhoso apresentarem uma forma de vida comum em habitats ripícolas, encontrando-se numa grande diversidade de condições ecológicas, a sua ocorrência é limitada em condições de elevada perturbação (Gimingham & Birse 1957, Glime 1970a, Vitt *et al.* 1986, Lloret 1988, Jonsson 1996, Papp 1998, Suren & Duncan 1999). Este facto pode ser explicado pelas características associadas aos taxa que apresentam a estratégia perene, nomeadamente a elevada longevidade e baixo investimento ao nível da reprodução sexuada e asexuada. Estes taxa apresentam um crescimento lento, sendo no entanto, bastante tolerantes ao stress, e desta forma desenvolvem-se melhor em situações de elevada estabilidade, encontrando-se geralmente associados a estádios de sucessão mais avançados.

Os taxa com estratégia esporádica de vida longa encontram-se também bem representados na maioria dos subgrupos, com valores de representatividade próximos. Esta categoria apresenta algumas semelhanças com a categoria dos taxa de estratégia perene, incluindo também formas de vida em comum, nomeadamente em tapete e almofada, bem como alguns tufos curtos. Os taxa que apresentam a referida estratégia, como é o caso de taxa dos géneros apresentam, tal como os do tipo perene, uma elevada longevidade, esforço reprodutor (sexuado e assexuado) moderado, apresentando, no entanto, esporos de maiores dimensões do que no caso dos perenes. Como demonstrado por diversos autores, esporos de grandes dimensões, nomeadamente superiores a 25 μm , apresentam uma reduzida distância de dispersão (During 1979, Miles & Longton 1992, Stoneburner *et al.* 1992, Söderström & Gunnarsson 2003, Kürschner 2004). Desta forma, são taxa que se desenvolvem preferencialmente em situações de alguma estabilidade, não se verificando, no entanto uma relação tão evidente com os subgrupos, como no caso dos taxa de estratégia perene.

4.3.2.2. Habitat imerso

Os taxa presentes no habitat imerso considerados nesta análise incluíram-se em três categorias de estratégias de vida, nomeadamente taxa de estratégia colonizadora, esporádica de vida longa e perene (Tab 48).

A análise da proporção entre as distintas estratégias de vida para cada grupo resultante da Classificação Ascendente Hierárquica (Fig. 71), permitiu verificar que o grupo 2 apresenta uma maior representatividade de taxa de estratégia perene.

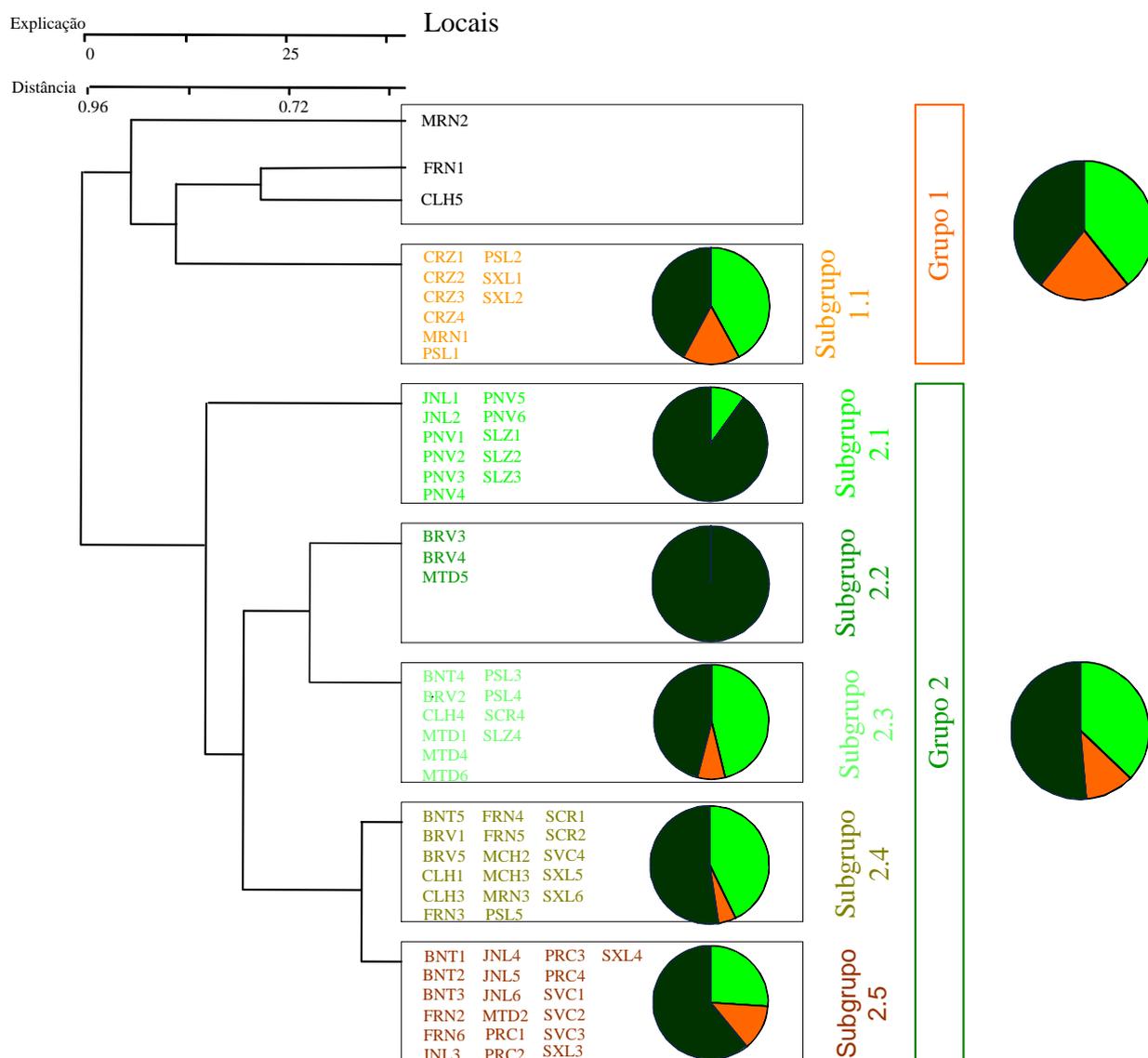


Figura 71. Proporção entre as categorias de estratégia de vida consideradas, nomeadamente, taxa colonizadores (■), esporádicos de vida longa (■) e perenes (■), em cada grupo e subgrupo resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

No que respeita à análise dos subgrupos, verificou-se que os taxa de estratégia perene, constituíram, na generalidade a estratégia de vida mais representada, foi a perene, na qual foram determinados 21 taxa, ocorrendo em todos os subgrupos (Tab. 48).

Estes taxa constituem a categoria dominante em todos os subgrupos, apresentando, no entanto, uma representatividade aproximada com os taxa do tipo colonizador nos subgrupos 1.1 e 2.3 (Tab. 48, Fig. 71). No caso dos taxa do tipo esporádicos de vida longa, encontraram-se pouco representados na generalidade dos grupos e subgrupos (Tab. 48, Fig. 71).

Tabela 48. Riqueza florística de cada categoria de estratégia de vida, para cada grupo e subgrupo obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

		Colonizadores	Esporádicos de vida longa	Perenes
Grupos	I	11	6	11
	II	13	4	18
Subgrupos	1.1	8	3	8
	2.1	1	-	9
	2.2	-	-	2
	2.3	6	1	6
	2.4	9	1	11
	2.5	6	3	14
	Total	19	8	21

No caso das formas de vida, analisou-se um total de seis categorias de formas de vida, nomeadamente, fenos, tapetes folhosos e talosos, tufo alto e curtos e tramas (Tab. 49).

Tabela 49. Riqueza florística de cada categoria de forma de vida, para cada grupo e subgrupo obtidos como resultado da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

		Boreais	Mediterrânicos	Oceânicos		Oceânico-mediterrânicos	Temperados
				Total	Endémicos		
				Grupos	I		
	II	3	3	12	4	7	10
Subgrupos	1.1	2	-	9	1	4	4
	2.1	2	1	2	1	1	4
	2.2	-	-	-	-	-	2
	2.3	2	1	3	3	2	5
	2.4	3	1	7	4	4	6
	2.5	3	-	11	4	5	4
	Total	6	3	19	3	10	13

Observou-se um padrão de proporcionalidade distinto entre as formas de vida, em cada grupo resultante da CAH (Fig. 71), em que se verificou uma maior representatividade dos taxa em forma de tufo curto e trama, no grupo 2, relativamente ao grupo 1. No que respeita à análise dos subgrupos (Fig. 71), verificou-se, uma elevada representatividade dos taxa em forma de tufo curto e trama, nos subgrupos do grupo 2, com excepção do subgrupo 2.2, onde ocorrem exclusivamente taxa em forma de trama. Finalmente, a forma de tapete folhoso, salienta-se uma elevada ocorrência no subgrupo 1.1 e boa representatividade no subgrupo 2.1 e em menor extensão nos restantes subgrupos onde ocorre (Tab. 49, Fig. 72). Os resultados obtidos para o habitat imerso apresentam algumas semelhanças com os obtidos relativamente ao

habitat sub-imerso. Assim, os taxa de estratégia perene (ao qual se associam as formas de vida de trama e tapete folhoso) e colonizador (representado por elevado número de formas de tufo curtos) constituem as categorias de estratégia de vida mais representadas e dominantes na generalidade dos grupos.

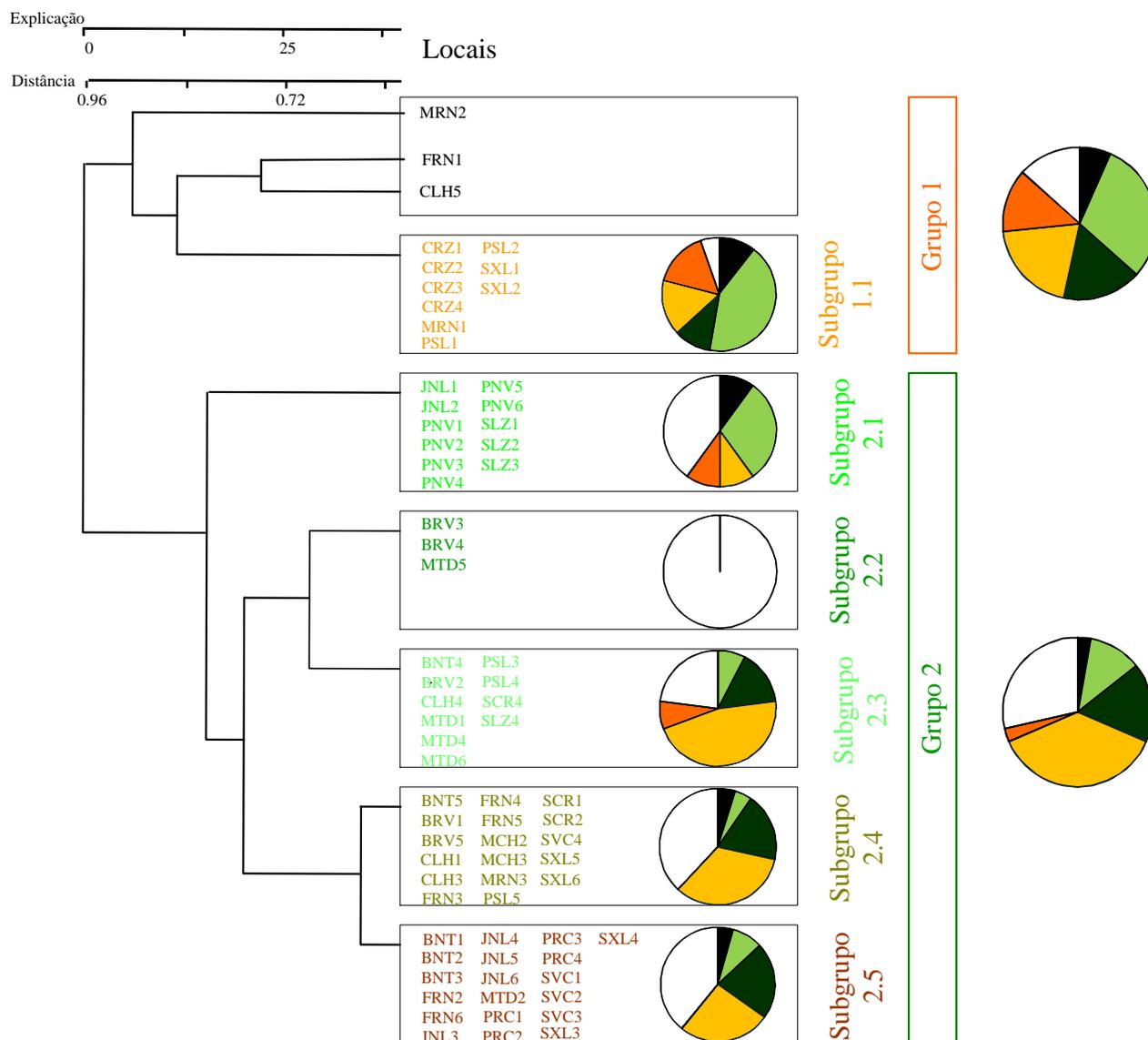


Figura 72. Proporção entre as categorias de forma de vida consideradas, nomeadamente, taxa em forma de fenos (■), tapetes folhosos (■) e talosos (■), tramas (□), tufo curtos (■) e altos (■), em cada grupo e subgrupo, resultantes da Classificação Ascendente Hierárquica, efectuada ao habitat imerso.

No entanto, no habitat imerso verifica-se uma dominância generalizada dos taxa de estratégia perene (em forma de trama e tapete folhoso), como é o caso de taxa pertencentes aos géneros *Brachythecium*, *Chiloscyphus*, *Hygroamblystegium*, *Oxyrrhynchium* e *Platyhypnidium* ao contrário do que verificado para o habitat sub-imerso (item 4.2.2.2), no qual dominavam os taxa de estratégia colonizadora (associado à forma em tufo curto), como os taxa incluídos nos géneros *Bryum*, *Didymodon*, *Fissidens*, *Tortella*, *Tortula*. Este facto pode ser dever-se às características distintas do habitat imerso, em relação ao habitat sub-imerso, que são apenas toleradas por alguns taxa, com adaptações que permitem o seu desenvolvimento neste tipo de habitat. No caso dos taxa com desenvolvimento pleurocárpico, ou seja, que apresentam na generalidade uma forma de crescimento em trama e tapete folhoso, como é o caso de espécies dos géneros, *Brachythecium*, *Hygroamblystegium* e *Platyhypnidium*, a sua estrutura permite-lhe resistir à força das correntes e arrastamento como resultado da sua elevada flexibilidade morfológica e força de fixação dos rizóides ao substrato. Adicionalmente, os taxa com estratégia colonizadora apresentam algumas dificuldades no estabelecimento, e posterior desenvolvimento dos esporos e estruturas vegetativas, no meio em que a água flui constantemente, e como tal a fixação das referidas estruturas é mais difícil.

4.3.3. Modelos para determinação da riqueza florística das distintas estratégias e formas de vida

Neste item pretende-se determinar quais as variáveis mais importantes na determinação da riqueza florística, de cada categoria de estratégia e forma de vida, através de uma análise de Regressão Múltipla Linear.

4.3.3.1. Habitat sub-imerso

A análise de Regressão Múltipla Linear permitiu obter modelos com valores significativos ($p < 0.001$) para a riqueza florística de taxa com estratégia colonizadora, esporádica de vida longa e perene (Tab. 50). Para os taxa de estratégia perene obteve-se o melhor modelo, com um valor de explicação superior a 0.50 ($R^2_{aj.}$: 0.57; Tab. 50, Fig. 73), seguido pelos esporádicos de vida longa ($R^2_{aj.}$: 0.43; Tab. 50, Fig. 74) e finalmente os colonizadores ($R^2_{aj.}$: 0.34; Tab. 50, Fig. 75).

Tabela 50. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat submerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de estratégia de vida, como variável resposta para todos os modelos. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo (coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	$R^2_{aj.}$
Colonizadores	NAV (-0.75,-5.44), TMNDJF (0.64,3.19), CLI (-0.33,-3.28), VEGURZ (0.31,2.14), PAREIA (0.21,2.38), PO_4I (0.16,1.75)	0.34
Esporádicos de vida longa	TMNDJF (0.49,3.52), VEGSAL (-0.45,-3.75), NAV (-0.41,-3.49), CNDI (-0.32,-2.27), VALBRT (-0.22,-2.67)	0.43
Perenes	NAV (-0.39,-3.75), VEGSAL(-0.39,-3.61), TMNDJF(0.38,2.35), VALBRT (-0.21,-2.73), VEGURZ (-0.21,-1.78), PPEDRA (-0.20,-2.55), NO_3V (-0.17,-2.32), PAREIA (0.16,2.10)	0.57

Apesar de cada um dos modelos ser constituído por um conjunto distinto de variáveis, algumas destas surgem em comum a todos os modelos, nomeadamente, a concentração de sódio, na água, no Verão (NAV), que apresentou uma relação negativa e a temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF), positivamente relacionado. De facto, na análise dos padrões de biodiversidade verificou-se uma resposta semelhante para todas as categorias de estratégia de vida consideradas, relativamente aos factores analisados. Nomeadamente a posição na ribeira, aumentando de jusante para montante, e a exposição, com um número significativamente superior de taxa na vertente Norte relativamente à vertente Sul, sendo desta forma natural que algumas variáveis que constituem os modelos sejam comuns. No entanto, a maioria das variáveis incluídas em cada um dos modelos não o é, o que evidencia/comprova a distinta afinidade de cada uma das categorias de estratégia de vida relativamente a parâmetros ambientais.

O modelo que apresentou melhor explicação foi o relativo à riqueza florística dos taxa com estratégia perene (Tab. 50, Fig. 73). Esta categoria apresenta o número máximo de taxa em áreas de Laurissilva, uma vez que se encontram negativamente relacionados com a vegetação de Urzal de altitude (VEGURZ) e a de Salgueiral (VEGSAL). Nas áreas de Laurissilva observam-se geralmente vales fechados (VALBRT) e concentrações pouco elevadas de sódio, na água, no Verão (NAV) e de nitratos, na água, no Verão (NO_3V). Adicionalmente, refere-se

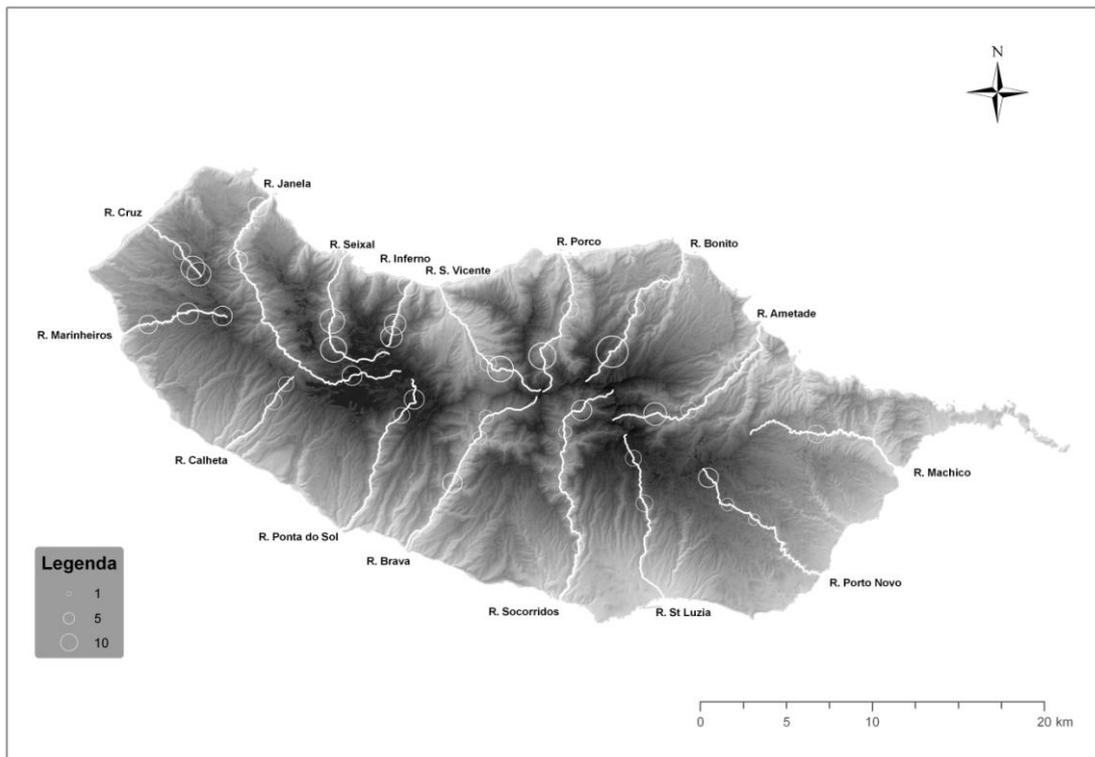
a afinidade que estas taxa apresentam por condições de elevada estabilidade, reflectiva pela relação positiva com a percentagem de areia no leito (PAREIA) e negativa com a percentagem de pedra no leito (PPEDRA).

Os taxa da categoria esporádica de vida longa (Tab. 50, Fig. 74) encontram-se associados a áreas em altitude considerável, nomeadamente de Laurissilva e/ou Urzal de altitude, visto apresentar uma relação negativa com a vegetação de Salgueiral (VEGSAL) e com vales abertos (VALBRT), mais características de áreas de jusante bem como da vertente Norte (que apresentou uma riqueza florística significativamente superior à Sul, verificado no item 4.3.1). Adicionalmente a relação negativa com a condutividade (CNDI) e concentração de sódio, na água, no Verão (NAV) evidenciam uma maior afinidade com áreas de montante, e intermédio, neste caso como resultado da sua forte relação positiva relativamente à temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF). Neste sentido, referem-se os resultados obtidos na análise dos padrões de biodiversidade (item 4.3.1), na qual se tinha observado um aumento da riqueza florística de jusante para montante.

Finalmente, o modelo obtido para explicar a riqueza florística de taxa com estratégia colonizadora apresentou um valor de explicação baixosendo, no entanto, possível detectar algumas tendências (Tab. 50, Fig. 75). Assim, a riqueza florística de taxa com estratégia colonizadora encontra-se associado por um lado a condições de elevada altitude, uma vez que apresenta uma relação positiva com a vegetação de Urzal de altitude (VEGURZ) e negativa com a concentração de sódio, na água, no Verão (NAV) e cloretos, na água, no Inverno (CL₂I) e por outro lado apresenta uma relação positiva com a temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF), e com a concentração de fosfatos, na água, no Inverno (PO₄I), que aumentam de montante para jusante. Estes dados encontram-se de acordo com a análise dos padrões de biodiversidade (item 4.3.1), no qual se tinha verificado uma boa representatividade dos taxa de estratégia colonizadora na generalidade das áreas de estudo (Fig. 69) e com tendência para um aumento de jusante para montante (Tab. 44). Encontrando-se os referidos taxa bem representados ao longo das ribeiras estudadas, é natural que o modelo obtido não apresente uma explicação muito elevada.

Os modelos obtidos para explicar a riqueza florística pertencentes às principais categorias de forma de vida (Tab. 51), apresentaram uma significância elevada ($p < 0.001$). O melhor modelo foi obtido para os taxa em forma de tapete folhoso apresentando uma explicação superior a 0.60 ($R^2_{aj.}: 0.61$; Tab. 51; Fig. 76), enquanto para os restantes modelos a explicação obtida foi

A) Observado



B) Modelado

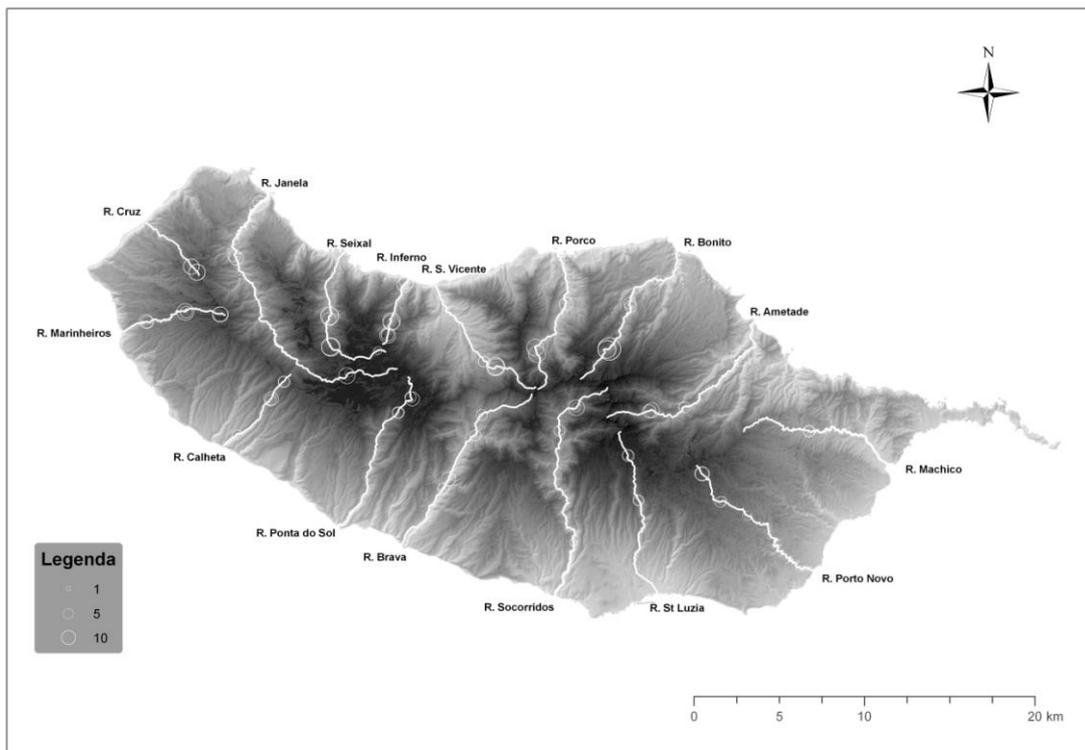
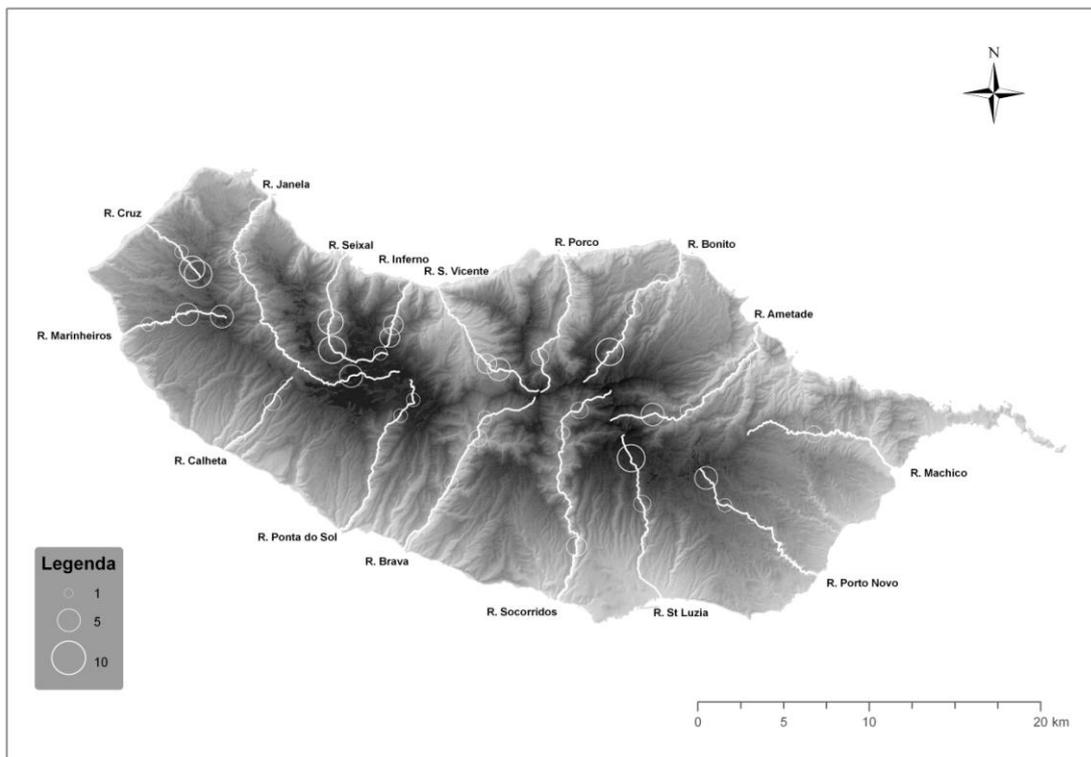


Figura 73. Riqueza florística de taxa de estratégia perene, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

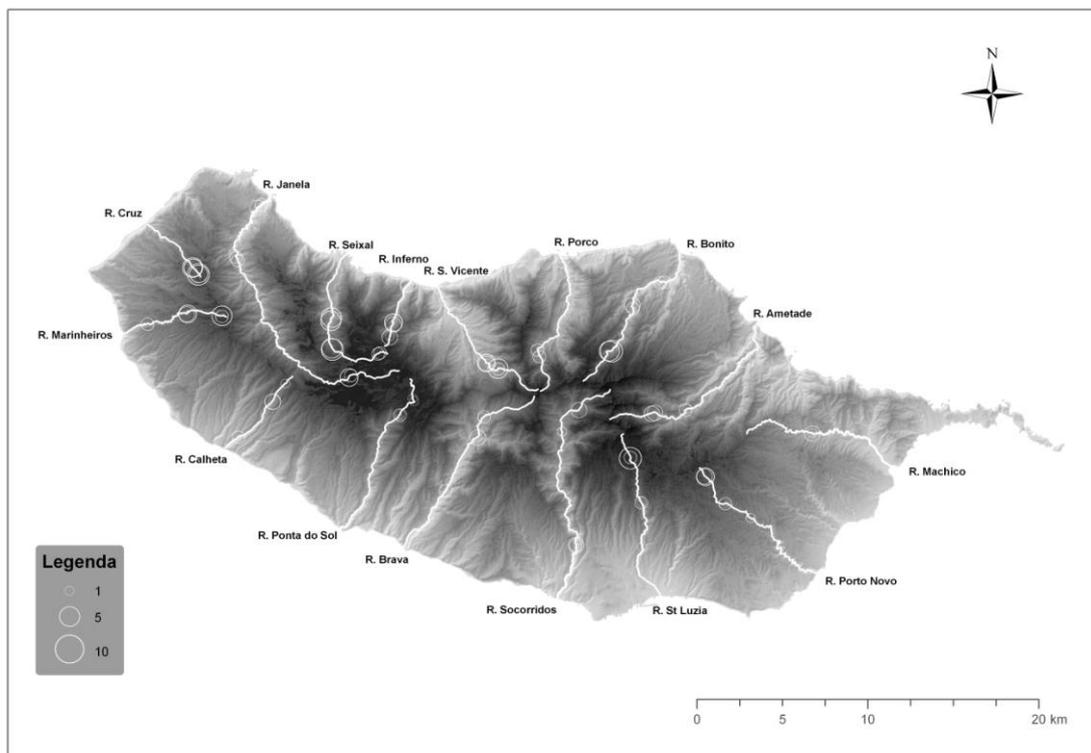
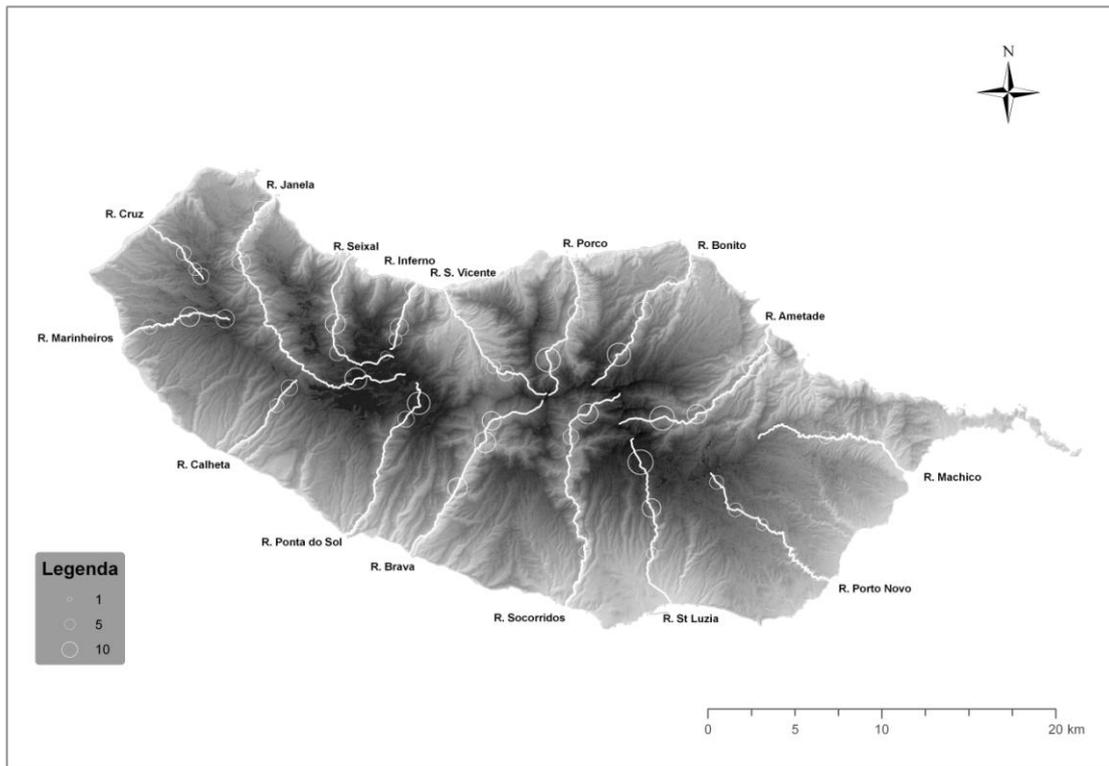


Figura 74. Riqueza florística de taxa de estratégia esporádica de vida longa, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

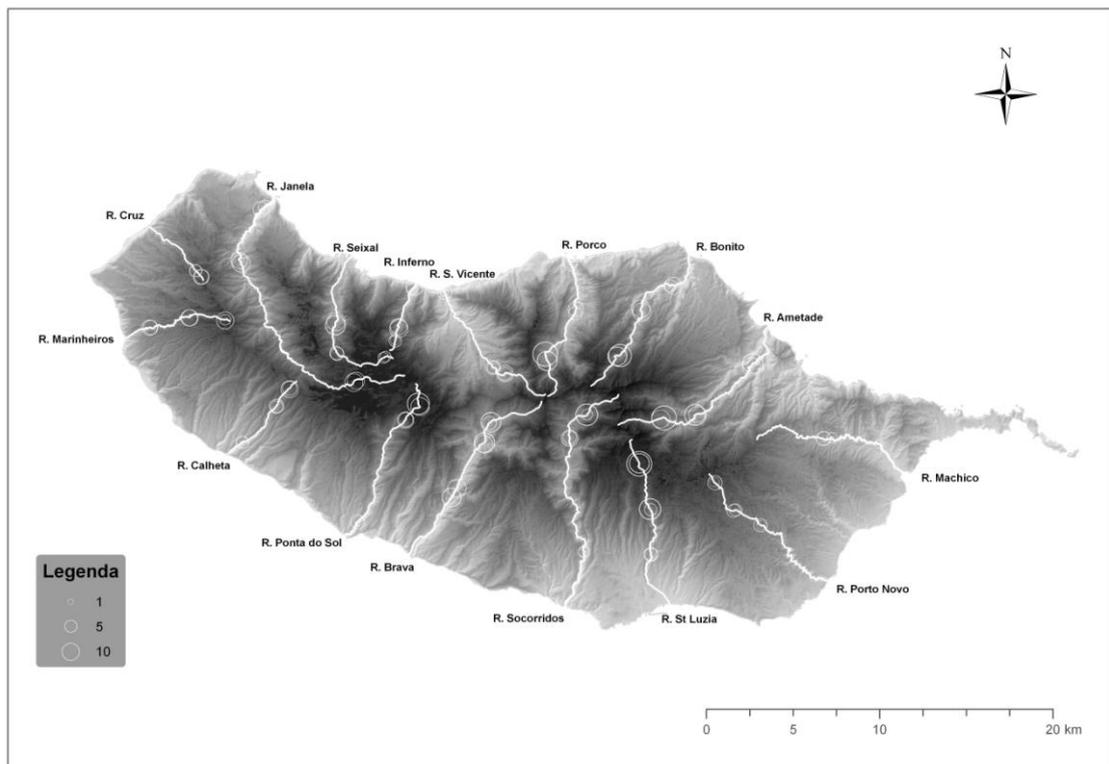


Figura 75. Riqueza florística de taxa de estratégia colonizadora, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

inferior a 50%, nomeadamente para as formas de tapete taloso (Fig. 77) e de tufo curto (Fig. 78), ambos com $R^2_{aj.}$: 0.41 (Tab. 51), bem como de trama com $R^2_{aj.}$: 0.38 (Tab. 51; Fig. 79).

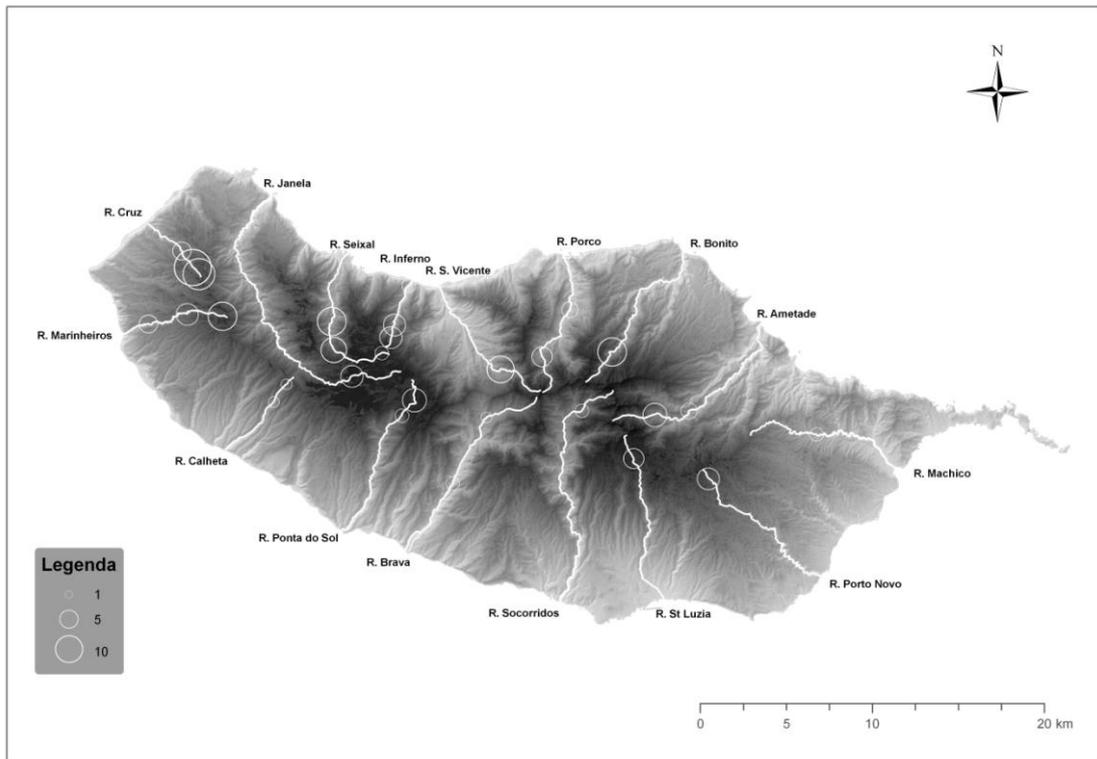
As categorias de forma de vida encontram-se associadas a distintas afinidades ambientais e como tal as variáveis incluídas em cada um dos modelos são diferentes (Tab. 51). No entanto, salienta-se em comum, para todas as categorias de forma de vida, a relação negativa relativamente à vegetação de Salgueiral (VEGSAL), excepto para a forma em tufo curto (não incluído no modelo), bem como a relação positiva com a percentagem de areia no leito (PAREIA), excepto para a forma em tapetes folhoso (não incluído no modelo).

Tabela 51. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat submerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de forma de vida, como variável resposta para todos os modelos. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo (coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	$R^2_{aj.}$
Tapetes folhosos	CNDI (-0.37,-3.83), VEGSAL (-0.36,-3.87), PO ₄ I (0.20,2.81), LARMIN (-0.19,-2.49), PO ₄ V(-0.132,-1.88), NNESS (0.11,1.70)	0.61
Tapetes talosos	TMNDJF (0.83,4.44), VEGSAL (-0.42,-3.19), LARMIN (-0.35,-2.73), NAV (-0.33,-2.51), NO ₃ V (-0.21,-2.24), PAREIA (0.201,2.23)	0.41
Tufos curtos	NAV (-0.85,-6.29), TMNDJF (0.74,3.48), VEGURZ (0.36,2.61), CLI (-0.30,-3.16), LARMIN (0.21,1.84), PAREIA (0.20,2.32)	0.41
Tramas	NAV (-0.62,-5.28), TMNDJF (0.57,4.10), VEGSAL (-0.35,-2.98), VALBRT (-0.27,-2.95), ESTARB (0.16,1.87), PAREIA (0.16,1.79), PPEDRA (-0.16,-1.76)	0.38

O modelo obtido para explicar a riqueza florística dos taxa em forma de tapete folhoso apresentou uma elevada explicação e verificou-se uma relação positiva destes taxa com a exposição, nomeadamente a vertente Norte da Ilha (NNESS) (Tab. 51, Fig. 76), tal como evidenciado na análise dos padrões de biodiversidade (item 4.3.1).

A) Observado



B) Modelado

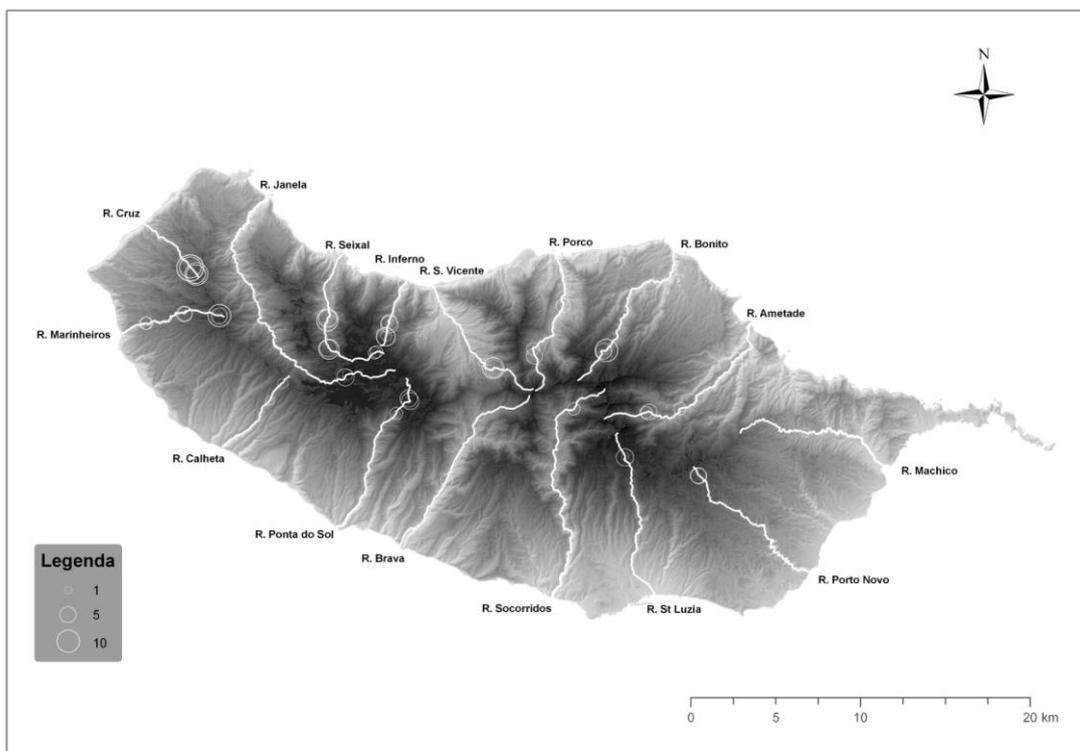
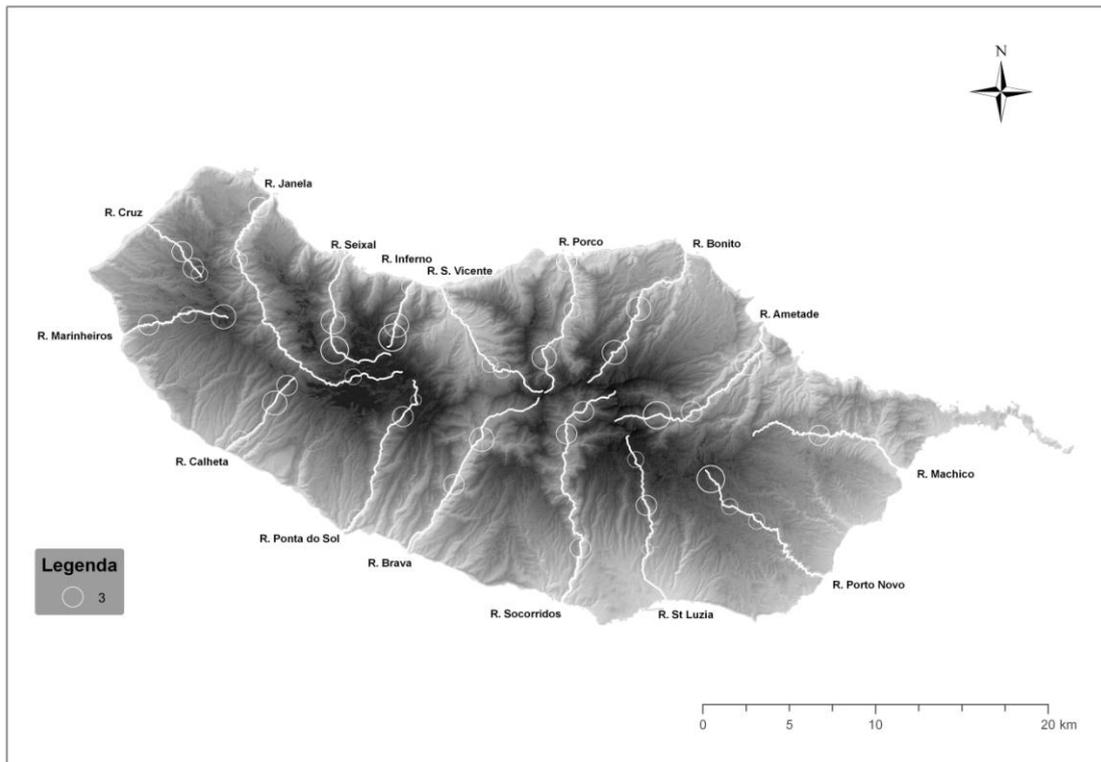


Figura 76. Riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

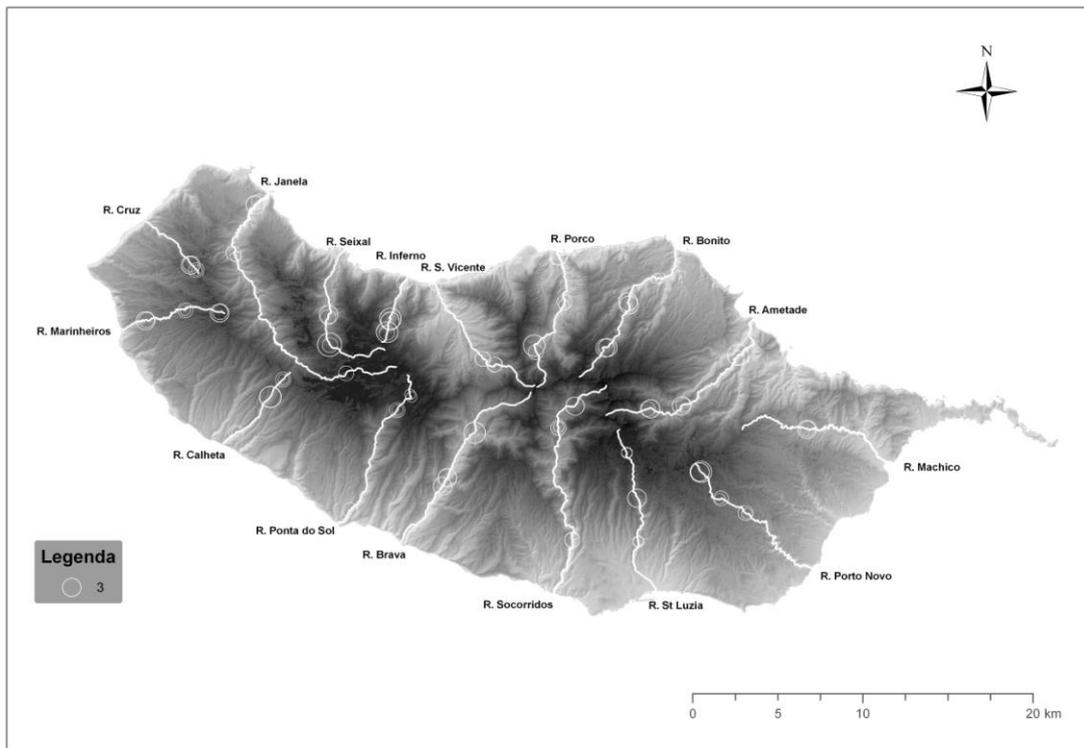
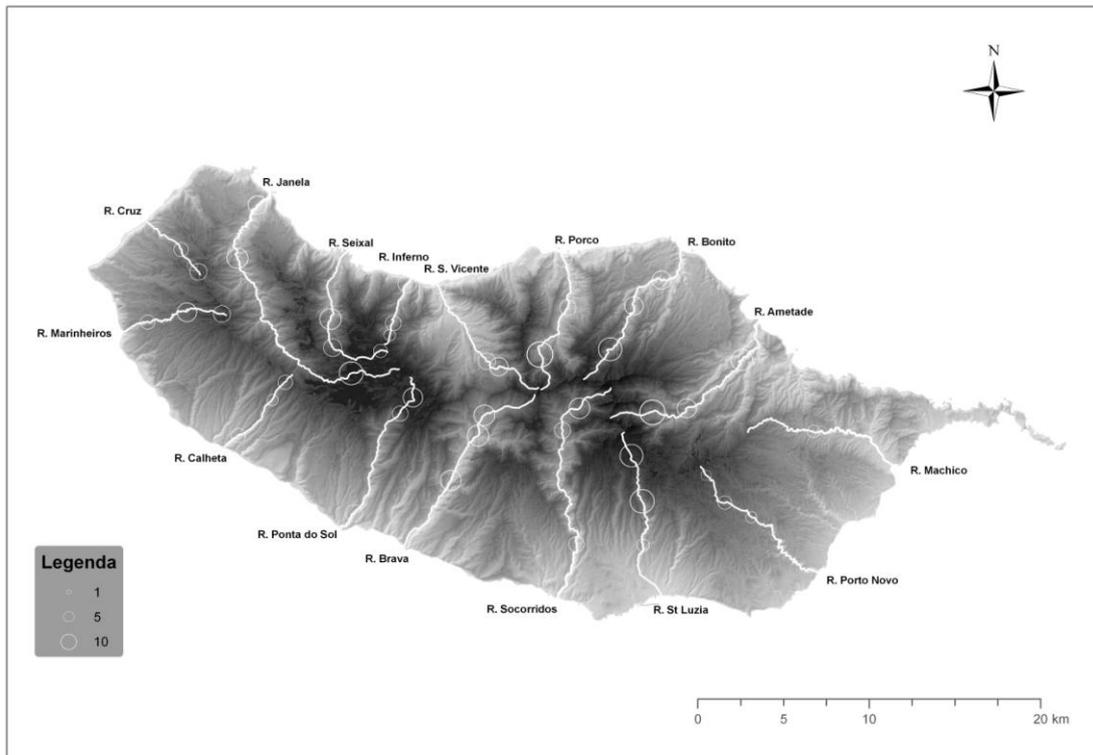


Figura 77. Riqueza florística de taxa em forma de tapetes taloso, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

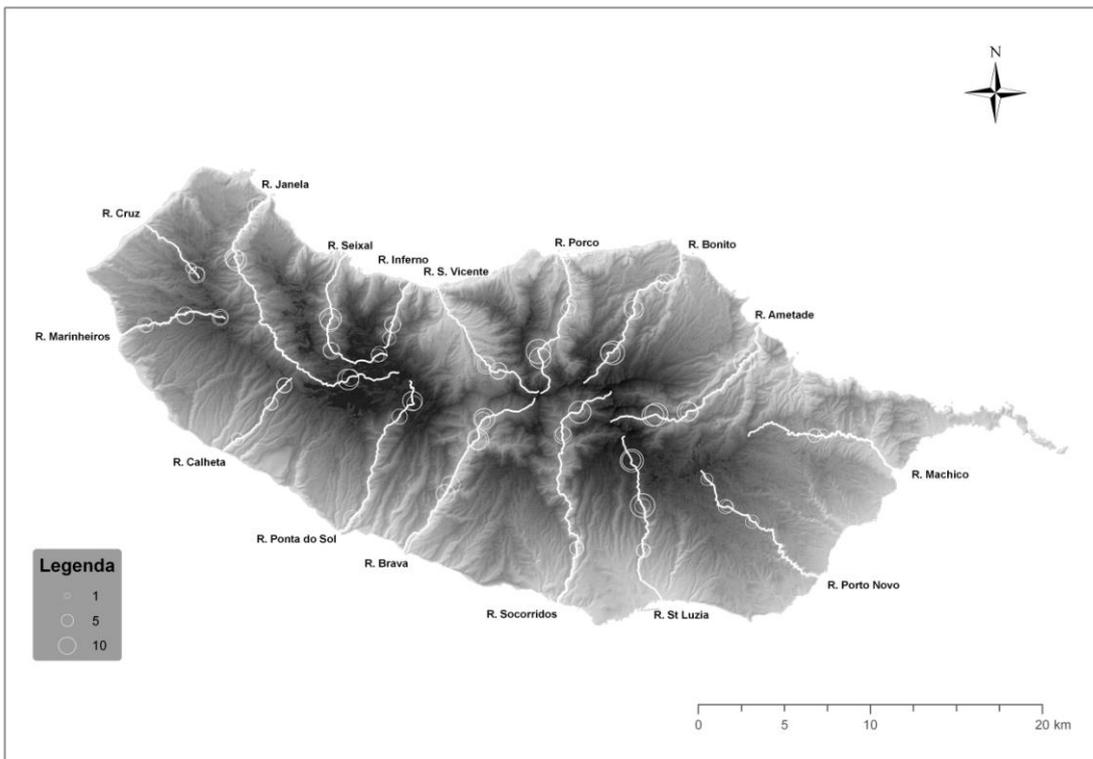
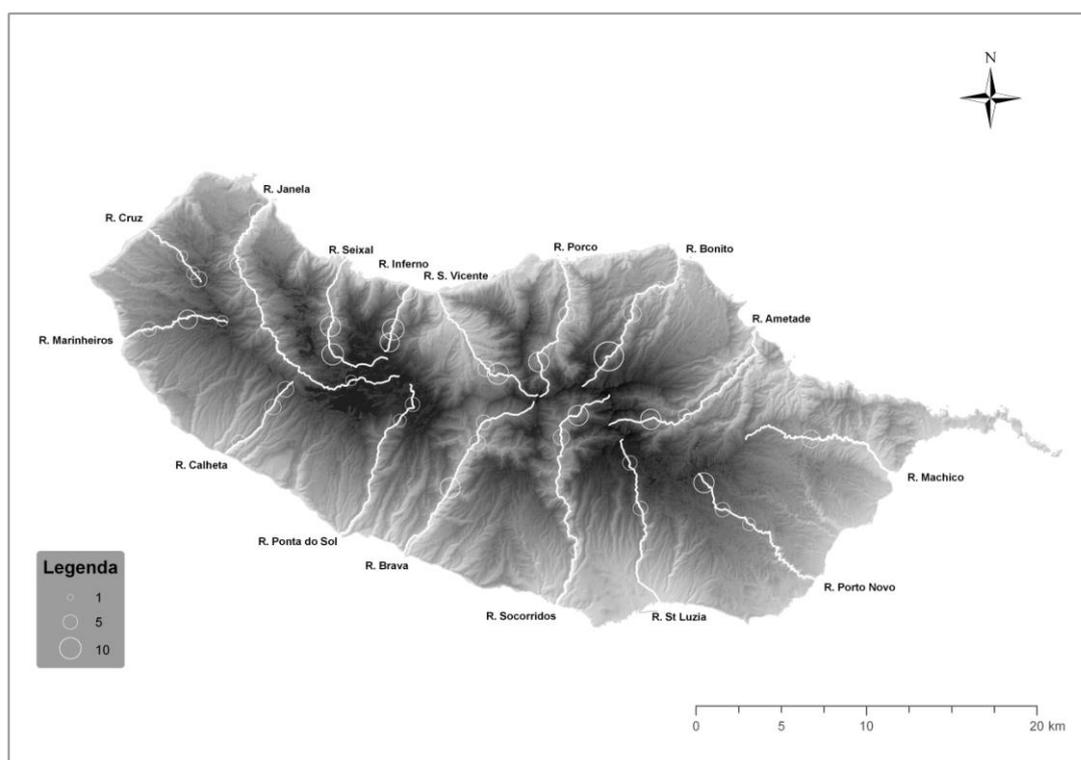


Figura 78. Riqueza florística de taxa em forma de tufo curto, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

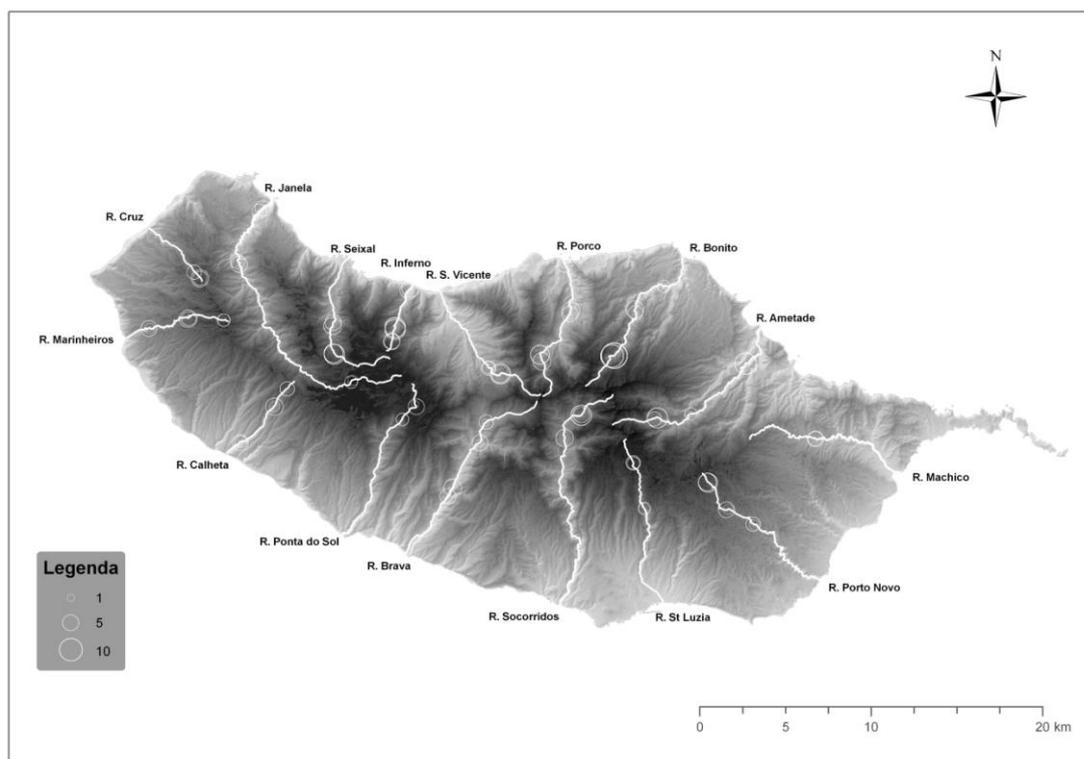


Figura 79. Riqueza florística de taxa em forma de trama, no habitat sub-imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

Adicionalmente, verificou-se também uma predominância em áreas de jusante e intermédias, como observado na análise dos padrões de biodiversidade (item 4.3.1). Tal é evidenciado pela relação negativa relativamente à largura mínima das margens (LARMIN), condutividade, na água, no Inverno (CNDI) e vegetação de Salgueiral (VEGSAL), variáveis estas que apresentam valores mais elevados em áreas de jusante. Por outro lado salienta-se a relação com a concentração de fosfatos na água, por um lado positiva relativamente à sua concentração no Inverno (PO_4I) e por outro, negativa relativamente à sua concentração no Verão (PO_4V).

No que respeita aos taxa em forma de tapete taloso (Tab. 51, Fig. 77) também se encontram associados a áreas de montante e/ou intermédias, uma vez que apresentam uma relação negativa com a vegetação de Salgueiral (VEGSAL), com a largura mínima das margens (LARMIN) bem como com as concentrações de sódio, (NAV) e nitratos (NO_3V), na água, no Verão, variáveis estas cujos valores aumentam de montante para jusante (Tab. 51). Por outro lado observa-se uma relação positiva relativamente à temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF), parâmetro este que aumenta de montante para jusante, o que poderá indicar uma reduzida afinidade com áreas de elevada altitude. De facto, como verificado na análise dos padrões de biodiversidade (item 4.3.1), a riqueza florística dos taxa em forma de tapete talosos apresentou uma relação significativa no que respeita à posição na ribeira, apresentando os valores mais elevados nas secções intermédias.

Relativamente aos taxa em forma de tufo curto (Tab. 51, Fig. 78), o modelo obtido para explicar a riqueza florística, apresenta uma relação positiva com a vegetação de Urzal (VEGURZ) e negativa com a concentração de sódio (NAV) e de cloretos (CL_2I), na água, no Verão e Inverno, respectivamente, variáveis estas que decrescem de montante para jusante. E por outro lado, uma relação positiva com a temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF), largura mínima das margens (LARMIN) e percentagem de areia no leito (PAREIA), parâmetros estes que aumentam de montante para jusante. Os taxa sob a forma de tufo curto encontram-se bem representados ao longo da Ilha e encontram-se frequentemente associados à estratégia de vida colonizadora. O seu estabelecimento nos habitats ripícolas resulta de processos de perturbação, muitas vezes estocásticos e imprevisíveis, mas que facilitam a instalação e desenvolvimento destas espécies. Ainda assim, foi possível obter um modelo com valores de explicação consideráveis.

Finalmente, no que respeita ao modelo obtido para a riqueza florística de taxa em forma de trama (Tab. 51, Fig. 79), refere-se a sua baixa explicação, sendo no entanto, possível determinar algumas afinidades com as variáveis ambientais. Assim, a riqueza florística de taxa em forma de trama encontra-se negativamente associado à vegetação de Salgueiral (VEGSAL), percentagem de pedra no leito (PPEDRA) e concentração de sódio, na água, no Verão (NAV), variáveis estas que aumentam de montante para jusante. Semelhante relação já tinha sido observada na análise dos padrões de biodiversidade (item 4.3.1), na qual se verificou um decréscimo significativo da riqueza florística de montante para jusante. Verificou-se adicionalmente uma relação com vales fechados (VALBRT) e elevado cobertura do estrato arbóreo (ESTARB), apontando para uma associação a condições de alguma protecção e estabilidade das condições microclimáticas.

Analisando os modelos obtidos quer para as estratégias de vida, quer para as formas de vida observaram-se alguns padrões em comum, evidenciando uma relação clara entre as duas. Assim, o modelo obtido relativo à riqueza florística de taxa com estratégia colonizadora apresentou uma explicação muito baixa e quatro variáveis em comum com o modelo obtido para a riqueza florística de taxa em forma tufo curto. A baixa explicação obtida para ambos modelos, ou seja, relativos à riqueza florística de taxa de estratégia colonizadora e à riqueza florística de taxa em forma de tufo curto, pode ser dever-se à elevada frequência de taxa pertencentes às referidas categorias nas áreas de estudo. De facto, a ocorrência de taxa do tipo colonizador (e estratégia de vida em tufo curto) em habitats ripícolas é muito frequente e é possível, em parte como resultado de acontecimentos estocásticos, normalmente associados a processos de perturbação que ao remover parte da vegetação possibilitam o estabelecimento de taxa de estabelecimento rápido. Desta forma, a predictabilidade dos factores que condicionam a riqueza florística de taxa com estratégia colonizadora é mais difícil.

Por outro lado, o modelo obtido para explicar a ocorrência de taxa com estratégia perene apresenta seis variáveis em comum com o modelo obtido para os taxa com forma de vida em trama. A associação entre os taxa do tipo perene e trama em condições de elevada estabilidade, como verificado na presente análise e já discutido anteriormente nos itens anteriores, pode ser explicado considerando as características associadas a cada estratégia e forma de vida. Assim, os taxa de estratégia perene, são caracterizados por apresentarem uma elevada longevidade, um investimento a nível reprodutivo moderado (tanto sexuado como assexuado), um crescimento lento, mas elevada tolerância ao stress. Desta forma, apenas em condições com alguma estabilidade é possível que estas espécies se desenvolvam, uma vez

que o seu estabelecimento em condições de elevada perturbação é reduzido como resultado do seu baixo investimento em termos reprodutivos. Da mesma forma, apenas em condições relativamente estáveis é possível o desenvolvimento de extensos tapetes de mugos, como os que apresentam forma em trama.

4.3.3.2. Habitat imerso

No habitat imerso, os modelos obtidos para explicar a riqueza florística das categorias de estratégia de vida (Tab. 52), nomeadamente taxa colonizadores, esporádicos de vida longa e perenes, apresentaram valores de explicação mais baixos que os obtidos para o habitat sub-imerso, sendo todos eles significativos ($p < 0.001$).

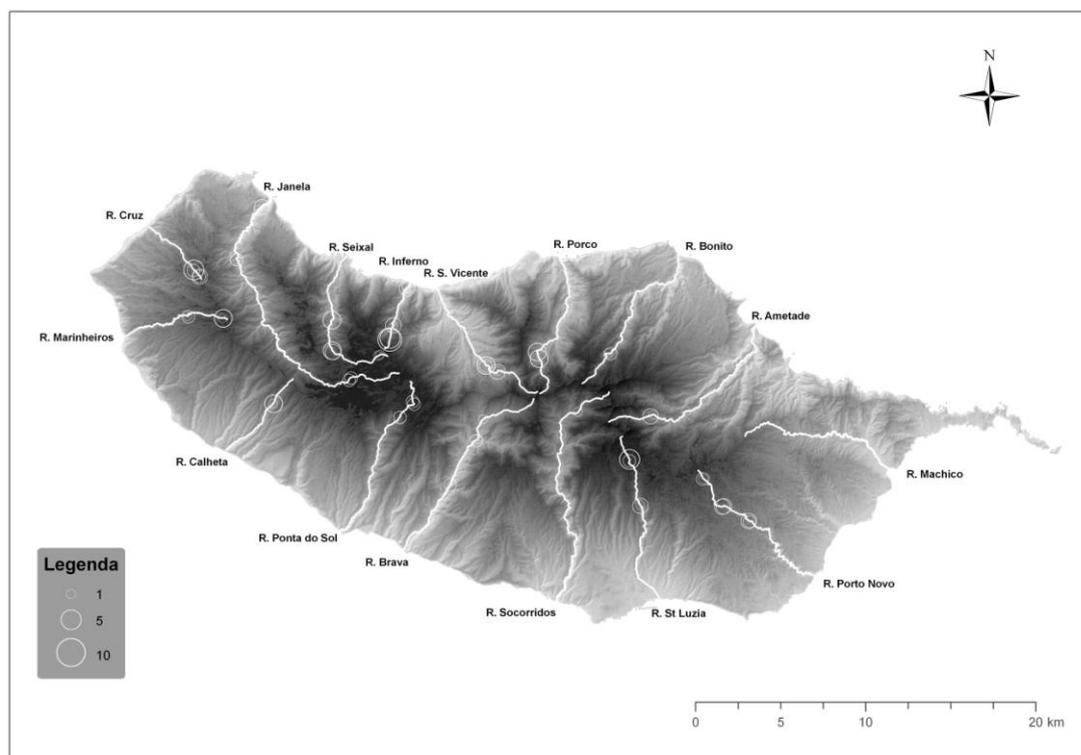
Assim, tal como para o habitat sub-imerso o melhor modelo foi obtido para a riqueza florística de taxa com estratégia perene ($R^2_{aj.}$: 0.50; Tab. 52, Fig. 80), seguido de colonizadora ($R^2_{aj.}$: 0.23; Tab. 52, Fig. 81) e finalmente por estratégia do tipo esporádico de vida longa ($R^2_{aj.}$: 0.21; Tab. 52).

Tabela 52. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat imerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de estratégia de vida, como variável resposta para todos os modelos. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). $R^2_{aj.}$: valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo (coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	$R^2_{aj.}$
Colonizadores	CNDI (-0.46,-3.95), VEGURZ (-0.32,-2.83), SOLO (0.27,2.69), NO ₃ V (-0.20,-2.1), ESTARB (0.19,2.06), CLI (0.14,1.38)	0.23
Esporádicos de vida longa	CNDI (-0.47,-3.52), SOLO (0.33,3.43), NAV (0.30,2.01), PO ₄ V (0.27,2.39), NNESS (0.22,2.32)	0.21
Perenes	TMNDJF (-0.55,-3.47), CNDI (-0.40,-3.38), VEGURZ (-0.39,-3.34), PO ₄ I (0.29,3.85), OXIV (0.20,-2.61)	0.50

Verificou-se que comparativamente aos modelos obtidos para o habitat sub-imerso (Tab. 52), no habitat imerso a explicação obtida para os modelos apresenta valores mais baixos. Esta resulta muito provavelmente da riqueza florística dos taxa presentes no habitat imerso ser bastante inferior relativamente ao número de taxa presentes no habitat sub-imerso, o que torna mais difícil a determinação de padrões e estabelecimento de relações entre as variáveis ambientais e a riqueza florística.

A) Observado



B) Modelado

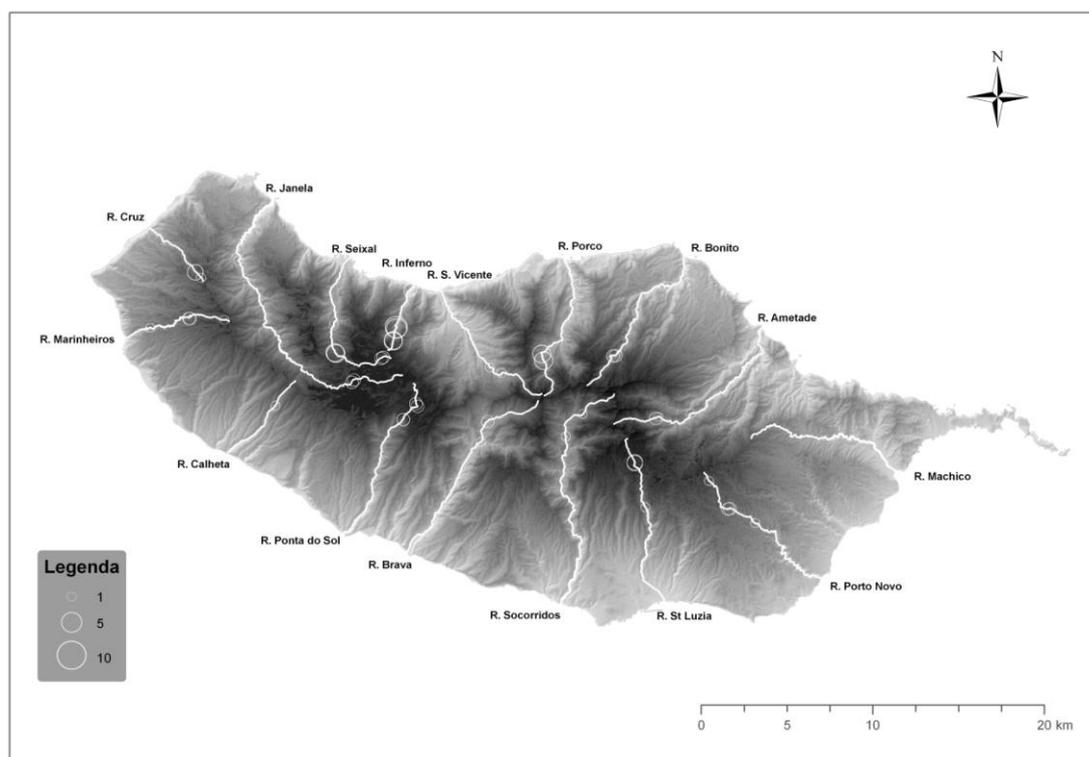
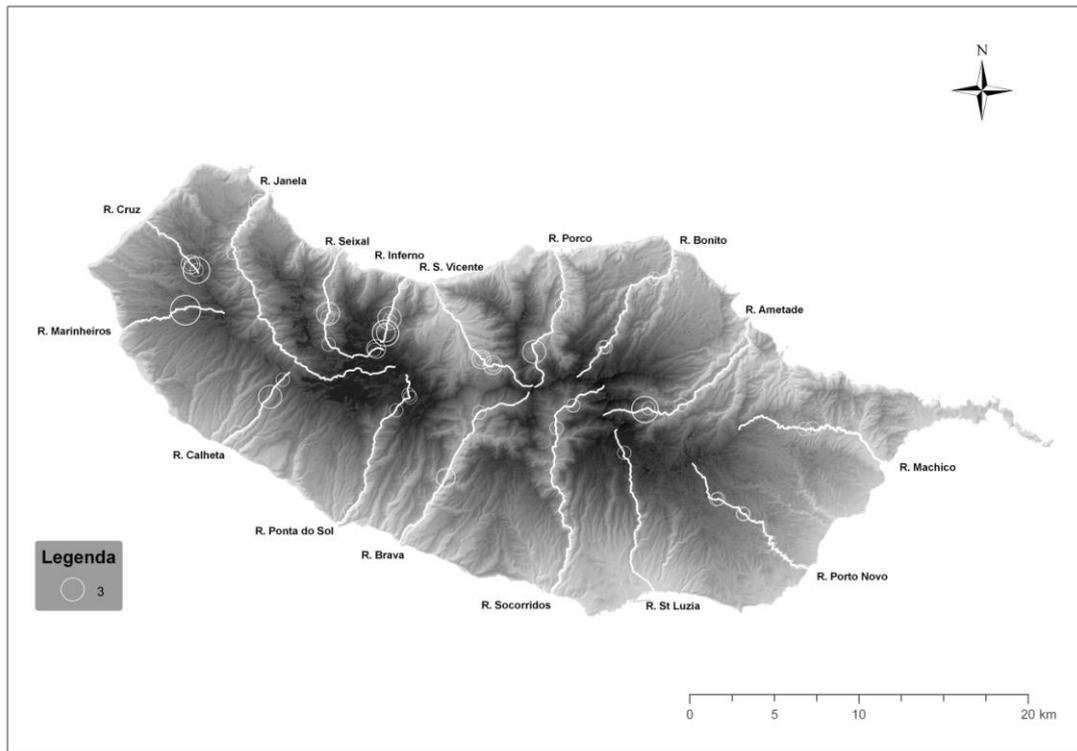


Figura 80. Riqueza florística de taxa de estratégia perene, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

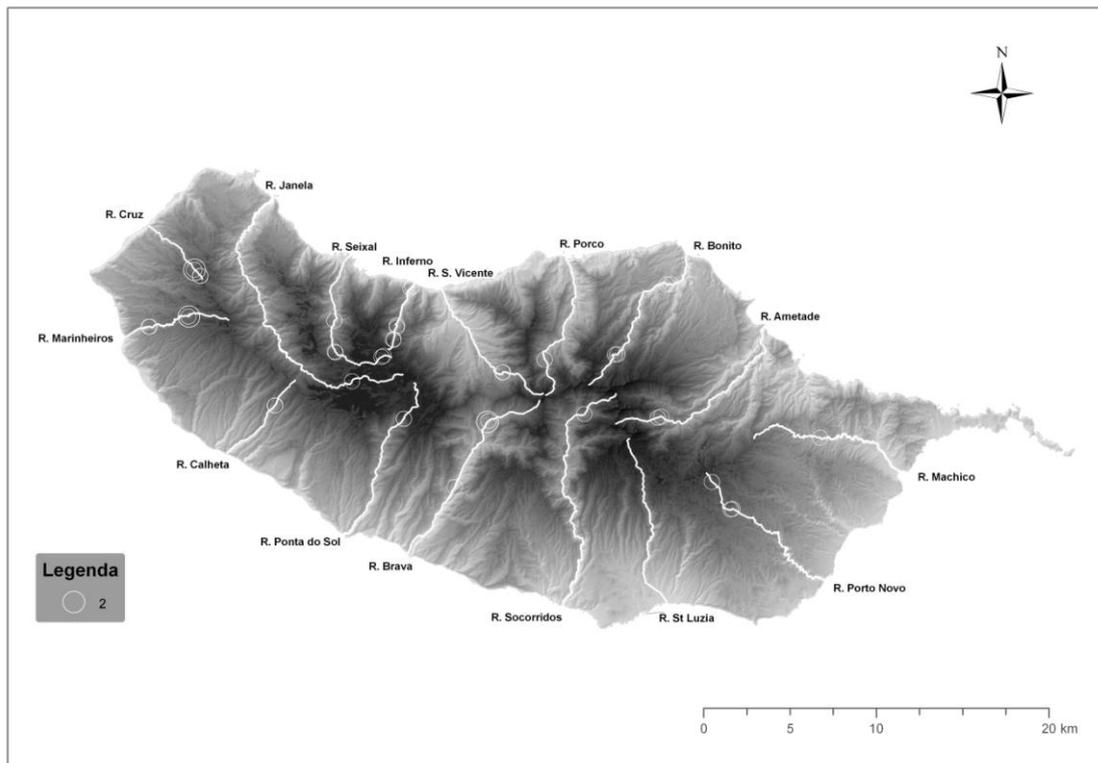


Figura 81. Riqueza florística de taxa de estratégia colonizadora, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

Apesar de todos os modelos serem constituídos por um conjunto distinto de variáveis obteve-se uma variável em comum a todas as categorias analisadas, nomeadamente a condutividade da água, no Inverno (CNDI), que apresentou uma relação negativa para todas as categorias. A condutividade da água, aumenta de montante para jusante, o que está de acordo com os resultados obtidos na análise dos padrões de biodiversidade (item 4.3.1), em que se observou uma diminuição significativa da riqueza florística de montante para jusante.

No que respeita à riqueza florística de taxa com estratégia perene (Tab. 52, Fig. 80), que apresentou o melhor modelo, verifica-se que a riqueza florística de taxa da referida categoria aumenta com a altitude, uma vez que apresenta uma relação negativa com a temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF) e condutividade da água, no Inverno (CNDI), variáveis estas que aumentam de montante para jusante. Os taxa de estratégia perene desenvolvem-se preferencialmente em águas bastante oxigenadas (OXIV), e com alguma concentração de fosfatos, na água, no Inverno (PO₄I), mas não em vegetação de altitude (VEGURZ). Esta categoria de estratégias de vida desenvolve-se preferencialmente em áreas de Laurissilva, uma vez que apresentam uma relação negativa por um lado com a vegetação de altitude e por outro com a condutividade da água e temperatura mínima nos meses de Inverno, que apresentam valores mais elevados em secções de jusante. Comparativamente com o modelo obtido para a riqueza florística do habitat sub-imerso, verificaram-se apenas duas variáveis em comum, nomeadamente temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF) e vegetação de Urzal de altitude (VEGURZ), ainda que na generalidade se verifiquem afinidades ambientais próximas.

Os taxa com estratégia colonizadora (Tab. 52, Fig. 81) apresentam uma explicação baixa, mas ainda assim, é possível observar que se desenvolvem preferencialmente em margens terrícolas (SOLO) e com elevada cobertura de estrato arbóreo (ESTARB), mas não de vegetação de altitude (VEGURZ). No que respeita aos parâmetros físico-químicos da água, verificou-se uma relação negativa com relativamente à condutividade da água, no Inverno (CNDI) e à concentração de nitratos (NO₃V), no Inverno e Verão, respectivamente, variáveis estas que aumentam de montante para jusante. No entanto, obteve-se uma relação positiva com a concentração de cloretos na água, no Inverno (CL₂I), variável esta que aumenta de montante para jusante, evidenciando alguma complexidade de processos que condicionam a riqueza florística de taxa com estratégia colonizadora. Comparativamente com o modelo obtido para explicar riqueza florística taxa colonizadores no habitat sub-imerso (Tab. 51), verificaram-se apenas duas variáveis em comum, mas apresentando uma relação inversa, nomeadamente, a

vegetação de Urzal de altitude (VEGURZ) e a concentração de cloretos na água, na altura do Inverno (CL₂I). Assim, apresentando ambos os habitats, características distintas, naturalmente a riqueza florística, relativa a categorias de estratégias de vida, é condicionado por distintas variáveis ambientais.

No que respeita aos taxa de estratégia esporádica de vida longa (Tab. 52), verifica-se que se encontram associados a margens terrícolas (SOLO) e localizadas na vertente Norte (NNESS). Adicionalmente, a riqueza florística de taxa do tipo esporádico de vida longa encontra-se negativamente associado à condutividade da água, no Inverno (CNDI), que aumenta de montante para jusante. Uma vez mais, esta relação encontra-se de acordo com a obtida na análise dos padrões de biodiversidade (Tab. 44), na qual se verificou um decréscimo da riqueza florística de montante para jusante. Por outro lado, estes taxa encontram-se associados a alguma concentração de sódio (NAI) e de fosfatos (PO₄V), ambos na água, no Verão. Da mesma forma que o modelo obtido para os taxa de estratégia colonizadora diferia entre o habitat imerso e sub-imerso, o mesmo se verificou para os taxa de estratégia esporádica de vida longa, em que se obteve apenas uma variável em comum entre o modelo obtido para o habitat imerso e sub-imerso, nomeadamente a concentração de sódio, na água, no Verão (NAV), com uma relação positiva no caso do habitat imerso, mas negativa no sub-imerso.

Para as categorias de forma de vida, respeitantes ao habitat imerso, verificou-se que os modelos obtidos para explicar a riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso e taloso, tufo curto e trama (Tab. 53), foram significativos ($p < 0.001$). Ao contrário do que se obteve no habitat sub-imerso, para o habitat imerso, não se obteve nenhum modelo com valores de R^2_{aj} superiores a 60. No entanto, os modelos relativos ao número taxa em forma de tapete folhoso (Fig. 82) e de trama (Fig. 83) apresentaram um valor de explicação muito próximo de R^2_{aj} 0.50 (ambos com R^2_{aj} : 0.49; Tab. 53), enquanto para as formas em tapete taloso e em tufo curto não foi possível explicar um quarto da variação total, com R^2_{aj} : 0.24 e R^2_{aj} : 0.16, respectivamente (Tab. 53).

Verificou-se que todos os modelos são constituídos por um conjunto de variáveis distintas, não se tendo encontrado nenhuma em comum.

O modelo obtido para explicar a riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso (Tab. 53, Fig. 82) revela uma relação negativa relativamente à temperatura mínima nos meses de

Inverno (TMNDJF) e condutividade da água, no Inverno (CNDI), variáveis que aumentam de montante para jusante.

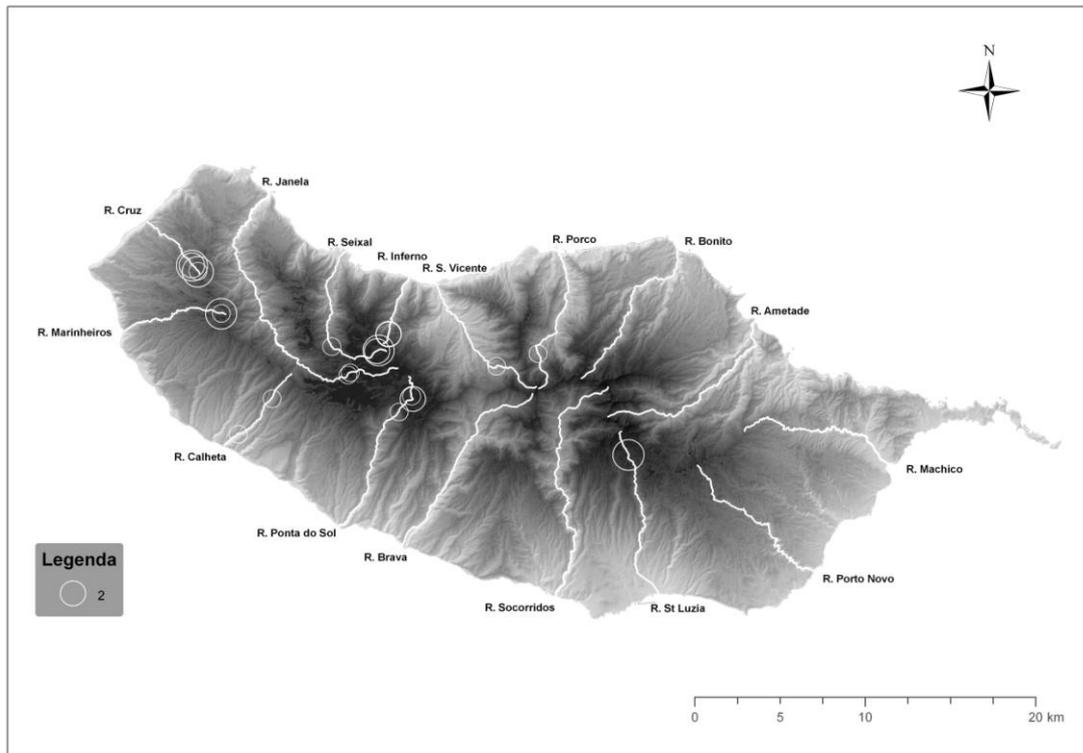
Tabela 53. Resumo dos resultados da Análise de Regressão Múltipla Linear, efectuada ao habitat imerso, utilizando o número total de taxa em cada categoria de forma de vida, como variável resposta para todos os modelos. As abreviaturas das variáveis explicativas encontram-se indicadas na Tab. 6. Todos os modelos são significativos ($p < 0.001$). R^2_{aj} : valor de R^2 ajustado.

Variáveis resposta	Modelo (coeficientes de regressão standardizados, valores de t)	R^2_{aj}
Tapetes folhosos	TMNDJF (-0.47,-3.18), CNDI (-0.38,-2.89), NAV (0.27,2.49), SOLO (0.20,2.28), ESTARB (-0.16,-2.2), NNESS (0.16,1.97)	0.49
Tapetes talosos	VEGSAL (-0.54,-5.11), VEGURZ (-0.3,-3.5), NO ₃ V (-0.17,-1.86)	0.24
Tufos curtos	ESTARB (0.24,2.47), NAV (-0.23, -2.22), VEGURZ (-0.22,-2.12), NO ₃ V (-0.18, -1.9)	0.16
Tramas	VEGURZ (-0.59,-4.88), TMNDJF (-0.52,-3.21), CNDI (-0.38,-3.09), PO ₄ I (0.29,3.7), LARMIN (0.25,2.61), OXIV (0.22,2.55), CL ₂ I (0.18,1.96)	0.49

Tal como verificado na análise dos padrões de biodiversidade (Tab. 45), a riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso decresce de montante para jusante. Verificou-se também uma associação com margens terrícolas (SOLO), com baixa cobertura de estrato arbóreo (ESTARB), bem como com a exposição a Norte (NNESS). Neste último caso, salienta-se a tendência para a ocorrência de número superior de taxa na vertente Norte, ainda que não se tenha obtido uma relação significativa entre riqueza florística e a vertente da Ilha, como resultado da análise dos padrões de biodiversidade (Fig. 68, Tab. 45).

O modelo obtido relativamente à riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso, no habitat imerso apresentou em comum com o obtido no habitat sub-imerso duas variáveis, nomeadamente a condutividade da água, no Inverno (CNDI) e exposição a Norte (NNESS). Verificou-se, desta forma que nos distintos habitats, as variáveis ambientais que influenciam parâmetros, como a riqueza florística, são também distintos.

A) Observado



B) Modelado

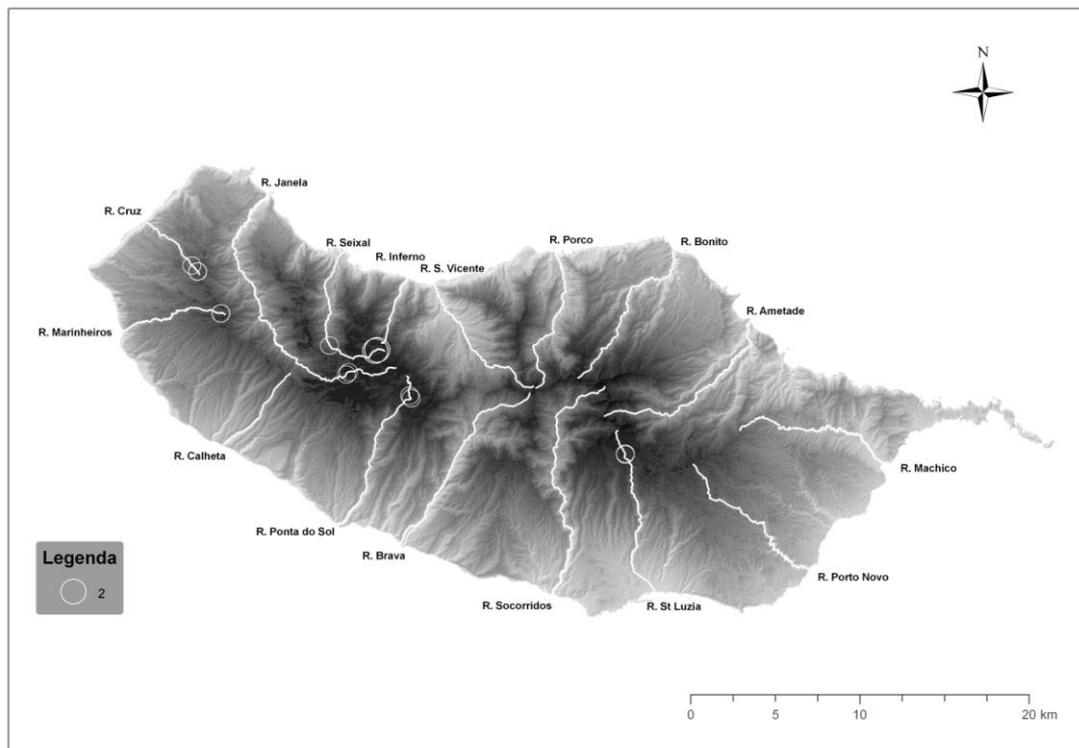
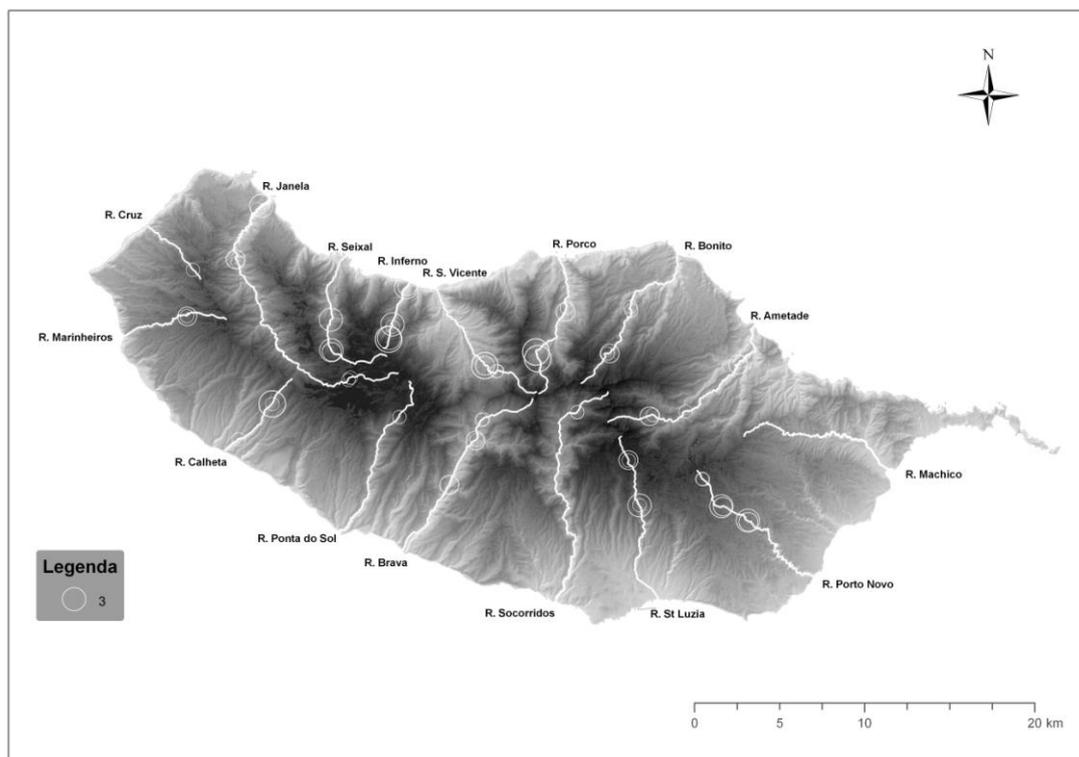


Figura 82. Riqueza florística de taxa em forma de tapete folhoso, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

A) Observado



B) Modelado

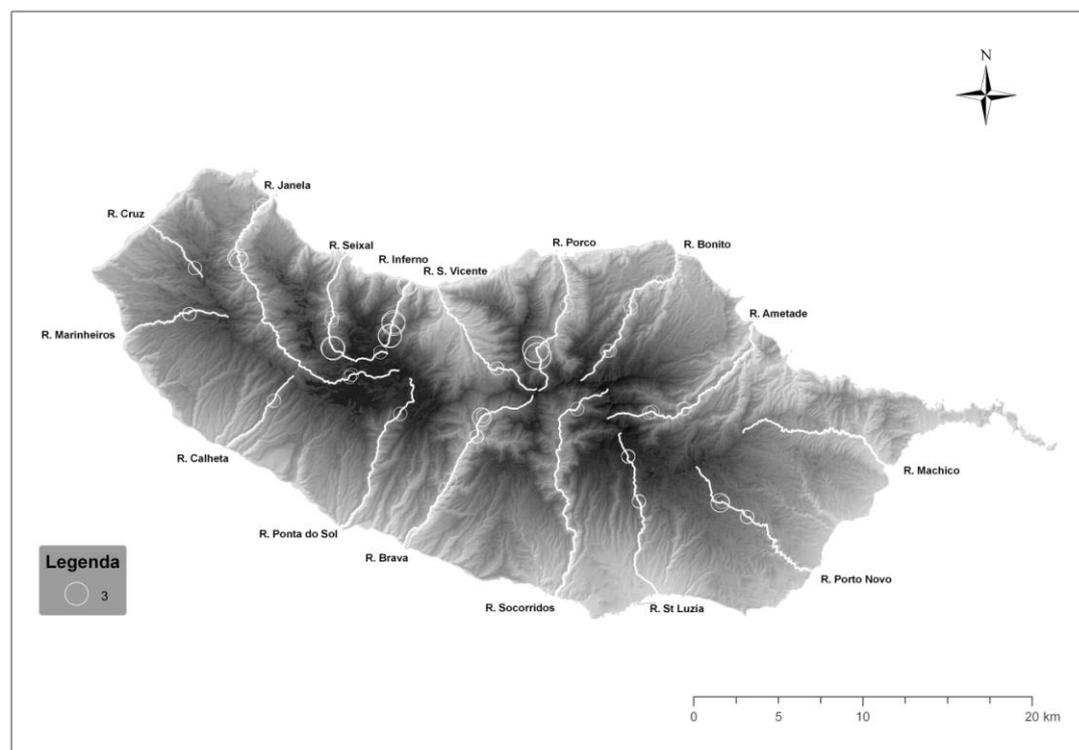


Figura 83. Riqueza florística de taxa em forma de trama, no habitat imerso, em cada área de ribeira estudada. Valor observado (A) e modelado (B).

No caso da riqueza florística de taxa em forma de tapete taloso (Tab. 53), observou-se uma associação com áreas de floresta de Laurissilva, como resultado da relação negativa relativamente à vegetação de Urzal de altitude (VEGURZ) e de Salgueiral (VEGSAL), bem como uma relação negativa com a concentração de nitratos, na água, no Verão (NO_3V).

De facto, na análise dos padrões de biodiversidade (Tab. 45) verificou-se uma riqueza florística significativamente superior na vertente Norte da Ilha. Comparativamente com o modelo obtido para o habitat sub-imerso verificaram-se que duas das três variáveis incluídas no modelo, constituíam variáveis em comum, nomeadamente, relação negativa no que respeita à vegetação envolvente de Salgueiral (VEGSAL), e à concentração de nitratos, na água, no Verão (NO_3V).

Já no caso da riqueza florística dos taxa em forma de tufos curto (Tab. 53), o modelo obtido apresentou uma explicação extremamente reduzida. O número de formas em tufo curto apresenta uma relação positiva com a cobertura do estrato arbóreo (ESTARB), mas negativa relativamente à vegetação envolvente, de Urzal de altitude (VEGURZ) e à concentração de sódio, na água (NAV) e nitratos, na água (NO_3V), ambos no Verão. Em comum com o modelo obtido para explicar a riqueza florística de taxa em forma de tufo curto, no habitat sub-imerso verificaram-se duas variáveis, nomeadamente, a concentração de sódio, na altura do Verão (NAV) e a vegetação de Urzal de altitude, mas que neste caso apresentou uma relação positiva.

Finalmente, no que se refere à riqueza florística de taxa em forma de trama (Tab. 53, Fig. 83), verificou-se uma relação negativa com a temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF) e condutividade da água, no Inverno (CNDI), variáveis estas que aumentam de montante para jusante. Estes taxa encontram-se associados a áreas de dimensões consideráveis (LARMIN), águas bem oxigenadas (OXIV), bem como alguma concentração de fosfatos, na água (PO_4I) e cloretos, na água (CL_2I), no Inverno. Comparativamente ao modelo obtido para explicar a riqueza florística de taxa em forma de trama no habitat sub-imerso, verificou-se apenas uma variável em comum, nomeadamente temperatura mínima nos meses de Inverno (TMNDJF).

Tal como observado para o habitat sub-imerso, no habitat imerso foi possível detectar uma relação entre as estratégias de vida e formas de vida consideradas. Assim, o modelo obtido para a riqueza florística de taxa com estratégia colonizadora apresentou três variáveis em comum com o obtido para a riqueza florística de taxa em forma de tufo curto, ainda que

ambos os modelos apresentem uma explicação reduzida. Verificou-se também alguma proximidade entre o modelo obtido para explicar a ocorrência de taxa de estratégia esporádica de vida longa e os em forma de tapete folhoso, com quatro variáveis em comum. Por outro lado o modelo obtido para explicar a riqueza florística de taxa com estratégia perene apresentou todas as variáveis em comum com o modelo obtido para a riqueza florística de taxa em forma de trama, que neste último caso inclui um número superior de variáveis. Tal como os taxa com estratégia esporádica de vida longa, os taxa com estratégia perene encontram-se associados a condições de alguma estabilidade, o que se verifica em áreas intermédias e de montante e em áreas de Laurissilva.

Salienta-se o facto de os modelos obtidos para explicar a riqueza florística do habitat submerso e imerso serem constituídos, na generalidade por um conjunto de variáveis distintas, dentro de cada uma das categorias de estratégia e forma de vida consideradas. Esta observação encontra-se de acordo com resultados obtidos noutros capítulos em que se observou uma clara diferença entre os dois habitats relativamente à riqueza e composição das comunidades que se encontram nos distintos habitats. Verificou-se que as variáveis que condicionam a composição das comunidades são distintas (item 4.1.3) e como tal, não deixa de ser natural que a riqueza florística de taxa, em cada um dos habitats, seja condicionada por variáveis distintas.

4.4. Conservação e gestão das áreas ripícolas da Ilha da Madeira

Neste item pretendeu-se integrar os dados obtidos no curso do presente trabalho com vista a uma abordagem conservacional dos ecossistemas ripícolas da Ilha da Madeira. Assim, incidiu-se em dois aspectos, por um lado as espécies com interesse conservacional, nomeadamente a sua distribuição (restrita), ecologia, estatuto de ameaça e potenciais ameaças, e por outro a caracterização das áreas de estudo no que respeita ao seu estado ecológico, como estipulado na Directiva Quadro da Água.

4.4.1. Briófitos ripícolas com interesse em termos de conservação

Anastrophyllum minutum R.M.Schust.

Anastrophyllum minutum foi colhido pela primeira vez, no Arquipélago da Madeira, no âmbito do presente trabalho (Luís *et al.* 2008), encontrando-se apenas referido para o Arquipélago dos Açores, no que respeita à sua ocorrência na Macaronésia (Gabriel *et al.* 2005, Gonzalez-Mancebo *et al.* 2008).

Este taxon foi encontrado na Ilha da Madeira, desenvolvendo-se sobre solo argiloso, nas margens de uma linha de água sujeita a elevada exposição, mais especificamente, na zona sub-imersa das margens, associado a *Atrichum undulatum*, *Entosthodon obtusus*, *Fissidens bryoides* var. *caespitans* e *Scapania undulata*. Até ao presente, encontra-se referido apenas para uma localidade, nomeadamente a nascente da Ribeira da Ponta do Sol (Fig. 84), caracterizada por uma elevada altitude (1500 m) e como tal com elevada precipitação e baixas temperaturas ao longo do ano, numa zona com vegetação natural de altitude (Urzal de altitude). A referida linha de água apresenta pequenas dimensões e como tal caudais reduzidos, tanto no Verão como no Inverno, e como principais parâmetros físico-químicos da água refere-se a sua acidez e baixa condutividade, que reflecte baixa concentração de nutrientes dissolvidos.

Anastrophyllum minutum tem uma distribuição a nível mundial e é considerada não ameaçada na Europa (Söderström *et al.* 2002, Schumacker & Váña 2006). Na Madeira é um taxon muito raro, uma vez que se encontra referido apenas para uma localidade na Ilha da Madeira. No entanto, uma vez que representa um taxon recentemente descoberto na Ilha, encontra-se classificado como um taxon com ‘Dados Insuficientes’ (Luís *et al.* 2008). Como possíveis

ameaças referem-se perturbações na área de distribuição do taxa, nomeadamente pastoreio e escorrência proveniente das vias rodoviárias que alterem a química do solo e da água da linha de água.

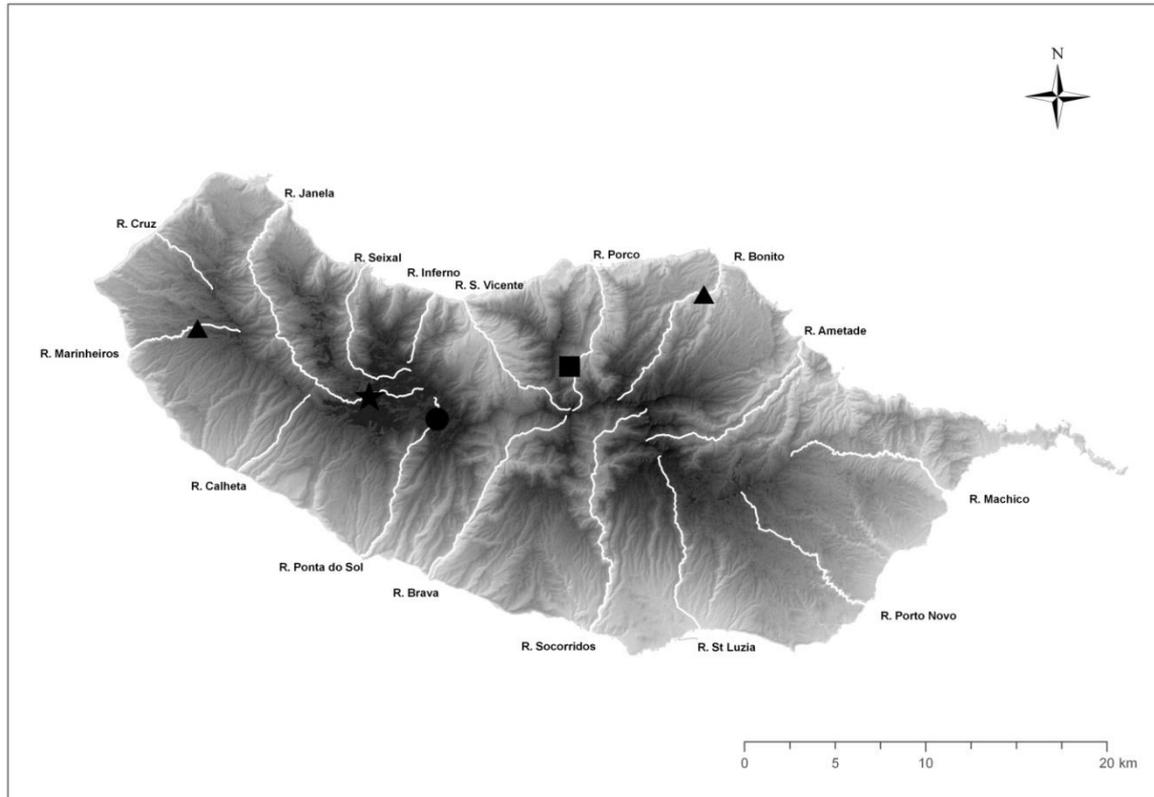


Figura 84. Distribuição de *Anastrophyllum minutum* (●), *Bryoerythrophyllum inaequalifolium* (▲), *Bryum mildeanum* (■) e *Campylopus brevipilus* (★), nas áreas de estudo.

Bryoerythrophyllum inaequalifolium (Taylor) R.H.Zander

Bryoerythrophyllum inaequalifolium foi referido pela primeira vez para a Madeira por Sjögren (2001) mas sem referência a localidades. Desta forma, Sérgio *et al.* (2006b) considerou duvidosa a sua ocorrência para o Arquipélago. Ao nível da Macaronésia encontra-se referido para o Arquipélago das Canárias (González-Mancebo *et al.* 2008) e Açores (Gabriel *et al.* 2005).

No âmbito do presente trabalho foi possível observar este taxon, desenvolvendo-se na zona sub-imersa das margens de duas ribeiras, sobre rocha, em condições de alguma exposição e associado a *Bryum pseudotriquetrum*, *Dicranella howei* e *Didymodon insulanus*. Como referido, foi determinado em dois locais distintos (Fig. 84), nomeadamente no Ribeiro Bonito (exposta a NE) e Ribeira dos Marinheiros (exposta a SW), situados a 110 m e 920 m,

respectivamente. A localidade do R. Bonito, secção a jusante, apresenta uma configuração natural, de dimensões consideráveis onde flui um caudal elevado, sobretudo no Inverno. Refere-se ainda que a presença de briófitos é escassa, especialmente de taxa aquáticos. A presença de pedras roladas de grandes dimensões no leito aponta para a grande violência do caudal, em alturas de regime hídrico mais intenso, o que pode explicar a dificuldade em fixação e desenvolvimento de diásporos dos briófitos. Esta área, dominada por Salgueiral e apresenta águas ligeiramente básicas e com elevada condutividade, como resultado de uma elevada concentração de substâncias dissolvidas na água.

No caso da localidade de Ribeira dos Marinheiros, secção intermédia, refere-se a sua configuração natural, envolvida por vegetação de Laurissilva, bem como as dimensões médias da linha de água, com caudais não muito elevados. Esta área é caracterizada por uma elevada estabilidade das margens e águas neutras a muito ligeiramente ácidas e baixa condutividade, sendo portanto essencialmente oligotróficas. No entanto, na área envolvente foram observados dejectos de gado bovino, que vai beber água na ribeira e que podem constituir uma possível ameaça, se em excesso.

No que respeita ao seu estado de conservação, Sérgio *et al.* (2006a) classificaram-no como ameaçado na Península Ibérica. No caso particular da Madeira, uma vez que apenas foi determinado em duas pequenas colónias, em duas localidades distintas, encontra-se classificado como ‘Ameaçado’ (Luís *et al.* 2008). Como possíveis ameaças, salienta-se o pastoreio, como referido no caso da R. Marinheiros, e alterações nas margens, no caso de R. Bonito, uma vez que se localiza a jusante da ribeira.

Bryum mildeanum Jur.

Bryum mildeanum foi referido pela primeira vez para o Arquipélago da Madeira por Dixon (1909), que o citou apenas para uma área da Ilha da Madeira. No que respeita à Macaronésia este taxon encontrava-se também referido para o Arquipélago dos Açores (Gabriel *et al.* 2005; González-Mancebo *et al.* 2008).

Recentemente, determinou-se outro local para este taxon, na qual se desenvolve sobre uma superfície rochosa, na zona sub-imersa de uma linha de água, associado a outros briófitos, nomeadamente outros taxa colonizadores como *Bryum dichotomum*, *Dicranella howei* e *Didymodon insulanus*. A referida localidade, a montante da Ribeira do Porco (Fig. 84), situa-

se num vale aberto e apresenta dimensões consideráveis (10 m de largura máxima), margens naturais, rochosas e vegetação envolvente essencialmente natural (Laurissilva do Til), ainda que associadas a algumas espécies não autóctones. Trata-se de um local com valores elevados de riqueza florística de briófitos aquáticos, ocupando áreas consideráveis, ou seja, formando grandes tapetes, o que reflecte a elevada estabilidade das margens e um caudal não muito elevado, caso contrário não seria possível a fixação de briófitos aquáticos. Na ribeira as águas são neutras a ligeiramente ácidas (no Inverno), com uma condutividade baixa a intermédia, tendo sido detectados alguns fosfatos. Na envolvente, ainda que ligeiramente a jusante, é possível encontrar algumas áreas de cultivo, nomeadamente vinha e pequenas hortas.

No que respeita ao seu estatuto de ameaça, Frey *et al.* (2006) referem-no como raro para a Europa, mas para a Península Ibérica foi considerado não ameaçado (Sérgio *et al.* 2006a). Uma vez que se encontra listado apenas para duas localidades na Madeira, uma das quais formando uma colónia pequena, este taxon encontra-se classificado como ‘Ameaçado’ (Luís & Sim-Sim 2009). Como possíveis ameaças referem-se, naturalmente, as alterações no regime hídrico, bem como na qualidade da água, uma vez que se encontra próximo de áreas com alguma actividade agrícola.

Campylopus brevipilus Bruch & Schimp.

Campylopus brevipilous foi referido pela primeira vez para o Arquipélago da Madeira, consistindo na segunda referência para a Macaronésia, uma vez que já se encontrava referido para o Arquipélago dos Açores (Gabriel *et al.* 2005).

Este taxon foi encontrado numa localidade a montante da Ribeira da Janela (Fig. 84), a 1400 m de altitude, desenvolvendo-se sobre rochas expostas, na zona sub-imersa das margens da ribeira. Como espécies associadas mais dominantes referem-se *Brachythecium rivulare*, *Fossombronia angulosa*, *Racomitrium aciculare*, *Scapania undulata* and *Sciuro-hypnum plumosum*. A localidade onde foi encontrada, é uma área de montante de uma linha de água, caracterizada por um reduzido caudal com baixa turbulência, águas ligeiramente ácidas e oligotróficas, ou seja, com baixa concentração de nutrientes.

A nível da Europa e Península Ibérica este taxon não é considerado ameaçado (Sérgio *et al.* 2006a). Na Madeira foi até ao presente determinado numa única localidade, sendo desta forma raro na Ilha. No entanto, uma vez esta representa a primeira referência para a Ilha da Madeira, foi classificado como um taxon com ‘Dados Insuficientes’ (Luís *et al.* 2008). Como

possíveis ameaças referem-se alterações morfológicas da linha de água, bem como do regime hídrico.

Cephalozia lunulifolia (Dumort.) Dumort.

Esta pequena hepática encontra-se referida em apenas três localidades da Ilha da Madeira (Fontinha *et al.* 2008). Nos restantes Arquipélagos da Macaronésia encontra-se apenas referido para os Açores (Gabriel *et al.* 2005).

Este taxon está restrito à floresta de Laurissilva e Urzal de altitude (Sim-Sim *et al.* 2008) e apenas uma das localidades corresponde a um habitat ripícola. Nesta localidade, situada num planalto uma altitude de 1500 m (Fig. 85), foi encontrada nas margens da pequena linha de água, que constitui a nascente da ribeira da Ponta do sol, associada a condições de elevada exposição e grande estabilidade das margens, como resultado do reduzido caudal e turbulência. Refere-se ainda o carácter acidófilo e oligotrófico das águas que fluem nesta área a montante da Ribeira da Ponta do Sol.

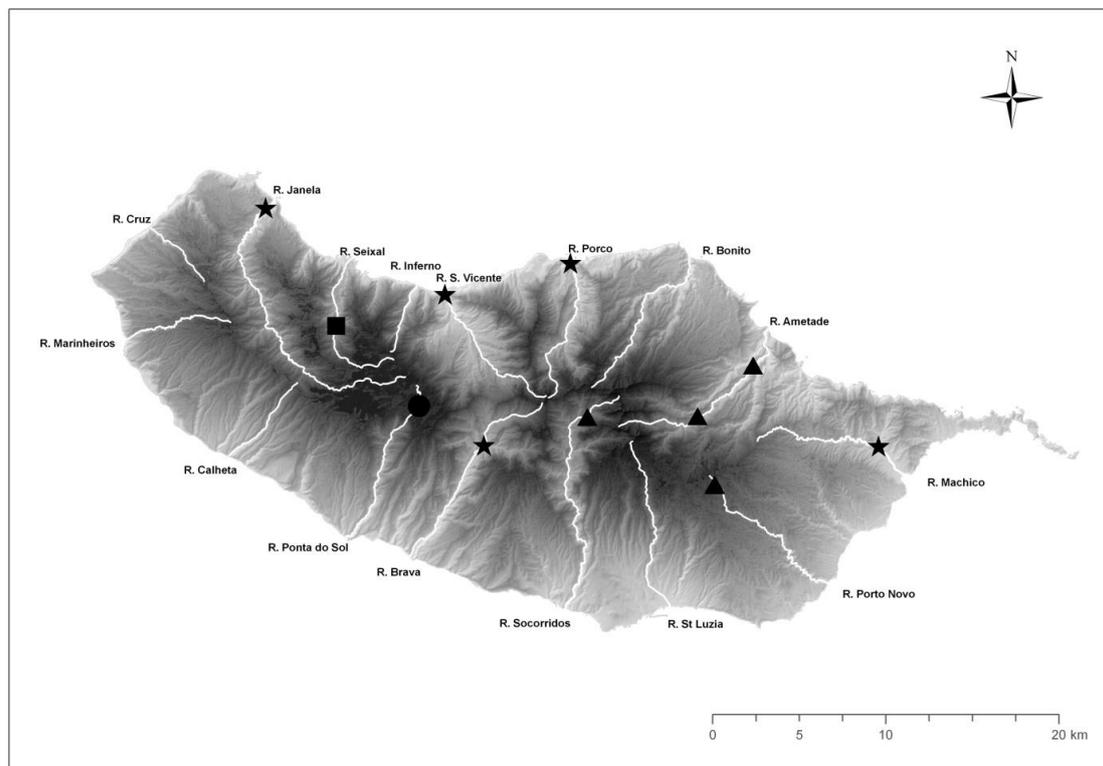


Figura 85. Distribuição de *Cephalozia lunulifolia* (●), *Hygroamblystegium tenax* (▲), *Hygrobiella laxifolia* (■) e *Leptobarbula berica* (★), nas áreas de estudo.

Na Europa não é considerada ameaçada, nem a nível da Península Ibérica, embora neste último caso não seja muito frequente (Söderström *et al.* 2002, Sérgio *et al.* 2006a). Já no caso particular da Ilha da Madeira foi considerada ‘Ameaçada’ (Sim-Sim *et al.* 2008). No que respeita a possíveis ameaças apenas se pode referir as potenciais, para a localidade encontrada no âmbito do presente trabalho, uma vez que para as restantes duas as informações que constam nas publicações não são precisas no que se refere à sua localização. Assim, uma vez que se situa numa área natural, mas com alguma proximidade a uma estrada referem-se possíveis alterações da qualidade da água por escorrência.

Hygroamblystegium tenax (Hedw.) Jenn.

Hygroamblystegium tenax encontra-se bem representado na Macaronésia encontrando-se referido para os Arquipélagos das Canárias (González-Mancebo *et al.* 2008), Açores (Gabriel *et al.* 2005) e Madeira (Sérgio *et al.* 2008). Este taxon foi referido pela primeira vez para o Arquipélago da Madeira por Geheeb & Herzog (1910) e posteriormente por Luisier (1920, 1942), Persson (1939), Ade & Koppe (1942), Barros (1942), Koppe & Düll (1986), Nóbrega (1990) e Nieuwkoop (1993). Hedenäs (1992), que o referiu como um taxon raro na Ilha da Madeira, observou apenas dois espécimes. No âmbito do presente trabalho, este taxon foi encontrado em cinco novas localidades, em três bacias hidrográficas distintas (Fig. 85), desenvolvendo-se nas margens de ribeiras, no habitat sub-imerso.

A nível Europeu, Frey *et al.* (2006) referem este taxon como frequente em áreas montanhosas, mas raro nas zonas baixas. A nível da Península Ibérica, encontra-se classificado como um taxa com ‘dados insuficientes’ (Sérgio *et al.* 2006a). Uma vez que a maioria dos dados provenientes da literatura são antigos e algumas das áreas para onde se encontrava referido se encontram fortemente degradadas, como resultado da actividade antropogénica, existe uma forte possibilidade que este taxon tenha desaparecido dessas áreas. Neste contexto, e uma vez que os espécimes recentemente encontrados correspondiam a pequenas populações, este taxon foi classificado como ‘Vulnerável’ para a Madeira (Luís *et al.* 2009). Como possíveis ameaças salientam-se alterações no regime hídrico e qualidade da água, bem como alterações nas margens das ribeiras onde este taxon se desenvolve.

Hygrobrella laxifolia (Hook.) Spruce

Esta hepática, até ao presente referida para os Açores (Gabriel *et al.* 2005) e Madeira (Sérgio *et al.* 2008), encontrava-se apenas referido para duas localidades, na Ilha da Madeira (Sérgio *et al.* 1994). No âmbito do presente trabalho foi encontrado numa nova localidade, nomeadamente na nascente da Ribeira do Seixal (Fig. 85).

A população recentemente encontrada desenvolve-se sobre rochas, nas margens de uma queda de água, numa área de Laurissilva do til. Associado a este taxon referem-se como dominantes *Anthoceros agrestis*, *Chiloscyphus polyanthos*, *Fissidens asplenioides*, *F. sublineaefolius*, *Plagiochila maderensis*, *Lejeunea lamacerina*, *Plagiomnium undulatum* var. *madeirense* e *Scapania undulata*. A área onde foi recentemente encontrada corresponde a uma ribeira muito larga e com margens mal definidas. No que se refere aos parâmetros físico-químicos da água refere-se as tendências neutrófilas e baixa concentração de nutrientes dissolvidos.

No que respeita ao estatuto de ameaça deste taxon, salienta-se que a nível Europeu não é considerado ‘Ameaçado’ (Söderström *et al.* 2002, Schumacker & Váña 2006). Uma vez que se encontra referido apenas em três localidades, distantes, e em colónias de dimensões reduzidas, este taxon encontra-se classificado como ‘Ameaçado’ para a Ilha da Madeira (Luís *et al.* 2007). Como possíveis ameaças referem-se alterações no regime hídrico, como resultado por exemplo aumento de captações de água associado a uma pressão humana.

Leptobarbula berica (De Not.) Schimp.

Leptobarbula berica encontra-se apenas referido para os Arquipélagos dos Açores (Gabriel *et al.* 2005) e Madeira (Sérgio *et al.* 2008), no que respeita à Macaronésia. No que respeita à Ilha da Madeira, este taxon encontra-se citado apenas para três localidades (Luisier 1930, Appleyard *et al.* 1985, Koppe & Düll 1986, Nieuwkoop 1993).

Recentemente este taxon foi colhido nas margens de quatro ribeiras, em áreas muito expostas e na sua maioria em áreas de jusante (foz) das ribeiras (Fig. 85). Sendo um taxo de estratégia colonizadora, desenvolve-se em margens fortemente erosionadas como resultado das fortes correntes que caracterizam as secções dessas ribeiras. *Bryum gemmiparum* encontra-se geralmente associado a este taxon, sobretudo nas áreas mais perturbadas, localizadas nas vertentes expostas a Sul, nomeadamente na R. Brava e R. Machico.

Na Europa *L. berica* é mais frequente na região Mediterrânica (Frey *et al.* 2006, Smith 2004), sendo considerado um taxon não ameaçado ao nível da Península Ibérica (Sérgio *et al.* 2006a). Na Ilha da Madeira, *L. berica* está referida em seis locais, sendo considerado um taxon ‘Vulnerável’ uma vez que se encontra em áreas sujeitas a elevada pressão antropogénica, nomeadamente por remoção e alteração das margens onde este taxon ocorre (Luís *et al.* 2008).

Lophozia turbinata (Raddi) Steph.

Esta hepática representa uma nova adição para a briofora do Arquipélago da Madeira. Constitui uma adição para os Arquipélagos da Macaronésia, para onde se encontrava representado apenas nas Canárias (González-Mancebo *et al.* 2008).

Na Ilha da Madeira foi encontrado apenas em duas localidades muito próximas, na vertente Sul da Ilha, a jusante de uma grande ribeira (Fig. 86), sujeita a uma grande pressão antropogénica, tanto a nível de alterações das margens, como captação de águas e poluição das mesmas. Esta localidade encontra-se muito próxima de uma via rodoviária principal e é rodeada de áreas agrícolas.

As populações encontradas desenvolvem-se sobre rochas, na zona sub-imersa das margens, associadas a outras espécies de briófitos, como *Didymodon insulanus*, *Eucladium verticilatum*, *Eurhynchium pumilum*, *Platyhypnidium riparioides*, *Rhynchostegiella macilenta* e *Timmia barbuloides*. No que respeita à vegetação vascular, a área é dominada por vegetação de Salgueiral, nomeadamente *Salix canariensis* C. Sm. Ex Link, *Argyranthemum pinnatifidum* (L. f.) Lowe e *Hedychium gardenerianum* Sheppard ex Ker Gawl.

Este taxon não é considerado ameaçado na Europa (Söderström *et al.* 2002, Schumacker & Váña 2006), nem a nível da Península Ibérica (Sérgio *et al.* 2006a). Como resultado da sua ocorrência restrita a duas localidades muito próximas, este taxon é infrequente, e uma vez que constitui uma nova referência para o Arquipélago da Madeira foi atribuído o estatuto de ameaça ‘Dados Insuficientes’ (Luís *et al.* 2007). No que respeita a possíveis ameaças, salienta-se sobretudo as alterações a nível das margens que podem resultar na remoção total de colónias de briófitos presentes nas margens.

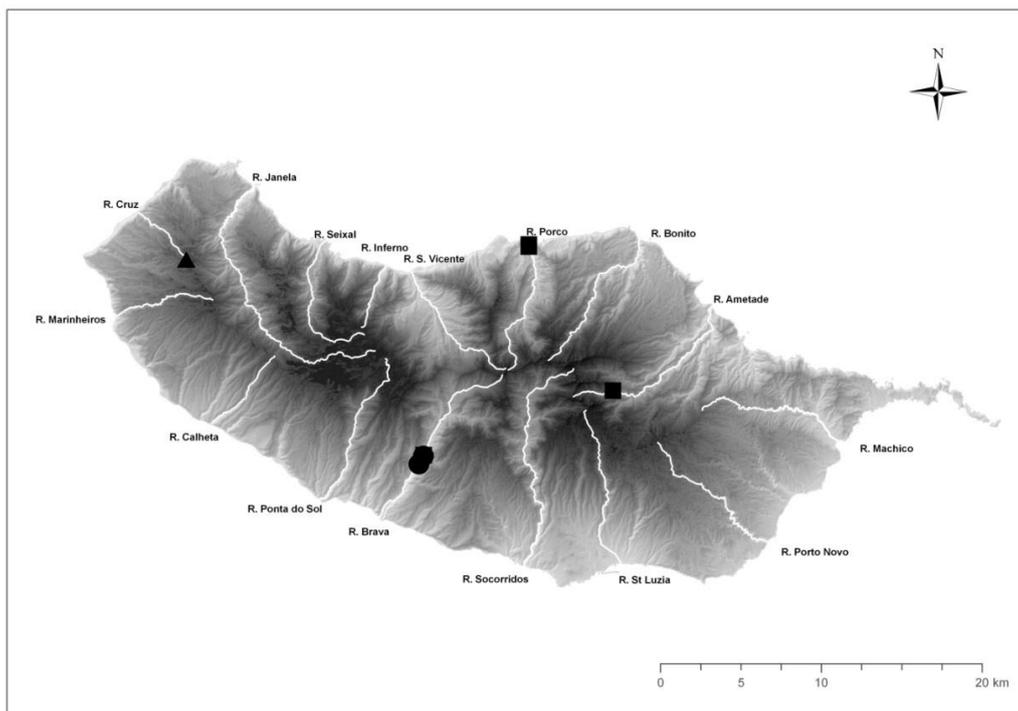


Figura 86. Distribuição de *Lophozia turbinata* (●), *Mnium hornum* (▲) e *Pohlia melanodon* (■), nas áreas de estudo.

Mnium hornum Hedw.

No que respeita à Macaronésia, este taxon encontra-se referido não só para o Arquipélago da Madeira (Sérgio *et al.* 2008) como também para o dos Açores (Gabriel *et al.* 2005). *M. hornum* foi referido para a Madeira por Eggers (1982) e Koponen (1980), mas sem indicação de localidade de ocorrência (Sérgio *et al.* 2006b). No âmbito do presente trabalho, a ocorrência deste taxon foi finalmente confirmada.

Este taxon foi determinado numa única localidade, na zona Oeste da Ilha (Fig. 86), envolvida por uma brioflora dominada por *Sphagnum auriculatum* e *Atrichum undulatum*. A área em questão é dominada pela formação de Urzal de altitude bem desenvolvido, que cobre a linha de água, desta forma em condições de baixa incidência solar e elevada humidade. Nesta secção da ribeira as águas são tendencialmente ácidas e oligotróficas, ou seja, com baixa concentração de nutrientes dissolvidos. Como resultado da elevada altitude (1040 m), caracteriza-se pelas temperaturas baixas, atmosféricas e da água, bem como elevada precipitação ao longo do ano.

Sérgio *et al.* (2006a) refere este taxon, frequente na Europa, como não ameaçado ao nível da Península Ibérica. No entanto, uma vez que se encontra referido numa única localidade na Madeira, encontra-se classificado como ‘Ameaçado’ (Luís *et al.* 2007). Como possíveis ameaças referem-se alterações no regime hídrico, captação da água, e possíveis alterações da sua química da água, neste caso como resultado das escorrências a partir de uma estrutura rodoviária próxima.

Pohlia melanodon (Brid.) A.J.Shaw

Pohlia melanodon representa uma nova adição para a brioflora do Arquipélago da Madeira, encontrando-se já referida para os Arquipélagos dos Açores (Gabriel *et al.* 2005) e das Canárias (González-Mancebo *et al.* 2008). Este taxon foi recentemente colhido em três das principais bacias hidrográficas da Ilha da Madeira (Fig. 86). As populações desta espécie de estratégia colonizadora desenvolvem-se nas margens das ribeiras, em superfícies rochosas cobertas por uma fina camada argilosa. Na Ribeira Brava a sua ocorrência foi observada na secção a jusante, dominada por *Arundo donax* L. e caracterizada por condições de elevada perturbação e margens fortemente alteradas, associado a outros briófitos como *Bryum dichotomum*, *B. capillare*, *Conocephalum conicum*, *Lunularia cruciata* e *Scorpiurium circinatum*. Na Ribeira do Porco foi também colhido numa área de jusante, mas em condições naturais, ainda que naturalmente associadas a um elevado caudal, onde os taxa associados foram *Bryum gemmiparum*, *Conocephalum conicum*, *Leptobarbula berica* e *Tortella flavovirens*. Por outro lado, na Ribeira da Ametade, foi encontrada numa área a montante, dominada por floresta de Laurissilva, na qual se observaram alguns briófitos associados, nomeadamente, *Didymodon insulanus*, *Epipterygium tozeri*, *Fissidens sublineaeifolius* e *F. pusillus*.

Este taxon não é considerado ameaçado ao nível da Península Ibérica (Sérgio *et al.* 2006a) nem Europeu (Frey *et al.* 2006). No entanto, uma vez que constitui uma nova adição para o Arquipélago da Madeira encontra-se classificado como taxon com ‘Dados Insuficientes’ (Luís *et al.* 2008). Como possíveis ameaças refere-se sobretudo a alteração das margens, sobretudo a cimentação que afectam grandemente o banco de diásporos e desta forma o estabelecimento deste taxa.

Racomitrium affine (F.Weber & D.Mohr) Lindb.

Restrito ao Arquipélago da Madeira, no que respeita à Macaronésia, este taxon foi referido pela primeira vez para o Arquipélago por Düll (1984), mas sem qualquer referência a localidade de ocorrência. Desta forma, Sérgio *et al.* (2006a) considerou a sua ocorrência no Arquipélago como duvidosa. No entanto, recentemente este taxon foi encontrado em três localidades, na Ilha da Madeira, confirmando a sua ocorrência neste Arquipélago (Sim-Sim *et al.* 2008).

Em duas das referidas localidades este taxon desenvolveu-se em habitats ripícolas, nomeadamente em secções a montante de duas ribeiras, R. Santa Luzia e R. da Cruz (Fig. 87), ambas situadas em elevadas altitudes, dominadas por vegetação natural, de Urzal de altitude. Sendo áreas de montante caracterizam-se pela sua elevada estabilidade, como resultado do seu reduzido caudal e turbulência, bem como pelas características acidófilas e oligotróficas das águas.

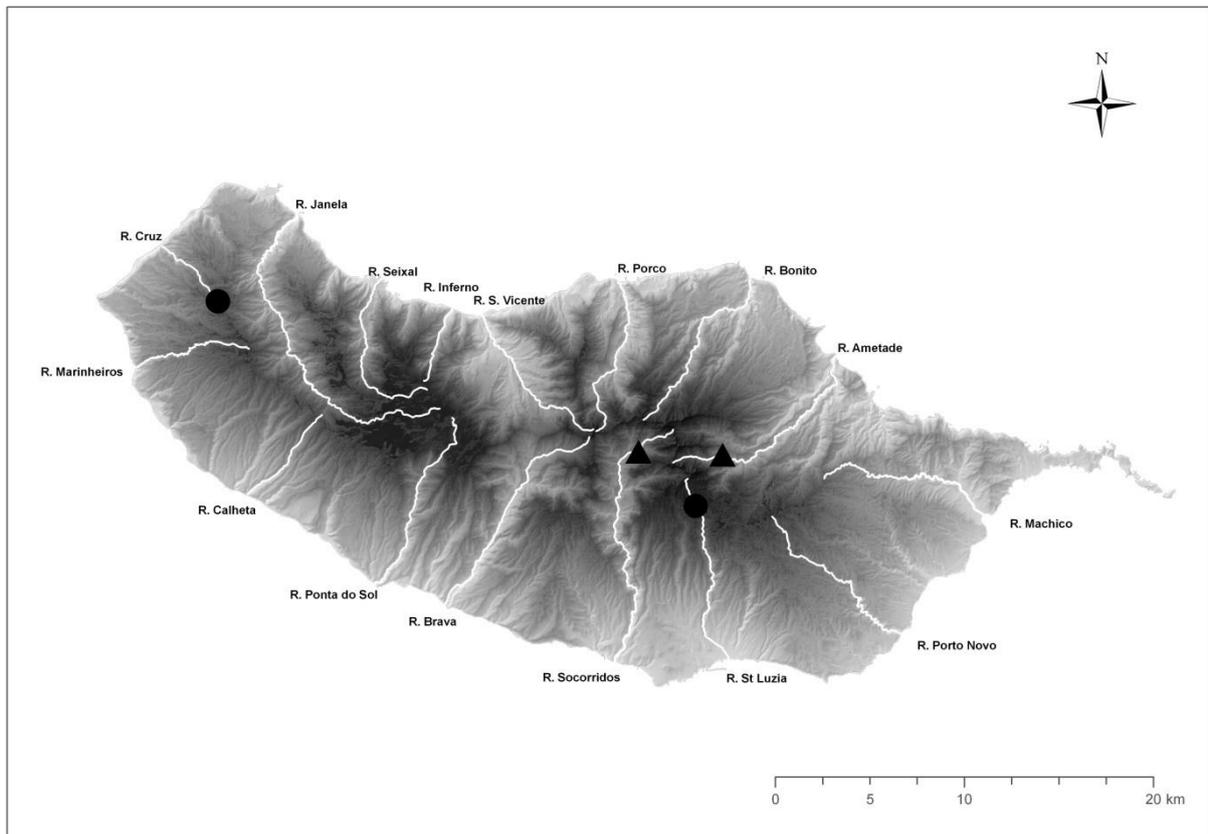


Figura 87. Distribuição de *Racomitrium affine* (●) e *Syntrichia latifolia* (▲), nas áreas de estudo.

No que respeita ao seu estatuto de ameaça, este taxon não se encontra ameaçado nem a nível Europeu (Frey *et al.* 2006), nem da Península Ibérica (Sérgio *et al.* 2006a). No entanto, na Madeira este taxa apesar de pouco frequente, foi classificado como taxon com ‘Dados Insuficientes’ uma vez que são apresentadas as primeiras referências a localidades (Sim-Sim *et al.* 2008). Apesar de ambas os locais se situarem em áreas naturais apresentam alguma proximidade a vias rodoviárias. Como possíveis ameaças refere-se possíveis alterações a nível das características morfológicas e físico-químicas das secções das ribeiras onde foram determinados.

Syntrichia latifolia (Bruch ex Hartm.) Huebener

Syntrichia latifolia é referida pela primeira vez para o Arquipélago da Madeira e Macaronésia. Este taxon foi encontrado em duas localidades, situadas em duas bacias hidrográficas distintas, nomeadamente R. da Ametade e R. dos Socorridos (Fig. 87). Na ribeira da Ametade as populações desenvolvem-se nas margens rochosas da ribeira, mais especificamente no habitat sub-imerso, associadas a *Anomobryum julaceum*, *Conocephalum conicum*, *Dicranella howei*, *Phaeoceros laevis*, *Philonotis rígida* e *Platyhypnidium riparioides*. Da mesma forma, na ribeira dos Socorridos, foi encontrado em margens rochosas, no habitat sub-imerso, associado a *Conocephalum conicum*, *Dicranella howei*, *Didymodon insulanus*, *Phaeoceros laevis*, *Philonotis rígida* e *Platyhypnidium riparioides*. Salienta-se que as populações de R. dos Socorridos se encontravam em boas condições vegetativas e apresentavam esporófitos. Refere-se que em ambas as localidades este taxon ocorreu em secções de montante, situadas em áreas de Laurissilva bem conservada.

Este taxon não é considerado ameaçado a nível Europeu (Frey *et al.* 2006) nem a nível da Península Ibérica (Sérgio *et al.* 2006a). No caso particular da Madeira é considerado um taxon com ‘Dados Insuficientes’, uma vez que apesar de infrequente constitui uma novidade para a Ilha (Luís *et al.* 2008). No que respeita a possíveis ameaças, encontrando-se este taxon em áreas naturais e sem grande proximidade a estradas ou aglomerados populacionais aparentemente não são evidentes as possíveis ameaças. No entanto, refere-se que alterações ao nível da estrutura da ribeira e parâmetros físico-químicos da água, bem como alterações do regime hídrico, como resultado de captações de água, afectarão certamente a estrutura das comunidades onde este taxon se encontra inserido.

4.4.2. Classificação das áreas de estudo e sugestão de medidas de gestão e conservação

Neste item foi pretendido incidir na classificação das áreas de estudo, com base na diversidade da brioflora ripícola, no que se refere ao seu estado ecológico, interesse conservacional e possíveis medidas a tomar com o intuito de gerir essas áreas em termos de conservação e/ou recuperação de áreas mais degradadas com vista a atingir o ‘bom estado ecológico’, como previsto na Directiva Quadro da Água.

Uma vez que dentro de cada secção as áreas de estudo apresentam alguma proximidade e características em comum, tanto a nível biótico como abiótico, efectuou-se uma classificação das secções (montante, intermédio e jusante) e não das áreas. De forma a avaliar o estado ecológico das áreas de estudo foi necessário estabelecer critérios. Considerou-se, desta forma, a riqueza florística, ou seja, o número de taxa presentes em cada área, nos habitats sub-imerso e imerso, nomeadamente número de total de taxa, de endemismos (da Macaronésia e da Madeira) bem como de taxa com estatuto de ameaça (Tab. 54).

Apesar do número limitado de estudos incidindo sobre conservação de áreas ripícolas (Barko *et al.* 1986, Slater *et al.* 1987, Abell 2002, Saunders *et al.* 2002, WWF 2003, Fitzsimons & Robertson 2005, Dudgeon *et al.* 2006, Abell *et al.* 2007, Suski & Cooke 2007, Nel *et al.* 2007, 2008) e especialmente os que integram os briófitos ripícolas (Fritz *et al.* 2009, Heino *et al.* 2009), os critérios considerados no presente trabalho são os mais frequentemente utilizados na literatura no que respeita à determinação de áreas com interesse conservacional ou para restauração dos ecossistemas, a nível continental (Prendergast *et al.* 1993, Faith & Walker 1996, Hodgetts 1992, Söderström *et al.* 1992, Hodgetts 1996, Bisang & Hedenäs 2000, Longton & Hedderson 2000, Margules & Pressey 2000, Sérgio *et al.* 2000, Draper *et al.* 2003, Heywood & Iriondo 2003, Söderström 2006) bem como ao nível das Ilhas (Marrero-Gómez *et al.* 2003, Martín 2009).

De um conjunto de 48 secções estudadas, 19 foram consideradas Excelentes, 15 Boas, oito Razoáveis e seis de Má qualidade, no que respeita ao seu estado ecológico (Tab. 55, Fig. 88).

Tabela 54. Riqueza florística determinada em cada secção, constituída por duas áreas, de cada ribeira estudada no presente estudo. Abreviaturas para as áreas de estudo discriminadas na Tab. 2.

	Número de taxa			
	Sub-imersos	Imersos	Endemismos (Macaronésia e Madeira)	Estatuto de Ameaça
BNT 1-2	60	5	8	-
BNT 3-4	28	1	2	-
BNT 5-6	22	1	1	1
BRV 1-2	25	2	1	-
BRV 3-4	28	2	3	1
BRV 5-6	33	4	4	1
CLH 1-2	25	1	3	-
CLH 3-4	22	7	3	-
CLH 5-6	17	4	2	-
CRZ 1-2	40	8	4	2
CRZ 3-4	33	7	2	-
CRZ 5-6	22	-	3	-
FRN 1-2	29	14	4	1
FRN 3-4	35	7	5	-
FRN 5-6	30	5	6	-
JNL 1-2	38	2	2	1
JNL 3-4	29	3	2	-
JNL 5-6	26	4	2	1
MCH 1-2	21	1	2	-
MCH 3-4	4	1	1	-
MCH 5-6	6	-	-	1
MRN 1-2	33	6	5	-
MRN 3-4	41	9	2	1
MRN 5-6	24	-	1	-
MTD 1-2	51	11	3	2
MTD 3-4	29	2	1	1
MTD 5-6	36	2	2	1
PNV 1-2	27	2	2	1
PNV 3-4	18	6	1	-
PNV 5-6	13	4	1	-
PRC 1-2	50	9	4	1
PRC 3-4	24	2	1	-
PRC 5-6	22	-	1	2
PSL 1-2	38	5	2	2
PSL 3-4	25	4	2	-
PSL 5-6	16	1	1	-
SCR 1-2	34	2	4	2
CSR 3-4	20	2	1	-
SCR 5-6	18	-	1	-
SLZ 1-2	41	7	1	2
SLZ 3-4	31	3	1	-
SLZ 5-6	8	-	-	-
SVC 1-2	40	5	4	-
SVC 3-4	23	8	3	-
SVC 5-6	9	-	-	1
SXL 1-2	12	4	-	-
SXL 3-4	44	8	5	-
SXL 5-6	45	7	5	1

Tabela 55. Estado ecológico de cada secção de cada ribeira estudada.

	Estado ecológico			
	Excelente (Elevado interesse conservacional)	Bom	Razoável	Mau
Áreas	BNT 1-2, CRZ 1-2, CRZ 3-4, FRN 1-2, FRN 3-4, FRN 5-6, JNL 1-2, JNL 3-4, JNL 5-6, MRN 1-2, MRN 3-4, MTD 1-2, PRC 1-2, PSL 1-2, SCR 1-2, SLZ 1-2, SVC 1-2, SXL 3-4, SXL 5-6	BNT 3-4, BNT 5-6, BRV 1-2, CLH 1-2, CLH 3-4, CRZ 5-6, MRN 5-6, MTD 3-4, MTD 5-6, PNV 1-2, PNV 3-4, PSL 3-4, SLZ 3-4, SVC 3-4, SXL 1-2	BRV 3-4, BRV 5-6, CLH 5-6, MCH 1-2, PNV 5-6, PRC 3-4, PRC 5-6, SCR 3-4	MCH 3-4, MCH 5-6, PSL 5-6, SCR 5-6, SLZ 5-6, SVC 5-6
Critérios	Elevado número de taxa sub-imersos (>30), inersos (>8), endemismos (>4) e com estatuto de ameaça	Número considerável de taxa sub-imersos (>15), presença de inersos, endemismos e com estatuto de ameaça	Número reduzido de taxa sub-imersos (>10) e ausência ou número muito baixo de inersos e endemismos	
Características	Áreas naturais, sem intervenção antropogénica: configuração natural da ribeira; vegetação envolvente de Laurissilva ou Urzal de altitude; características físico-químicas das águas naturais; localização em áreas incluídas no Parque Natural	Áreas com alguma intervenção antropogénica; configuração natural da ribeira; vegetação envolvente de sobretudo de Salgueiral; características físico-químicas das águas aproximadamente naturais	Áreas com alguma intervenção antropogénica; proximidade a possíveis fontes de contaminação, configuração da ribeira com algumas alterações; vegetação envolvente de Salgueiral; características físico-químicas das águas ligeiramente alteradas	Áreas com forte intervenção antropogénica; proximidade a diversas fontes de contaminação, configuração da ribeira grandemente alterada (cimentação, canalizações); vegetação envolvente de Salgueiral; características físico-químicas das águas claramente afectadas

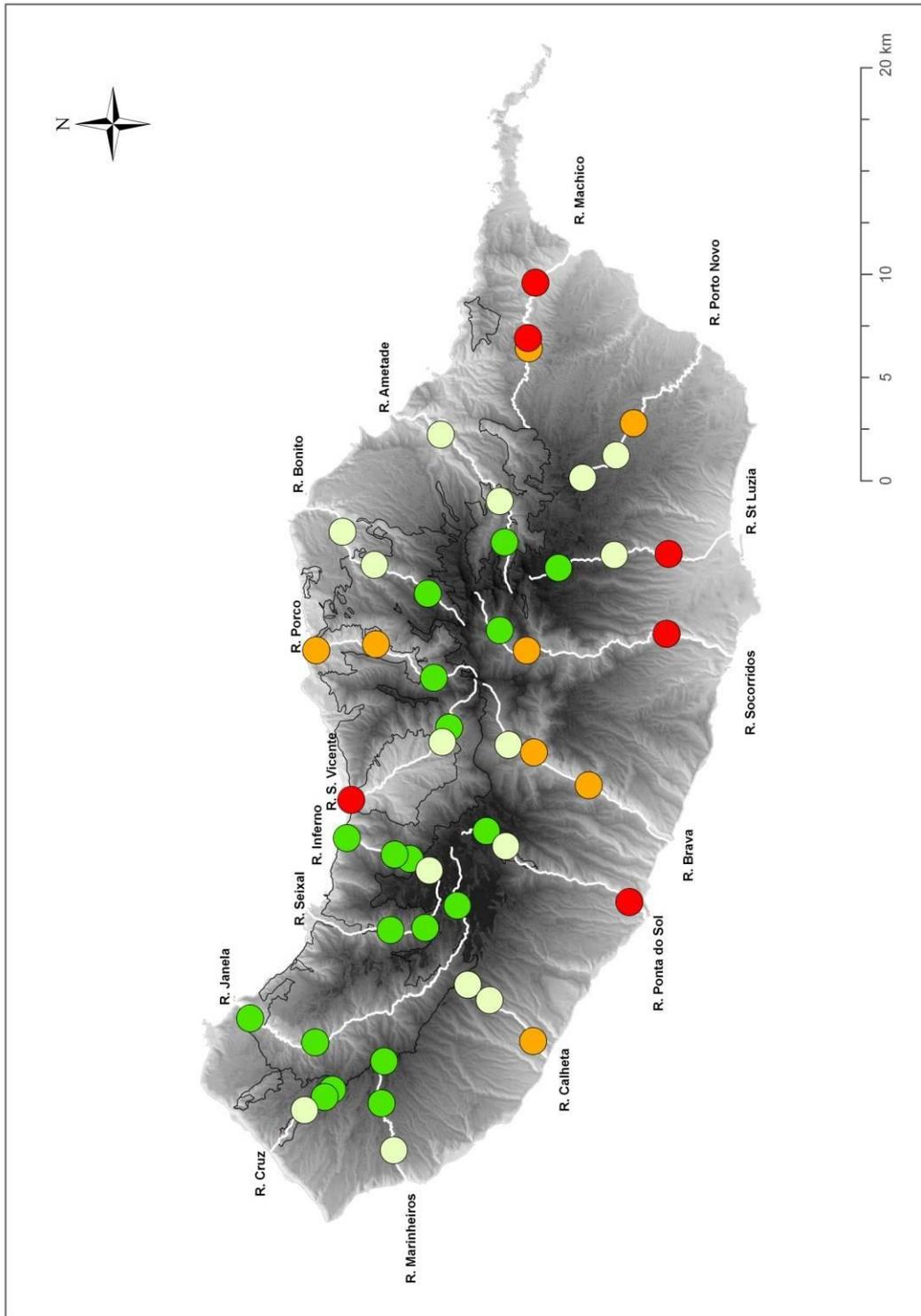


Figura 88. Estado ecológico de cada secção, de cada ribeira estudada: Excelente (●), Bom (●), Razoável (●) e Mau (●). A linha preta é possível observar a delimitação das áreas de Laurissilva.

As secções consideradas de Excelente qualidade ambiental pertencem a 12 das 16 ribeiras estudadas (Tab. 55, Fig. 88) e incluem sobretudo secções a montante de algumas ribeiras, nomeadamente no R. Bonito, R. da Ametade, R. do Porco, R. da Ponta do Sol, R. dos Socorridos, R. Santa Luzia (Fig. 89A), R. de São Vicente. Refere-se que a totalidade das secções pertencentes à R. do Inferno (Fig. 89D) e R. da Janela foram consideradas de Excelente qualidade bem como as secções a montante e intermédio da R. da Cruz e R. dos Marinheiros e finalmente a secção intermédia e a jusante da R. do Seixal (Fig. 89B). Estas secções são caracterizadas por uma elevada riqueza florística, especialmente no habitat submerso, incluindo as áreas com maior riqueza florística de taxa no habitat imerso, bem como de endemismos. Refere-se a ocorrência de taxa com estatuto de conservação em 11 das 19 secções de Excelente qualidade ambiental (Tab. 55). Estas secções ocorrem em áreas naturais, ou seja, as ribeiras possuem uma configuração natural, e apresentam um caudal e respectivos parâmetros físico-químicos associados à água, naturais, ou seja, não se encontram sujeitas a qualquer tipo de intervenção antropogénica (Tab. 55). Localizam-se na sua maioria na vertente Norte da Ilha da Madeira, onde a vegetação envolvente corresponde a Laurissilva (do Til e do Barbusano) ou Urzal de altitude e em áreas incluídas no Parque Natural da Madeira (Fig. 88). Desta forma, salienta-se a importância/contribuição da floresta de Laurissilva como ecossistema que inclui áreas ripícolas de excelente qualidade ecológica, não só a nível das comunidades de briófitos, como também de macroinvertebrados (Hughes & Malmquist 2005), vegetação vascular (Capelo *et al.* 2007) e outros organismos (Borges *et al.* 2008b). Refere-se ainda que muitas destas secções localizam-se em áreas a montante, ou seja, zonas de cabeceira, também referidas pelo valor ecológico das comunidades de macroinvertebrados e de plantas vasculares (cortinas ripárias) que albergam (Hughes & Malmquist 2005, Capelo *et al.* 2007). Encontrando-se estas áreas/secções num excelente estado ecológico, sugere-se a monitorização destas áreas, de forma a minimizar possíveis alterações nas mesmas que possam alterar as suas características. Refere-se adicionalmente que estas áreas representam o estado mais natural das ribeiras e como tal constituem a situação de referência de ‘excelente estatuto ecológico’, que representa a base para futuros processos de restauração e recuperação do bom estado ecológico, como estipulado na Directiva Quadro da Água.

As 15 secções de Boa qualidade ecológica situam-se em onze ribeiras distintas (Tab. 55, Fig. 88) e incluem as secções a montante da R. do Seixal (Fig. 89C) e R. Brava, bem como as secções intermédias das ribeiras, R. da Ponta do Sol, R. de Santa Luzia, R. São Vicente e as secções a jusante da R. da Cruz, R. dos Marinheiros.

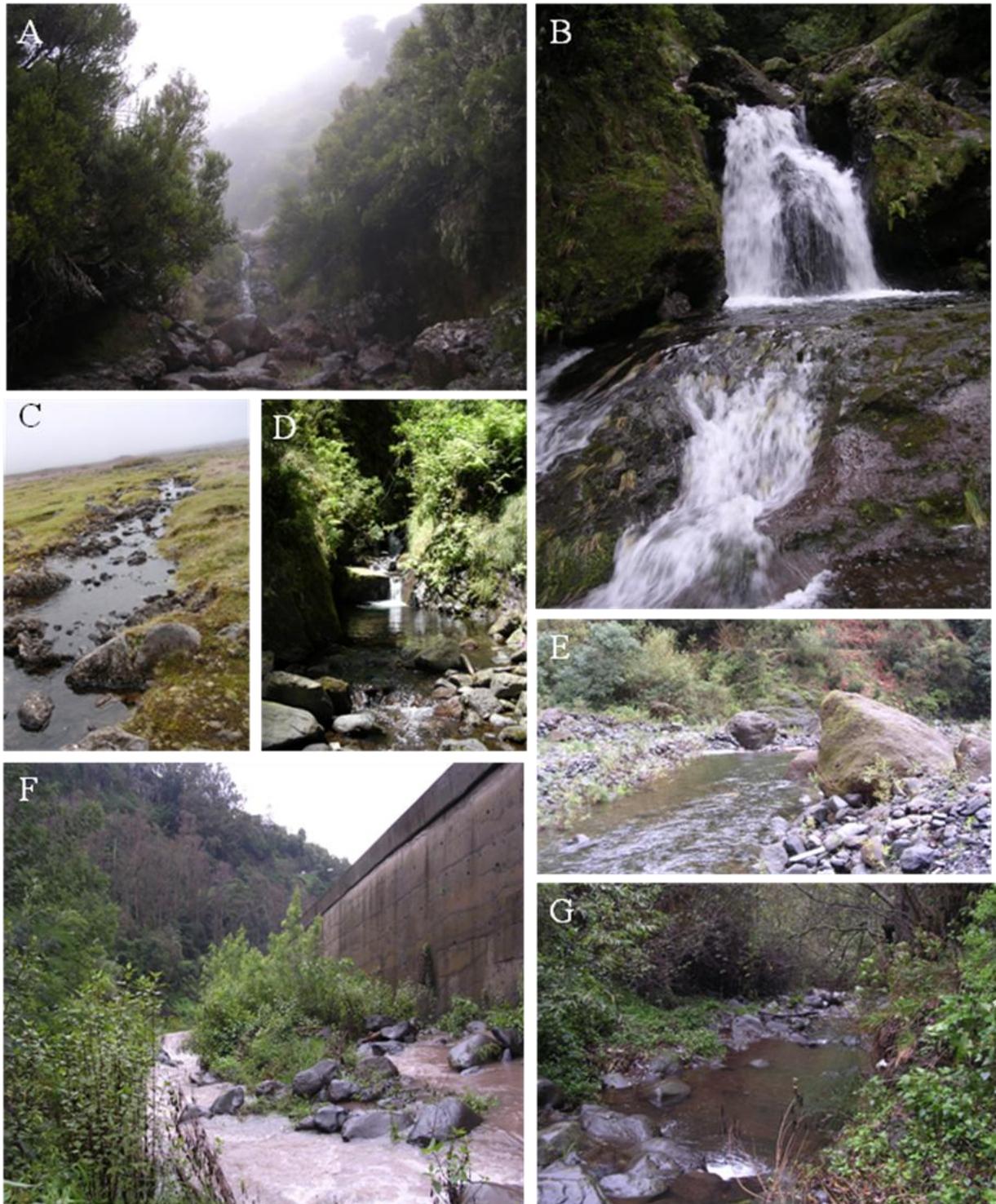


Figura 89. Exemplo de algumas áreas de estudo, com distintos estados ecológicos, nomeadamente ‘Excelente’ (A, B, D), ‘Bom’ (C, E) ‘Razoável’ (G) e ‘Mau’ (F). R. de Santa Luzia (montante)(A), R. do Seixal (intermédio) (B), R. do Seixal (montante)(C), R. do Inferno (intermédio) (D), R. da Ametade (E), R. de Santa Luzia (montante) (F) e R. do Porto Novo (jusante) (G).

Referem-se ainda ribeiras com duas secções com Boa qualidade ecológica, nomeadamente, R. Bonito e R. da Ametade (intermédio e jusante) (Fig. 89E), bem como R. da Calheta e R. do Porto Novo (montante e intermédio). As referidas ribeiras apresentam um número

considerável de taxa sub-imersos, bem como alguns imersos, endemismos e com estatuto de ameaça (Tab. 55). Apesar de não se poderem distinguir no que respeita à riqueza florística, das secções de qualidade ecológica Razoável, estes grupos incluem áreas com características distintas (Tab. 54, Tab. 55, Fig. 88). Nas secções de Boa qualidade ecológica, as ribeiras apresentam uma configuração natural, na sua maioria localizadas em áreas de Salgueiral, com alguma intervenção/presença antropogénica, ainda que os parâmetros físico-químicos das águas sejam aproximadamente naturais (Tab. 54, Tab. 55). Algumas destas áreas estão incluídas no Parque Natural da Madeira, nomeadamente em áreas de Laurissilva (Fig. 88), encontrando-se, no entanto, sujeitas a algumas ameaças respeitante à qualidade ecológica da brioflora, como resultado da proximidade a populações ou áreas com actividades agrícolas.

Por outro lado, as oito secções com qualidade Razoável (Tab. 55, Fig. 88), pertencem a seis ribeiras distintas, que incluem uma secção a montante (R. de Machico), duas intermédias (R. Brava, R. dos Socorridos), e quatro a jusante (R. Brava, R. da Calheta, R. do Porto Novo, R. do Porco) (Fig. 89G). Incluem áreas próximas de potenciais fontes de perturbação/contaminação, nomeadamente de aglomerados populacionais e de infra-estruturas rodoviárias (Fig. 88). Nestas secções localizadas em altitudes pouco elevadas (Fig. 88), dominadas por Salgueiral, as margens apresentam algumas modificações e os parâmetros físico-químicos das águas apresentam algumas alterações ao que seria o seu estado natural, sobretudo a nível do pH (básico) e substâncias dissolvidas em maiores concentrações do que seria de esperar no seu estado natural (Tab. 55, Fig. 88). Nestas áreas/secções sugere-se a naturalização das margens e uma possível minimização das fontes poluidoras, nomeadamente ao nível do controle da utilização de pesticidas e fertilizantes bem como a um encaminhamento das escorrência das infra-estruturas rodoviárias, contaminadas com uma diversidade de substâncias, para estações de tratamento das águas.

As seis secções classificadas como apresentando uma Má qualidade ambiental (Tab. 55, Fig. 88) incluem cinco ribeiras, nomeadamente R. de Machico (intermédio e jusante), R. da Ponta do Sol (jusante), R. dos Socorridos (jusante), R. de Santa Luzia (jusante) (Fig. 89F) e R. de S. Vicente (jusante). Estas secções situam-se, na sua maioria em áreas de jusante, com elevada intervenção antropogénica (Fig. 88), ou seja, localizadas no interior de aglomerados populacionais, sujeitos a diversas fontes de contaminação, como reflectida nas características físico-químicas das águas. Nestas secções a configuração da ribeira apresenta-se grandemente alterada (cimentação, canalizações, esgotos). Estas áreas/secções que se encontram num estado francamente degradado, necessitam claramente de uma reestruturação. Assim, para

estas ribeiras sugere-se não só uma alteração das margens, naturalizando-as, como também uma organização dos sistemas de esgotos, efluentes industriais e águas lixivantes de forma a não ocorrer a sua libertação para a ribeira.

No que se refere à caracterização e conservação de ecossistemas ripícolas, refere-se a importância da integração dos dados relativos a diversos grupos de organismos, como efectuado por alguns autores noutras regiões do mundo (Ormerod *et al.* 1994, Biggs *et al.* 2001, Paavola *et al.* 2006, Heino *et al.* 2009). De facto, uma vez que distintos grupos de organismos podem apresentar respostas distintas ao ambiente é importante ter em consideração estes factores quando se pretende delinear estratégias de planeamento gestão de áreas naturais.

Neste contexto, e ainda que utilizando uma metodologia completamente distinta, é possível comparar os resultados obtidos relativamente ao ‘estado ecológico’ com a brioflora com os relativos aos macroinvertebrados (Fig. 89). Assim, verifica-se que os locais considerados em ‘Mau estado ecológico’ para a brioflora também apresentam um Mau estado ecológico para o grupo dos macroinvertebrados. Por outro lado, as áreas com uma classificação de ‘Excelente estado ecológico’ para a brioflora encontram-se de acordo com as classificações obtidas para os macroinvertebrados. No entanto, algumas áreas/secções apresentam classificações distintas para os diferentes grupos taxonómicos, o que pode ser explicado por diversos factores, nomeadamente, a amostragem efectuada em localizações e periodicidades não coincidentes, e naturalmente a afinidade ecológica particular de cada grupo. Este tipo de integração de resultados referentes a distintos grupos taxonómicos é fundamental não só para a caracterização, como também para a definição de estratégias de conservação e/ou restauração dos ecossistemas ripícolas.

No que respeita às áreas classificadas com ‘Excelente’ e ‘Bom’ estado ecológico, já se referiu anteriormente a sua importância como ‘referência’ de bom estado ecológico como base para futuros processos de restauração e recuperação do bom estado ecológico, como estipulado na Directiva Quadro da Água. Assim, é fundamental conservar estas áreas e no caso de áreas com estados ecológicos considerados menos bons, implementar estratégias de minimização e/ou recuperação do estado ecológico. Para tal é de extrema importância avaliar, determinar e quantificar as ameaças a estes ecossistemas, com especial atenção no caso das áreas que apresentam um estado ecológico mais degradado.

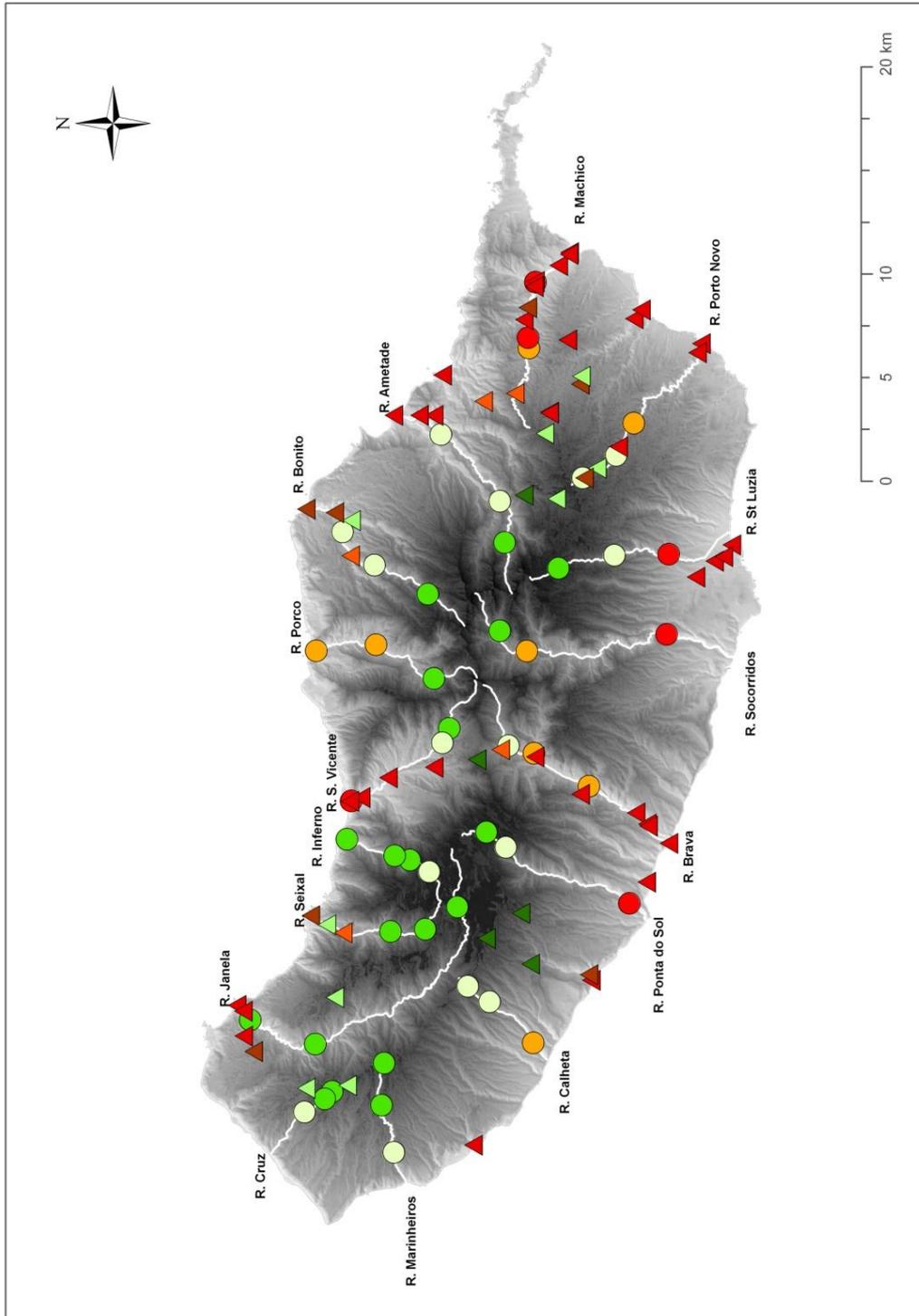


Figura 90. Estado ecológico de cada secção, de cada ribeira estudada, utilizando a brioflora: Excelente (●), Bom (○), Razoável (●) e Mau (●) e utilizando os macroinvertebrados, de acordo com Hughes (2003): Excelente (▲), Bom (▲), Razoável (▲), Mediocre (▲) e Mau (▲).

Como ameaças aos ecossistemas ripícolas Dudgeon *et al.* (2006) organizou-as em cinco categorias que podem interagir entre si, nomeadamente, sobre-exploração, poluição da água, alteração dos caudais, destruição e degradação dos habitats e finalmente a invasão por espécies exóticas.

No caso particular da Ilha da Madeira, referem-se como principais pressões, diagnosticadas ou potenciais, as actividades de artificialização e alteração das margens, deposição de resíduos sólidos, deposição de terras, águas lixiviantes, desvios de volumes significativos de água de cursos naturais, erosão, extracção de inertes, incêndios florestais, introdução de plantas vegetais exóticas, pastoreio intensivo, poluição, eutrofização, toxicidade algal e infestantes aquáticas, regularização e canalização dos cursos de água, remoção do coberto vegetal incluindo zonas de cabeceiras das bacias, de acordo com o referido no PRAM (2002).

No que se refere à brioflora ripícola, as referidas pressões afectam certamente a estrutura e composição das comunidades. No entanto, como resultado do presente trabalho é possível apontar factores mais específicos. Assim, os parâmetros físico-químicos da água representam um factor de grande importância na determinação da riqueza e composição florística da brioflora, nomeadamente, o oxigénio dissolvido, o pH, a condutividade, concentração de sódio e cloretos, potássio, magnésio, zinco, cobre e fosfatos (item 4.1.4). As alterações nos referidos parâmetros podem resultar de distintos factores, por um lado existe naturalmente uma maior concentração de substâncias em áreas de jusante, como resultado da acumulação desses solutos provenientes de áreas mais a montante. No entanto, nas áreas onde se situam os aglomerados populacionais observaram-se os valores mais elevados, sobretudo relacionados com a proximidade a infra-estruturas rodoviárias (águas lixiviantes), áreas agrícolas (químicos utilizados nesta actividade) e incorrecto funcionamento do sistema de saneamento. As características da ribeira também provaram ser fundamentais na determinação quer da riqueza florística, quer da composição das comunidades, nomeadamente as dimensões (largura e profundidade), estrutura do leito (dimensões do sedimento acumulado) e particularmente se as margens são naturais ou não. De facto, nas margens alteradas, ou seja, reforçadas por cimento ou formadas por muros de rocha ou totalmente cimentadas, observaram-se números de taxa mais reduzidos e como tal de comunidades de briófitos mais pobres. Refere-se também a importância de parâmetros como a cobertura dos estratos de vegetação, bem como da abertura do vale, que determinam condições microclimáticas extremamente importantes para a brioflora ripícola. Estas informações constituem uma grande

contribuição, no que respeita à definição de estratégias de gestão e conservação das áreas ripícolas, uma vez que constitui um factor concreto que pode ser melhorado e/ou alterado.

Salienta-se ainda um outro factor de ameaça, a regularização dos caudais, que apesar de não ter sido possível contabilizar constitui umas das ameaças, à brioflora ripícola, mais referidas na literatura (Englund *et al.* 1997, Downes *et al.* 2003, Söderstrom 2006). A regulação dos caudais, afecta a estrutura e composição das comunidades ripícolas, uma vez que a oscilação do nível da água é muito menor e como tal, deixa de ser um factor de perturbação no ecossistema ripícola, fundamental para a coexistência de um número elevado de espécies, resultando na inexistência de um gradiente vertical nas margens que é característico deste tipo de comunidades.

Em síntese, pode-se salientar que os impactes são difíceis de quantificar e caracterizar com rigor, na fase actual e de uma forma generalizada, sendo necessário proceder a adequadas acções de acompanhamento e de gestão ambiental durante as fases de intervenção que venham a ser realizadas no futuro.

5. CONCLUSÕES

Os habitats ripícolas da Ilha da Madeira apresentam uma elevada diversidade no que se refere à brioflora. No presente estudo determinaram-se 178 taxa ripícolas, que representam 34 % da totalidade da brioflora da Ilha da Madeira, salientando-se, desta forma a importante contribuição dos ecossistemas ripícolas para a riqueza florística da Ilha.

A análise dos padrões relacionados com a riqueza florística evidenciou diferenças claras entre o habitat, posição na ribeira e exposição no que respeita à vertente da Ilha a que se encontra exposta. Assim, as áreas localizadas nas secções a montante, na vertente Norte da Ilha e no habitat sub-imerso consituem as situações em que se observaram mais taxa. Com a análise dos padrões de biodiversidade a distintas escalas geográficas, observou-se que o número médio de taxa por ribeira difere grandemente, ou seja, é muito inferior, ao número total de taxa ripícolas observados na Ilha. Este padrão é sobretudo influenciado pelo elevado número de taxa infrequentes, que ocorrem diferencialmente em cada ribeira.

No que respeita à estrutura das comunidades de briófitos ripícolas verificou-se, tal como para os padrões de biodiversidade, uma clara separação relativamente ao habitat considerado tanto a nível de composição florística, como de variáveis que influenciam as mesmas. O elevado número de variáveis explicativas, no que se refere à composição florística dos briófitos em ambos os habitats considerados, pode atribuída à elevada heterogeneidade das áreas de estudo. De facto, os ecossistemas ripícolas são caracterizados por uma elevada heterogeneidade ambiental, tanto a nível biótico como abiótico, considerando diversas escalas espaciais e/ou temporais, bem como pelos frequentes processos de perturbação. Como resultado, estes ecossistemas apresentam uma elevada complexidade de condições ambientais e biológicos muitas vezes resultantes de processos aleatórios, intimamente relacionados com os processos de perturbação. De facto, a análise relativa às estratégias e formas de vida dos briófitos ripícolas reflectiu um factor característico dos ecossistemas ripícolas, nomeadamente a existência de perturbação. Assim, o processo de perturbação, fortemente associado a alterações no caudal, como oscilação do nível da água, turbulência e quantidade de partículas em suspensão, permite a formação de áreas desprovidas de vegetação, que são rapidamente colonizadas por taxa de estratégia colonizadora. Por outro lado, na ausência de perturbação os taxa mais competitivos, como os de estratégia perene passam a dominar as áreas e nesta situação a diversidade de taxa é menor. Salienta-se que apenas em ecossistemas onde ocorre perturbação é possível encontrar uma elevada diversidade como a observada no presente estudo. Neste sentido, refere-se que os mecanismos que perturbam os biota, como a erosão

das margens a que os briófitos ripícolas se encontram sujeitos, são precisamente os mecanismos responsáveis por manter a heterogeneidade destes habitats, que por sua vez promove a existência de comunidades com elevada riqueza florística, tanto a nível espacial como temporal.

A determinação das variáveis ambientais fortemente relacionadas com o número de briófitos ripícolas, permitiu observar que a riqueza florística presente em cada habitat, imerso e submerso, é influenciada por um conjunto distinto de variáveis. Da mesma forma, as variáveis explicativas da composição florística são distintas das que foram obtidas para explicar o número de taxa presentes em cada um dos habitats. Estes resultados são de grande importância, na determinação de estratégias de conservação e gestão de recursos biológicos, uma vez que permitem definir especificamente quais as variáveis ambientais que influenciam tanto a riqueza como a composição florística, para cada habitat em questão.

Foi possível integrar os dados obtidos no curso do presente trabalho com vista a uma abordagem conservacional dos ecossistemas ripícolas da Ilha da Madeira. Assim, efectuou-se uma caracterização das áreas de estudo, baseada na brioflora ripícola, no que se refere ao seu estado ecológico, interesse conservacional e possíveis medidas a tomar com o intuito de gerir essas áreas em termos de conservação e/ou recuperação de áreas mais degradadas com vista a atingir o ‘bom estado ecológico’, como previsto na Directiva Quadro da Água. As áreas/secções consideradas de ‘Excelente estado ecológico’, localizam-se na sua maioria na vertente Norte da Ilha da Madeira, em vegetação envolvente de Laurissilva ou Urzal de altitude, bem como em secções de montante e intermédias, também de grande valor no que se refere a outros grupos de organismos. Estas áreas apresentam o estado mais natural das ribeiras e como tal representam a situação de referência de ‘Excelente estatuto ecológico’, que constitui a base para futuros processos de restauração e recuperação do ‘Bom estado ecológico’, como estipulado na DQA. As secções classificadas como apresentando um ‘Mau estado ecológico’ incluem as áreas com maior intervenção antropogénica, ou seja, localizadas no interior de aglomerados populacionais, sujeitos a diversas fontes de contaminação, como reflectida nas características físico-químicas das águas. Estas áreas/secções que se encontram num estado francamente degradado, necessitam claramente de restauração.

Em síntese, o presente trabalho constitui uma contribuição relevante no que respeita ao conhecimento da brioflora ripícola da Ilha da Madeira, diversidade, ecologia e sua utilização em bioindicação de estados de conservação dos ecossistemas, como estipulado na DQA.

6. BIBLIOGRAFIA

- Abell, R. 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis: A freshwater follow-up. *Conservation Biology* 16(5): 1435-1437.
- Abell, R., Allan, J.D. & Lehner, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134(1): 48-63.
- Ade, A. & Koppe, F. 1942. Beitrag zur Kenntnis der Moosflora der atlantischen Inseln und der pyrenaischen Halbinsel. *Hedwigia* 81: 1-36.
- Ah-Peng, C. & De Trautenberg, C.R. 2004. Aquatic bryophytes as pollutant accumulators and ecophysiological bioindicators of stress: bibliographic synthesis. *Cryptogamie Bryologie* 25(3): 205-248.
- Allen, E.D. & Spence, D.H.N. 1981. The differential ability of aquatic plants to utilize the inorganic carbon supply in freshwaters. *New Phytologist* 87: 269-283.
- Almeida, C., Romariz, C. & Oliveira da Silva, M. 1984. Hidrogeoquímica da Ilha da Madeira. I Congresso Espanhol de Geologia, Segóvia, Espanha. pp: 1-8.
- Andrew, N.R., Rodgerson, L. & Dunlop, M. 2003. Variation in invertebrate-bryophyte community structure at different spatial scales along altitudinal gradients. *Journal of Biogeography* 30(5): 731-746.
- Appleyard, J., Hill, M.O. & Whitehouse, H.L.K. 1985. *Leptobarbula berica* (De Not.) Schimp. in Britain. *Journal of Bryology* 13: 461-470.
- Arróniz-Crespo, M., Núñez-Olivera, E., Martínez-Abaigar, J. & Tomás, R. 2004. A survey of the distribution of UV-absorbing compounds in aquatic bryophytes from a mountain stream. *The Bryologist* 107(2): 202-208.
- Arscott, D.B., Bowden, W.B. & Finlay, J.C. 1998. Comparison of epilithic algal and bryophyte metabolism in an arctic tundra stream, Alaska. *Journal of the North American Benthological Society* 17(2): 210-227.
- Barko, J.W., Adams, M.S. & Clesceri, N.L. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation - a review. *Journal of Aquatic Plant Management* 24: 1-10.
- Barros, G.R. 1942. Notas briológicas II. *Agronomia Lusitana* 4: 155-166.
- Bates, J.W. 1998. Is 'life-form' a useful concept in bryophyte ecology? *Oikos* 82(2): 223-237.
- Biggs, B.J., Duncan, M.J., & Suren, A.M. 2001. The importance of bed sediment stability to benthic ecosystems of streams. In: Mosley, M. P. (ed.), *Gravel-bed rivers IV*. New Zealand Hydrological Society: 423-450.

- Bisang, I. & Hedenäs, L. 2000. How do we select bryophyte species for conservation, and how should we conserve them? *Lindbergia* 25: 62-77.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73(3): 1045-1055.
- Borges, P.A.V., Abreu, C., Aguiar, A.M.F., Carvalho, P., Jardim, R., Melo, I., Olivera, P., Sérgio, C., Serrano, A.R.M. & Vieira, P. (Eds.). 2008a. *Listagem dos fungos, flora e fauna terrestres dos arquipélagos da Madeira e Selvagens*. Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores, Funchal e Angra do Heroísmo.
- Borges, P.A.V., Aguiar, A.M.F., Boieiro, M., Carlestolrá, M. & Serrano, A.R.M. 2008b. Os artrópodes (Arthropoda) dos arquipélagos da Madeira e das Selvagens. Listagem dos fungos, flora e fauna terrestres dos arquipélagos da Madeira e Selvagens. In: P.A.V. Borges, C. Abreu, A.M.F. Aguiar, P. Carvalho, R. Jardim, I. Melo, P. Olivera, C. Sérgio, A.R.M. Serrano & P. Vieira (Eds.). *Listagem dos fungos, flora e fauna terrestres dos arquipélagos da Madeira e Selvagens*. Funchal e Angra do Heroísmo, Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores: 245-356.
- Bowden, W.B., Arscott, D.B., Pappathanasi, D., Finlay, J.C., Glime, J., LaCroix, J., Liao, C. L., Hershey, A.E., Lampella, T., Peterson, B.J., Wollheim, W.M., Slavik, K. & Shelley, B. 1999. Roles of bryophytes in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 18(2): 151-184.
- Bowden, W.B., Finlay, J.C. & Maloney, P.E. 1994. Long-term effects of PO₄ fertilization on the distribution of bryophytes in an arctic river. *Freshwater Biology* 32(2): 445-454.
- Boyero, L. & Bailey, R.C. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464: 219-225.
- Brassard, G.R. 1972. Mosses associated with waterfalls in Central Labrador, Canada. *The Bryologist* 75(4): 516-535.
- Bruggeman-Nannenga, M. 1982. The section *Pachylomidium* (genus *Fissidens*) III. The *F. crassipes*-subcomplex (*F. bryoides* complex), *F. sublineafolius* (Pot. Varde) Brugg.-Nann. and *F. fluitans* (Pot. Varde) Brugg.-Nann. *Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen* 85(C): 59 -104.
- Capelo, J., Costa, J.C., Louia, M., Fontinha, S., Jardim, R., Sequeira, M. & Rivas-Martinez, S. 1999. Vegetação da Madeira: aproximação à tipologia fitossociológica. *Silva Lusitana* 7(2): 257-286.
- Capelo, J., Menezes de Sequeira, M., Jardim, R. & Costa, J.C. 2004. Guia da excursão geobotânica dos V encontros alfa 2004 à Ilha da Madeira. In: J.A. Capelo (ed). *A paisagem vegetal da Ilha da Madeira*. Quercetea 6: 5-45.
- Capelo, J., Menezes de Sequeira, M., Jardim, R. & Mesquita, S. 2007. Biologia e importância das florestas nas Ilhas. Madeira. In: J. Silva, (coordenador editorial). *Açores e Madeira. A floresta das Ilhas*. Público. Lisboa: 81-134.

Galopim de Carvalho, A.M. & Brandão, J.M. 1991. *Geologia do Arquipélago da Madeira*. Museu Nacional de História Natural. Lisboa.

Carvalho, P., Figueira, R. & Jones, M.P. 2008. Os líquenes e fungos liquenícolas (Fungi) dos arquipélagos da Madeira e das Selvagens. In: P.A.V. Borges, C. Abreu, A.M.F. Aguiar, P. Carvalho, R. Jardim, I. Melo, P. Olivera, C. Sérgio, A.R.M. Serrano & P. Vieira (Eds.). *Listagem dos fungos, flora e fauna terrestres dos arquipélagos da Madeira e Selvagens*. Funchal e Angra do Heroísmo, Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores: 95-122.

Casas, C., Brugués, M., Crós, R.M. & Sérgio, C. 2006. *Handbook of mosses of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

Cattaneo, A. & Fortin, L. 2000. Moss distribution in streams of the Quebec Laurentian Mountains. *Canadian journal of botany-revue canadienne de botanique* 78(6): 748-752.

Clarke, K.R. 1993. Non parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

Cleavitt, N.L. 2005. Patterns, hypotheses and processes in the biology of rare bryophytes. *The Bryologist* 108(4): 554-566.

Craw, R.C. 1976. Streamside bryophyte zonation. *New Zealand Journal of Botany*(14): 19-28.

Crawley M. 2005. *Statistics. An introduction using R*. John Wiley & Sons, West Sussex.

Diekötter, T., Billeter, R. & Crist, T.O. 2008. Effects of landscape connectivity of the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic and Applied Ecology* 9: 298-307.

Dierßen, K. 2001. Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. *Bryophytorum Bibliotheca* 56: 1-289.

Dixon, H.N. 1909. Contributions to the moss-flora of the Atlantic Islands. *Journal of Botany* 47: 365-374.

Downes, B.J., Entwisle, T.J. & Reich, P. 2003. Effects of flow regulation on disturbance frequencies and in-channel bryophytes and macroalgae in some upland streams. *River Research and Applications* 19(1): 27-42.

Draper, D., Rosselló-Graell, A., Garcia, C., Gomes, C.T. & Sérgio, C. 2003. Application of GIS in plant conservation programs in Portugal. *Biological Conservation* 113(3): 337-349.

Duarte, R.S. 1995. *Recursos hídricos subterrâneos da Região Autónoma da Madeira. Nota explicativa VII.3*. Ministério do ambiente e recursos naturais. Direcção Regional do Ambiente. Lisboa.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006.

Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2): 163-182.

Düll, R. 1983. Distribution of European and Macaronesian liverworts (Hepaticophytina). *Bryologische Beitrage* 2: 1-115.

Düll, R. 1984. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). *Bryologische Beitrage* 4: 1-113.

Düll, R. 1985. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). *Bryologische Beitrage* 5: 1-112.

Düll, R. 1992. Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). *Bryologische Beitrage* 8/9: 1-223.

Dufrêne, M., Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.

During, H.J. 1979. Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* 5: 2-18.

During, H.J. 1992. Ecological classifications of bryophytes and lichens. In: J.W. Bates and A.M. Farmer. *Bryophytes and Lichens in a changing Environment*. Clarendon Press, Oxford: 1-25.

ECCB, European Committee for Conservation of Bryophytes. 1995. *Red Data Book of European Bryophytes*. ECCB, Trondheim.

ECCB, European Committee for Conservation of Bryophytes. 2009. *Red Data Listing of European Bryophytes*. <<http://www.bio.ntnu.no/ECCB/RDB.php>>. 31-08-2009.

Eggers, J. 1982. Artenliste der Moose Makaronesiens. *Cryptogamie Bryologie* 3: 283-335.

Ellwood, N.T.W. & Whitton, B.A. 2007. Phosphatase activities of the aquatic moss *Warnstorfia fluitans* (Hedw.) Loeske from an acidic stream in North-East England. *Hydrobiologia* 575: 95-107.

Empain, A. 1973. La végétation bryophytique aquatique et subaquatique de la sambre Belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux. *Lejeunia* 69: 1-58.

Empain, A., Lambinon, J., Mouvet, C., & Kirchmann, R. 1980. Utilisation des bryophytes aquatiques et subaquatiques comme bioindicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: P. Pesson, (ed.). *La pollution des eaux continentales - incidence sur les biocénoses aquatiques* (2nd edition). Gauthier-Villars, Paris, 195-223.

Englund, G. 1991. Effects of disturbance on stream moss and invertebrate community structure. *Journal of North American Benthological Society* 10(2): 143-153.

Englund, G., Jonsson, B.G. & Malmqvist, B. 1997. Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers. *Biological Conservation* 79(1): 79-86.

- Erös, T. 2007. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* 52: 1400-1415.
- ESRI - Environmental Systems Research Institute, Inc., 2005. ArcGIS Desktop Arcview v. 9.2 CA 380 New York Streets, Redlands, CA 92373-8100, USA.
- Faith, D.P. & Walker, P.A. 1996. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas?: on hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiversity Letters* 3: 18-25.
- Feraud, G., Schmincke, H.U., Lietz, J., Gastaud, J., Pritchard, G. & Bleil, U. 1981. New K-Ar Ages, chemical analysis and Magnetic data of rocks from the Islands of Santa Maria (Azores), Porto Santo and Madeira (Madeira Archipelago) and Gran Canaria (Canary Islands). *Bulletin of Volcanology* 44(3): 359-375.
- Figueira, R. & Ribeiro, T. 2005. Transplants of aquatic mosses as biomonitors of metals released by a mine influent. *Environmental Pollution* 136 (2): 293-301.
- Figueira, R., Sérgio, C. & Sousa A.J. 2002. Distribution of trace metals in moss biomonitors and assessment of contamination sources in Portugal. *Environmental Pollution* 118: 153-163.
- Finlay, J.C. & Bowden, W.B. 1994. Controls on production of bryophytes in an arctic Tundra stream. *Freshwater Biology* 32(2): 455-465.
- Fitzsimons, J.A. & Robertson, H.A. 2005. Freshwater reserves in Australia: directions and challenges for the development of a comprehensive, adequate and representative system of protected areas. *Hydrobiologia* 552: 87-97.
- Fontinha, S. 1995. Contribution to the study of the bryoflora of the Ponta de São Lourenço. *Boletim do Museu Municipal do Funchal* 4: 253-262.
- Fontinha, S., Sim-Sim, M. & Lobo, C. 2006. *Briófitos da Laurissilva da Madeira. Guia de algumas espécies*. SRARN-SPNM. FFCUL, CEBV-FCUL.
- Fontinha, S., Sim-Sim, M., Sérgio, C. & Hedenäs, L. 2001. *Biodiversidade madeirense: avaliação e conservação, briófitos endémicos da Madeira*. Direcção Regional do Ambiente, Funchal.
- Frahm, P. 2004. A guide to bryological hotspots in Europe. *Archiv for Bryology* 3:4-14.
- Frego, K. A. 2007. Bryophytes as potential indicators of forest integrity. *Forest ecology and management* 242(1): 65-75.
- Frey, W., Frahm, J.P., Eberhard, E. & Lobin, W. 2006. *Liverworts, Mosses and Ferns of Europe*. Harley Books, England.
- Frey, W. & Stech, M. 2008. New suprageneric taxa of liverworts (Marchantiophyta) and mosses (Bryophyta). *Nova Hedwigia* 87(1-2): 261-267.

- Fritz, K.M., Glime, J.M., Hribljan, J. & Greenwood, J.L. 2009. Can bryophytes be used to characterize hydrologic permanence in forested headwater streams? *Ecological Indicators* 9(4): 681-692.
- Furtado, A., Madeira, M. & Jeanroy, E. 1990. Mineralogy of soils from Madeira Island (Portugal). Solubility of the iron oxides. *Sciences Geologique Bulletin* 43: 139-149.
- Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke, T. & Thies, C. 2006. Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications* 16: 2011-2021.
- Gabriel, R., Sjögren, E., Schumacker, R., Sérgio, C., Frahm, J.P. & Sousa, E. 2005. Lista de briófitos (Bryophyta). In: P.A.V. Borges, R. Cunha, R. Gabriel, A.F. Martins, L. Silva & V. Vieira. *A list of the terrestrial fauna (Mollusca and Arthropoda) and flora (Bryophyta, Pteridophyta and Spermatophyta) from the Azores*. Direcção Regional do Ambiente and Universidade dos Açores, Horta, Angra do Heroísmo and Ponta Delgada: 117-129.
- Gardner, R.H. & Engelhardt, A.M. 2008. Spatial processes that maintain biodiversity in plant communities. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 9(3-4): 211-228.
- Gauch, H.G. 1982. Noise reduction by eigenvector ordinations. *Ecology* 63: 1643-1649.
- Geheeb, A., Herzog, T. 1910. *Bryologia atlantica*. Die Laubmoose der atlantischen Inseln (unter Ausschluss der europäischen und arktischen Gebiete). *Bibliotheca Botanica* 73: 1-71.
- Geldmacher, J., Bogaard, P.V.D., Hoernle, K. & Schmincke, H.U. 2000. The $^{40}\text{Ar}/^{39}\text{Ar}$ age dating of the Madeira Archipelago and hotspot track (eastern North Atlantic). *Geochemistry Geophysics Geosystems* 1GC000018.
- Geldmacher, J. & Hoernle, K. 2000. The 72 Ma geochemical evolution of the Madeira hotspot (eastern North Atlantic): recycling of Paleozoic (≤ 500 Ma) oceanic lithosphere. *Earth and Planetary Science Letters* 183: 73-92.
- Geldmacher, J., Hoernle, K., Klügel, A., van den Bogaard, P. & Duggen, S. 2006a. A geochemical transect across a heterogeneous mantle upwelling: Implications for the evolution of the Madeira hotspot in space and time. *Lithos* 90(1-2): 131-144.
- Geldmacher, J., Hoernle, K., Klügel, A., van den Bogaard, P. V. D., Wonbacher, F. & Berning, B. 2006b. Origin and geochemical evolution of the Madeira-Tore rise (eastern North Atlantic). *Journal of Geophysical Research* 111, B09206.
- Geldmacher, J., Hoernle, K., van der Bogaard, P., Duggen, S. & Werner, R. 2005. New $^{40}\text{Ar}/^{39}\text{Ar}$ age and geochemical data from seamounts in the Canary and Madeira volcanic provinces: Support for the mantle plume hypothesis. *Earth and Planetary Science Letters* 237(1-2): 85-101.
- Gering, J.C., Crist, T.O. & Veech, J.A. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17(2): 488-499.

- Gil, J.A. & Varo, J. 1981. Estudio briosociológico de las comunidades reofilas de Sierra Nevada (España). *Cryptogamie Bryologie* 2(4): 423-440.
- Gimeno-Colera, C. & Puche-Pinazo, F. 1999. Flora and vegetation of hygro-hydrophilous bryophytes in Valencia County (eastern Spain). *Cryptogamie Bryologie* 20(1): 49-68.
- Gimingham, C.H. & Birse, E.M. 1957. Ecological studies on growth form in bryophytes. 1. Correlations between growth form and habitat. *Journal of Ecology* 45(2): 533-547.
- Glime, J. 1968. Ecological observations on some bryophytes in Appalachian mountain streams. *Castanea* 33(4): 300-325.
- Glime, J. 1970a. Ecological Observations on some bryophytes in Appalachian mountain streams. *Castanea* 33: 300-325.
- Glime, J. 1970b. Zonation of bryophytes in the headwaters of a New Hampshire stream. *Rhodora* 72: 276-279.
- Glime, J. 1992. Effects of pollutants on aquatic species. In: J.W. Bates and A.M. Farmer. *Bryophytes and Lichens in a changing environment*. Oxford, Clarendon Press: 333-361.
- Glime, J. 2007. *Bryophyte Ecology*, Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. <http://www.bryoecol.mtu.edu/>. 04-07-2009.
- Glime, J. & Vitt, D.H. 1984. The physiological adaptations of aquatic musci. *Lindbergia* 10: 41-52.
- Glime, J. & Vitt, D.H. 1987. A comparison of bryophyte species diversity and niche structure of montane streams and stream banks. *Canadian Journal of Botany* 65: 1824-1837.
- González-Mancebo, J.M., Romaguera, F., Rós, R.M., Patiño, J. & Werner, O. 2008. Bryophyte flora of the Canary Islands: an updated compilation of the species list with an analysis of distribution patterns in the context of the Macaronesian Region. *Cryptogamie Bryologie* 29(4): 315-357.
- Grolle, R. & Long, D.G. 2000. An annotated check-list of the Hepaticae and Anthocerotae of Europe and Macaronesia. *Journal of Bryology* 22: 103-140.
- Hallingbäck, T. & Hodgetts, N. 2000. Mosses, liverworts and hornworts. Status survey and conservation action plan for bryophytes. IUCN/SSC bryophyte specialist group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Hedderson, T.A. 1992. Rarity at range limits; dispersal capacity and habitat relationships of extraneous moss species in a boreal Canadian National Park. *Biological Conservation* 59: 113-120.
- Hedenäs, L. 1992. Flora of Madeiran Pleurocarpous mosses (Isobryales, Hypnobryales, Hookeriales). *Bryophytorum Bibliotheca* 44.

- Heinlen, E.R., Vitt, D.H. 2003. Patterns of rarity in mosses of the Okanogan Highlands of Washington State: An emerging coarse filter approach to rare moss conservation. *The Bryologist* 106(1): 34-52.
- Heino, J. & Virtanen, R. 2006. Relationships between distribution and abundance vary with spatial scale and ecological group in stream bryophytes. *Freshwater Biology* 51(10): 1879-1889.
- Heino, J., Ilmonen, J., Kotanen, J., Mykrä, H., Paasivirta, L., Soininen, J. & Virtanen, R. 2009. Surveying biodiversity in protected and managed areas: Algae, macrophytes and macroinvertebrates in boreal forest streams. *Ecological Indicators* 9(1): 1179-1187.
- Heino, J., Mykrä, H. 2006. Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation* 129(3): 418-426.
- Heino, J., Paavola, R., Virtanen, R. & Muotka, T. 2005a. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation* 14(2): 415-428.
- Heino, J., Virtanen, R., Vuori, K. M., Saastamoinen, J., Ohtonen, A. & Muotka, T. 2005b. Spring bryophytes in forested landscapes: Land use effects on bryophyte species richness, community structure and persistence. *Biological Conservation* 124(4): 539-545.
- Heywood, V.H. & Iriondo, J.M. 2003. Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation* 113(3): 321-335.
- Hill, M., Bell, N., Bruggeman-Nannenga, M., Brugués, M., Cano, M., Enroth, J., Flatberg, K., Frahm, J.-P., Gallego, M., Garilleti, R., Guerra, J., Hedenäs, L., Holyoak, D.T., Hyvönen, J., Ignatov, M., Lara, F., Mazimpaka, V., Muñoz, J. & Söderström, L. 2006. An annotated checklist of the mosses of Europe and Macaronesia. *Journal of Bryology* 28: 198-267.
- Hodgetts, N.G. 1992. Measures to Protect Bryophytes in Great-Britain. *Biological Conservation* 59(2-3): 259-264.
- Hodgetts, N.G. 1996. Threatened bryophytes in Europe. *Anales Instituto de Biología da Universidad Autónoma de México* 67(1): 183-200.
- Horikawa, Y. & Kotake, A. 1960. The bryophyte communities on stream-sides of the Sandankyo Gorge, Hiroshima Prefecture. *Hikobia* 2: 32-42.
- Hübschmann, A. 1971. Bryosoziologische Studien auf der Insel Madeira. *Nova Hedwigia* 22: 423-467.
- Hughes, S.J. 2003. *A study of the freshwater macroinvertebrate fauna of Madeira and their application in a regional ecological monitoring system*. Ph.D. thesis, King's College, Division of Life Sciences, University of London.

- Hughes, S.J. 2005. Application of the water framework directive to Macaronesian freshwater systems. *Biology and Environmental Proceedings of the Royal Irish Academy* 105B(3): 185-193.
- Hughes, S.J. 2006. Temporal and spatial distribution patterns of larval trichoptera in Madeiran streams. *Hydrobiologia* 553: 27-41.
- Hughes, S.J. & Furse, M.T. 2001. Development of a biotic score for the assessment of the ecological quality of the rivers and streams of Madeira. *Life and Marine Sciences* 2(Part B): 19-32.
- Hughes, S.J. & Malmqvist, B. 2005. Atlantic Island freshwater ecosystems: challenges and considerations following the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 544: 289-297.
- Huryn, A.D., Slavik, K.A., Lowe, R.L., Parker, S.M., Anderson, D.S. & Peterson, B.J. 2005. Landscape heterogeneity and the biodiversity of Arctic stream communities: a habitat template analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1905-1919.
- Hylander, K., Jonsson, B.G. & Nilsson, C. 2002. Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. *Ecological Applications* 12(3): 797-806.
- IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org> 11-07-2009.
- Izquierdo, I., Martín, J.L., Zurita, N. & Arechavaleta, M. 2001. *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales*. Consejería de política territorial y medio ambiente, Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife.
- Jardim, R. & Fontinha, S. 2000. *Laurissilva. Uma relíquia da Madeira*. Casa do Romeiro, Centro Paroquial do Bom Jesus, Ponta Delgada.
- Jardim, R. & Menezes de Sequeira, M. 2008. As plantas vasculares (Pteridophyta e Spermatophyta) dos Arquipélagos da Madeira e das Selvagens. In: P. A. V. Borges, C. Abreu, A.M.F. Aguiar, P. Carvalho, R. Jardim, I. Melo, P. Olivera, C. Sérgio, A. R. M. Serrano & P. Vieira (Eds.). *Listagem dos fungos, flora e fauna terrestres dos arquipélagos da Madeira e Selvagens*. Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores, Funchal e Angra do Heroísmo: 157-178.
- Jenkins, J.T. & Proctor, M.C.F. 1985. Water velocity, growth-form and diffusion resistances to photosynthetic CO₂ uptake in aquatic bryophytes. *Plant Cell and Environment* 8(5): 317-323.
- Jonsson, B.G. 1996. Riparian bryophytes of the H.J. Andrews experimental forest in the western Cascades, Oregon. *The Bryologist* 99(2): 226-235.
- Kenkel, N.C. & Orlóci, L. 1986. Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology* 67(4): 919-128.
- Kent, M. & Coker, P. 1994. *Vegetation description and analysis. A practical approach*. John Wiley and Sons.

- Kimmerer, R.W. & Allen, T.F.H. 1982. The role of disturbance in the pattern of a riparian bryophyte community. *American Midland Naturalist* 107(2): 370-383.
- Klein, J.-P. & Vanderpoorten, A. 1996. La segregation des bryophytes aquatiques en relation avec la physico-chimie des eaux: L'intérêt de l'étude écologique comparée des cascades du Nideck et du Hohwald (Bas-Rhin, France). *Bulletin de l'association philomathique d'Alsace et de Lorraine* 32: 83-94.
- Klimek, S., Marini, L., Hofmann, M. & Isselstein, J. 2008. Additive partitioning of plant diversity with respect to grassland management regime, fertilisation and abiotic factors. *Basic and Applied Ecology* 9(6): 626-634.
- Klügel, A. & Klein, F. 2006. Complex magma storage and ascent at embryonic submarine volcanoes from the Madeira Archipelago. *Geology* 34(5): 337-340.
- Klügel, A., Schwarz, S., Bogaard, P.V.D., Hoernle, K., Wohlgemuth-Ueberwasser, C.C. & Köster, J.J. 2008. Structure and evolution of the volcanic rift zone at Ponta de São Lourenço, eastern Madeira. *Bulletin of Volcanology* (DOI: 10.1007/s00445-008-0253-7).
- Klügel, A., Walter, T.R., Schwarz, S. & Geldmacher, J. 2005. Gravitational spreading causes en-echelon diking along a rift zone of Madeira Archipelago: an experimental approach and implications for magma transport. *Bulletin of Volcanology* 68(1): 37-46.
- Koponen, T. 1980. A synopsis of Mniaceae (Bryophyta): 4. Taxa in Europe, Macaronesia, Northwest Africa and the Near East. *Annales Botanici Fennici* 17: 125-162.
- Koponen, T. & Sérgio, C. 2001. Solving the identity of the large *Plagiomnium* (Musci) from Madeira (Portugal): *P. undulatum* var. *madeirense*. *Cryptogamie, Bryologie-Lichénologie* 22 (1): 13-18.
- Koppe, F. & Düll, R. 1986. Beiträge zur Mossflora Madeiras. *Bryologische Beiträge* 6: 32-48.
- Kszos, L.A., Morris, G.W. & Konetsky, B.K. 2004. Source of toxicity in storm water: zinc from commonly used paint. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23, No. 1, pp. 12-16.
- Kürschner, H. & Erdağ, A. 2008. The saxicolous Homalothecio-Neckeradelphium *menziesii* new to western Turkey: phytosociology, ecology and life strategies. *Nova Hedwigia* 87(1-2): 97-112.
- Kürschner, H. 2004. Life Strategies and Adaptations in Bryophytes from the Near and Middle East. *Turkish Journal of Botany* 28: 73-84.
- Kürschner, H., Fontinha, S., Sim-Sim, M. & Frey, W. 2008. The Mannio-Exormothecetum *pustulosae* ass. nov., xerophytic bryophyte community from Madeira and the Canary Islands/Macaronesia. *Nova Hedwigia* 86(3-4): 445-468.
- Kürschner, H., Parolly, G. & Erdağ, A. 2007a. Synanthropic bryophyte communities new to western Turkey - syntaxonomy, synecology and life syndromes. *Nova Hedwigia* 84: 459-478.

- Kürschner, H., Stech, M., Fontinha, S., Sim-Sim, M. & Frey, W. 2007b. Epiphytic bryophyte communities of the Madeiran laurel and ericaceous forests - a phytosociological analysis. *Nova Hedwigia* 84(3-4): 333-362.
- Laaka-Lindberg, S., Hedderson, T.A. & Longton, R. 2000. Rarity and reproductive characters in the British hepatic flora. *Lindbergia* 25: 78-84.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- Lee, T.D. & La Roi, G.H. 1979. Gradient analysis of bryophytes in Jasper National Park, Alberta. *Canadian Journal of Botany* 57: 914-925.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Lepori, F. & Hjerdt, N. 2006. Disturbance and aquatic biodiversity: reconciling contrasting views. *Bioscience* 56(10): 809-818.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. 2006. *Multivariate analysis of ecological data - course materials*. Multivariate analysis of ecological data. Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice.
- Lloret, F. 1988. Life strategies and life forms in bryophytes of the eastern Pyrenees (Spain). *Cryptogamie Bryologie Lichénologie* 9(3): 189-217.
- Longton, R. & Hedderson, T.A. 2000. What are rare species and why conserve them? *Lindbergia* 25(2-3): 53-61.
- Longton, R. 1994. Reproductive biology in bryophytes, the challenge and the opportunities. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 76: 159-172.
- Longton, R.E. 1992. Reproduction and Rarity in British Mosses. *Biological Conservation* 59(2-3): 89-98.
- López, J. & Carballeira, A. 1989. A comparative study of pigment contents and response to stress in five species of aquatic bryophytes. *Lindbergia* 15: 188-194.
- López, J., Retuerto, R. & Carballeira, A. 1997. D665/D665a index vs frequencies as indicators of bryophyte response to physicochemical gradients. *Ecology* 78(1): 261-271.
- Loreau, M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between alfa, beta and gama diversity. *Ecology Letters* 3: 73-76.
- Lowe, W.H., Likens, G.E. & Power, M.E. 2006. Linking scales in stream eEcology. *Bioscience* 56(7): 591-597.
- Luís, L. & Sim-Sim, M. 2009. New information on the threatened status of bryophyte taxa from Madeira streams. *Portugalia Acta Biologica* 23 (em impressão).

- Luís, L., Hedenäs, L. & Sim-Sim, M. 2009. On the conservational status of *Hygroamblystegium tenax* on Madeira. *Portugalia Acta Biologica* 23 (em impressão).
- Luís, L., Sim-Sim, M., Fontinha, S. & Holyoak, D.T. 2008. New data on riparian bryophytes of Madeira. *Cryptogamie Bryologie* 29(4): 393-396.
- Luís, L., Váňa, J. & Sim-Sim, M. 2007. New data on small liverworts from Madeira island bryoflora. *Portugalia Acta Biologica* 22: 157-158.
- Luisier, A. 1920. Les mousses de Madère. *Broteria, Série Botanica* 18: 5-22.
- Luisier, A. 1930. Les mousses de l'Archipel de Madère et en general des Îles Atlantiques. *Brotéria, Serie Botanica* 24: 18-47.
- Luisier, A. 1942. Les mousses de l'Archipel de Madère et en general des Îles Atlantiques. *broteria, Série Ciências Naturais* 11: 29-41.
- Machado, M. 1970. *Balanço Hídrico e Clima da Ilha da Madeira*. Serviço Meteorológico Nacional.
- MacNally, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between – and reconciliation of – ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. *Biodiversity and Conservation* 9: 655-671.
- Madeira, A., Pinheiro, J., Madruga, J. & Monteiro, F. 2007. Soils of volcanic systems in Portugal. In: Ó. Arnalds, F. Bartoli, P. Buurman, H. Óskarsson, G. Stoops, E. García-Rodeja (Eds.). *Soils of Volcanic Regions in Europe*. New York, Springer Berlin Heidelberg. I: 69-81.
- Madeira, M., Furtado, A., Jeanroy, E. & Herbillon, A.J. 1994. Andisols of Madeira Island (Portugal) - Characteristics and Classification. *Geoderma* 62(4): 363-383.
- Mägdefrau, K. 1982. Life forms of bryophytes. In: A. G. Smith. *Bryophyte ecology*. Chapman and Hall, London: 45-59.
- Malavoi, J.R. & Souchon, I. 1996. Dynamique fluviale et dynamique écologique. *La Houille Blanche* 6/7: 98-107.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marrero-Gómez, M.V., Bañares-Baudet, A. & Carqué-Alamo, E. 2003. Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from the Canary Islands, Spain. *Biological Conservation* 113(3): 399-410.
- Martín, J.L. 2009. Are the IUCN standard home-range thresholds for species a good indicator to prioritise conservation urgency in small islands? A case study in the Canary Islands (Spain). *Journal of Nature Conservation* 17(2): 87-98.
- Martínez-Abaiagar, J. & Ederra, A. 1992. Brioflora del rio iregua (La Rioja, Espana). *Cryptogamie Bryologie* 13(1): 47-69.

- Martínez-Abaiagar, J. & Núñez-Olivera, E. 1998. Ecophysiology of photosynthetic pigments in aquatic bryophytes. In: J. W. Bates and J. G. Duckett (Ed.). *Bryology for the Twenty-first Century*. Maney Publishing and the British Bryological Society: 277-292.
- Martínez-Abaiagar, J. & Sánchez-Díaz, M. 1988. *Ecofisiologia de briófitos acuáticos*. Instituto de Estudios Altoaragoneses e Instituto Pirenaico de Ecología (C.S.I.C.). Jaca y Huesca. Spain.
- Martínez-Abaiagar, J. & Núñez-Olivera, E. 1991. *Briófitos acuáticos del río Iregua (La Rioja) - Estudio florístico, ecológico y ecofisiológico. Respuestas a la contaminación orgánica*. Gobierno de La Rioja, Instituto de Estudios Riojanos.
- Martínez-Abaiagar, J., Núñez-Olivera, E. & Beaucourt, N. 2002. Short-term physiological responses of the aquatic liverwort *Jungermannia exsertifolia* subsp *cordifolia* to KH_2PO_4 and anoxia. *The Bryologist* 105(1): 86-95.
- Martínez-Abaiagar, J., Núñez-Olivera, E., Arróniz-Crespo, M., Beaucourt, N. & Otero, S. 2006. High-level phosphate addition does not modify UV effects in two aquatic bryophytes. *Limnetica* 25(1-2): 81-94.
- Martínez-Abaiagar, J., Núñez-Olivera, E., Beaucourt, N., García-Álvaro, M.A., Tomás, R. & Arróniz, M. 2003. Different physiological responses of two aquatic bryophytes to enhanced ultraviolet-B radiation. *Journal of Bryology* 25: 17-30.
- Martínez-Abaiagar, J., Otero, S., Tomás, R. & Núñez-Olivera, E. 2008. High-level phosphate addition does not modify UV effects in two aquatic bryophytes. *The Bryologist* 111(3): 444-454.
- Mata, J. & Munhá, J. 2004. Madeira Island alkaline lava spinels: petrogenetic implications. *Mineralogy and Petrology* 81(1-2): 85-111.
- Mata, J., Kerrich, R., MacRae, N.D. & Wu, T.W. 1998. Elemental and isotopic (Sr, Nd, and Pb) characteristics of Madeira Island basalts: evidence for a composite HIMU-EM I plume fertilizing lithosphere. *Canadian Journal of Earth Sciences* 35(9): 980-997.
- McAuliffe, J.R. 1983. Competition, colonization patterns and disturbance in stream benthic communities. In: J.R. Barnes and G.W. Minshal (Eds.). *Stream ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Publishing Corporation, New York: 137-156.
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MJM Press, USA.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. *Multivariate analysis of ecological data, version 4.25*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A..
- Melo, I. & Cardoso, J. 2008. Os fungos (Fungi) dos Arquipélagos da Madeira e das Selvagens. In: P. A. V. Borges, C. Abreu, A.M.F. Aguiar, P. Carvalho, R. Jardim, I. Melo, P. Olivera, C. Sérgio, A. R. M. Serrano & P. Vieira (Eds.). *Listagem dos fungos, flora e fauna terrestres dos arquipélagos da Madeira e Selvagens*. Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores, Funchal e Angra do Heroísmo: 57-94.

- Mendes, B. & Oliveira J.F. 2004. *Qualidade da Água para Consumo Humano*. Lidel-Edições Técnicas, Lda (Ed.), Lisboa, Porto, Coimbra.
- Menezes de Sequeira, M., Jardim, R. & Capelo, J. 2007. A chegada dos portugueses às ilhas: o antes e o depois. Madeira. In: Silva J. (coordenador editorial). *Açores e Madeira. A floresta das Ilhas*. Público, Lisboa: 165-196.
- Miles C.J. & Longton R.E. 1992. Spore structure and reproductive biology in *Archidium alternifolium* (Dicks. ex Hedw.) Schimp. *Journal of Bryology* 17: 203-222.
- Meyer, J.L. 1979. Role of sediments and bryophytes in phosphorus dynamics in a headwater stream ecosystem. *Limnology and Oceanography* 24(2): 365-375.
- Mills, S.E. & Macdonald, S.E. 2005. Factors influencing bryophyte assemblage at different scales in the western Canadian boreal forest. *The Bryologist* 108(1): 86-100.
- Minshal, G.W. 1998. The structure and function of flowing water ecosystems. Idaho (U. S.), U. S. Environmental Protection Agency.
- Mitchell-Thomé, R.C. 1979. Notes on the geomorphology of Madeira. *Boletim Museu de Municipal do Funchal* 32: 5-18.
- Montgomery, D.C., Peck, E.A. & Vining, G.G. 2001. *Introduction to linear regression analysis*. John Wiley & Son, Inc, New York.
- Muotka, T. & Virtanen, R. 1995. The stream as a habitat templet for bryophytes - species distributions along gradients in disturbance and substratum heterogeneity. *Freshwater Biology* 33(2): 141-160.
- Naiman, R.J. 1983. The annual pattern and spatial distribution of aquatic oxygen metabolism in boreal forest watersheds. *Ecological Monographs* 53: 73-94.
- Naiman, R.J., Décamps, H. & McClain, M.E. 2005. *Riparia. Ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, Oxford.
- Naiman, R.J., Elliott, S.R., Helfield, J.M. & O' Keefe, T.C. 2000. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia* 410(79-86).
- Nel, J.L., Roux, D.J., Maree, G., Cournelius J.K., Moolman, J., Reyers, B., Rouget, M. & Cowling, R. 2007. Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. *Diversity and Distributions* 13: 341-352.
- Nel, J., Roux, D., Abell, R., Ashton, N.W., Cowling, R., Higgins, J.V., Thieme, M. & Viers, J.H. 2008. Progress and challenges in freshwater conservation planning. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 19(4): 474-485.
- Nepomoceno, R. 2003. *História da Madeira : uma visão actual*. Campo das Letras Editores.
- Nieuwkoop, J. 1993. Herbarium bryophyta J. Nieuwkoop.

- Nóbrega, M. 1990. Contribuição para a flora das muscíneas da Madeira. *Buletin do Museu Municipal do Funchal* 42(215): 17-38.
- Núñez-Olivera, E., Arróniz-Crespo, M., Martínez-Abaigar, J., Tomás, R. & Beaucourt, N. 2005. Assessing the UV-B tolerance of sun and shade samples of two aquatic bryophytes using short-term tests. *The Bryologist* 108(3): 435-448.
- Núñez-Olivera, E., Martínez-Abaigar, J., Tomás, R., Beaucourt, N. & Arróniz-Crespo, M. 2004. Influence of temperature on the effects of artificially enhanced UV-B radiation on aquatic bryophytes under laboratory conditions. *Photosynthetica* 42(2): 201-212.
- Økland, R.H. & Odd, E. 1994. Canonical correspondence analysis with variation partitioning: some comments and an application. *Journal of Vegetation Science* 5: 117-126.
- Økland, R.H. 1990. *Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia*. *Sommerfeltia Suppl.* 1: 1-233.
- Oliveira da Silva, M. 1988. Hidrogeologia da Ilha da Madeira. *Geolis* 2(1): 96-102.
- Ormerod, S.J., Rundle, S.D., Wilkinson, S.M., Daly, G.P., Dale, K.M. & Juttner, I. 1994. Altitudinal trends in the diatoms, bryophytes, macroinvertebrates and fish of a Nepalese river system. *Freshwater Biology* 32(2): 309-322.
- Paap, B. 1998. Investigations of the bryoflora of some streams in Greece. *Studia Botanica Hungaria* 29: 59-67.
- Papp, B. & Rajczy, M. 1995. Changes of bryophyte vegetation and habitat conditions along a section of the river danube in Hungary. *Cryptogamie Helvetica* 18: 95-105.
- Papp, B. & Rajczy, M. 1998. The role of bryophytes as bioindicators of water quality in the River Danube. *International Association of Theoretical and Applied Limnology*, Vol 26, Pt 3 26: 1254-1256.
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., Jackson, D. & Maki-Petays, A. 2006. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. *Ecological Applications* 16(1): 368-379.
- Palmer, M.A. & Poff, N.L. 1997. Heterogeneity in streams. The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. *Journal of North American Benthological Society* 16(1): 169-173.
- Palmer, M.W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74(8): 2215-2230.
- Pentecost, A. 1991. Algal and bryophyte flora of a Yorkshire (U.K.) hill stream: a comparative approach using biovolume estimations. *Archiv für Hydrobiologie* 121:181-201.
- Peñuelas, J. 1984a. Pigment and morphological response to emersion and immersion of some aquatic and terrestrial mosses in N.E. Spain. *Journal of Bryology* 13(1): 115-128.

- Peñuelas, J. 1984b. Vegetation briofítica acuática del río Muga y sus afluentes (Gerona). *Limnetica* 1: 153-158.
- Peñuelas, J. 1985. HCO_3^- as an exogenous carbon source for aquatic bryophytes *Fontinalis antipyretica* and *Fissidens grandifrons*. *Journal of Experimental Botany* 36(164): 441-448.
- Pereira, E.C.P. 1989. *Ilhas de Zarco*. Câmara Municipal do Funchal, Funchal.
- Perhans, K., Gustafsson, L., Jonsson, F., Nordin, U. & Weibull, H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management* 242(2-3): 374-390.
- Persson, H. 1939. Bryophytes from Madeira. *Botaniska Notiser* 1939: 566-589.
- Pinto Ricardo, R., Madeira, A. & Raposo, J.A. 2004. Amount and distribution of organic C in soils of Madeira Island. *Revista de Ciências Agrárias* 27(1): 24-37.
- Prada, S. & Serralheiro, A. 2000. Stratigraphy and evolutionary model of Madeira Island. *Bocagiana* 200: 13 pp.
- Prada, S.N. & da Silva, M.O. 2001. Fog precipitation on the Island of Madeira (Portugal). *Environmental Geology* 41(3-4): 384-389.
- Prada, S.N., da Silva, M.O. & Cruz, J.V. 2005. Groundwater behaviour in Madeira, volcanic island (Portugal). *Hydrogeology Journal* 13(5-6): 800-812.
- Prada, S., Menezes de Sequeira, M., Figueira, C. & da Silva, M.O. 2009. Fog precipitation and rainfall interception in the natural forests of Madeira Island (Portugal). *Agricultural and Forest Meteorology* 149(6-7): 1179-1187.
- PRAM. 2002. *Plano regional da Água. Caracterização e diagnóstico da situação actual*. Investimentos e Gestão da Água, Funchal.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbon, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335-337.
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, New York.
- R Development Core Team. 2003. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Richardson, J.B. & Danehy, R.J. 2007. A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* 53(2): 131-147.
- Richardson, J.B., Naiman, R.J., Swanson, J. & Hibbs, D.E. 2005. Riparian communities associated with Pacific North-west headwater streams: Assemblages, processes, and uniqueness. *Journal of American Water Resources* 41: 935-947.

- Richey, J.S., McDowell, W.H. & Linkens, G.E. 1985. Nitrogen transformations in a small mountain stream. *Hydrobiologia* 124: 129-139.
- Romero, M. & Onaindia, M. 1995. Fullgrown aquatic macrophytes as indicators of river water quality in the northwest Iberian Peninsula. *Annales Botanici Fennici* 32: 91-99.
- Santos, F.D. & Miranda, P. (Eds.). 2006. *Alterações Climáticas em Portugal. Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação - Projecto SIAM II*. Gradiva, Lisboa.
- Satake, K., Nishikawa, M. & Shibata, K. 1989. Distribution of aquatic bryophytes in relation to water chemistry of the acid river Akagawa, Japan. *Archiv Fur Hydrobiologie* 116(3): 299-311.
- Saunders, D.L., Meeuwig, J.J. & Vincent, A.C.J. 2002. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology* 16(1): 30-41.
- Scarlett, P. & O'Hare, M. 2006. Community structure of in-stream bryophytes in English and Welsh rivers. *Hydrobiologia* 553: 143-152.
- Schumacker, R. & Váňa, J. 1999. Two new liverworts for Europe in Macaronesia: *Odontoschisma prostratum* (Sw.) Trevis. on the Azores and *Jungemania callithrix* Lindenb. & Gottsche on the Azores and Madeira. *Tropical Bryology* 17: 115-127.
- Schumacker, R. & Váňa, J. 2006. *Identification keys to the liverworts and hornworts of Europe and Macaronesia (distribution and status)*. Publishing & Printing House, Poznan, Sorus.
- Schwarz, S., Klügel, A. & Wohlgemuth-Ueberwasser, C. 2004. Melt extraction pathways and stagnation depths beneath the Madeira and Desertas rift zones (NE Atlantic) inferred from barometric studies. *Contributions to Mineralogy and Petrology* 147: 228-240.
- Schwarz, S., Klügel, A., van den Bogaard, P. & Geldmacher, J. 2005. Internal structure and evolution of a volcanic rift system in the eastern North Atlantic: the Desertas rift zone, Madeira archipelago. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 141(1-2): 123-155.
- Sérgio, C. & Fontinha, S. 1994. Natural and semi-natural bryophyte flora of the coastal dry zones of Madeira Island. *Buletim do Museu Municipal do Funchal* 46: 95-144.
- Sérgio, C. 1984. The distribution and origin of Macaronesian bryophyte flora. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 56: 7-13.
- Sérgio, C., Araújo, M. & Draper, D. 2000. Portuguese bryophyte diversity and priority areas for conservation. *Lindbergia* 25: 116-123.
- Sérgio, C., Brugués, M., Crós, R.M., Casas, C. & Garcia, C. 2006a. The 2006 Red List and an updated checklist of bryophytes of the Iberian Peninsula (Portugal, Spain and Andorra). *Lindbergia* 31: 109-125.

Sérgio, C., Schumacker, R., Fontinha, S. & Sim-Sim, M. 1992. Evaluation of the status of the bryophyte flora of Madeira with reference to endemic and threatened European species. *Biological Conservation* 59(2-3): 223-231.

Sérgio, C., Sim-Sim, M. & Carvalho, M. 2006b. Annotated catalogue of Madeiran bryophytes. *Boletim do Museu Municipal do Funchal* 10: 5-163.

Sérgio, C., Sim-Sim, M., Fontinha, S. & Figueira, R. 2008. Os briófitos (Bryophyta) dos arquipélagos da Madeira e das Selvagens. In: P.A.V. Borges, C. Abreu, A.M.F. Aguiar, P. Carvalho, R. Jardim, I. Melo, P. Oliveira, C. Sérgio, A.R.M. Serrano & P. Vieira (Eds.). *Listagem dos fungos, flora e fauna terrestres dos arquipélagos da Madeira e Selvagens*. Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores, Funchal e Angra do Heroísmo: 123-156.

Shannon, J.P. & Morgan, J.W. 2007. Floristic variation in *Sphagnum*-dominated peatland communities of the Central Highlands, Victoria. *Cunninghamia* 10(1): 59-75.

Sim-Sim, M., Carvalho, S., Fontinha, S., Lobo, C. & Garcia, C. 2003. New data on the diversity of Madeira bryoflora. The *Plagiochila* (Dumort.) Dumort. genus (liverwort) on the slope communities of Laurissilva. *Bocagiana* 210: 1-24.

Sim-Sim, M., Carvalho, S., Fontinha, S., Lobo, C., Esquível, G. & Figueiredo, A.C. 2004a. Diversity of bryophytes - useful indicators of Madeira laurel forest conservation. In: Marco Marchetti (ed.). *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe - from ideas to operationality*. EFI Proceedings 51: 247-255.

Sim-Sim, M., Esquível, M.D., Fontinha, S. & Stech, M. 2005a. The genus *Plagiochila* (Dumort.) Dumort. (Plagiochilaceae, Hepaticophytina) in Madeira Archipelago - Molecular relationships, ecology, and biogeographic affinities. *Nova Hedwigia* 81(3-4): 449-461.

Sim-Sim, M., Esquível, M.G., Fontinha, S. & Carvalho, S. 2004b. *Plagiochila stricta* Lindenb. new to Madeira. Morphological and molecular evidence. *Nova Hedwigia* 79(3-4): 497-505.

Sim-Sim, M., Fontinha, S., Mues, R. & Lion, U. 2000. A new *Frullania* species (subg. *Frullania*) from Deserta Grande, Madeira archipelago, *Frullania sergiae* sp. nov. *Nova Hedwigia* 71(1-2): 185-193.

Sim-Sim, M., Luis, L., Garcia, C., Fontinha, S., Lobo, C., Martins, S. & Stech, M. 2008. New data on the status of threatened bryophytes of Madeira Island. *Journal of Bryology* 30: 226-228.

Sim-Sim, M., Stech, M., Esquível, M.G., Figueiredo, A.C., Costa, M.M., Barroso, J.G., Pedro, L.G., Fontinha, S. & Lobo, C. 2005b. *Plagiochila spinulosa* (Dicks.) Dumort. (Plagiochilaceae, Hepaticophytina) in Madeira Island - Morphological, phytochemical, and molecular evidence. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 98: 131-147.

Sjögren, E. 1973. Conservation of natural plant communities of Madeira and Azores. *Flora Macaronesica*: 148-153.

- Sjögren, E. 1974. Local climatic conditions and zonation of vegetation on Madeira. *Agronomia lus.* 36(2): 1995-139.
- Sjögren, E. 2001. Distribution of Azorean Bryophytes up to 1999, their island distribution and information on their presence elsewhere, including Madeira and the Canary islands. *Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural) Suplemento N° 7.*
- Slack, N.G. & Glime, J.M. 1985. Niche relationships of mountain stream bryophytes. *The Bryologist* 88(1): 7-18.
- Slater, F.M., Curry, P. & Chadwell, C. 1987. A practical approach to the evaluation of the conservation status of vegetation in river corridors in Wales. *Biological Conservation* 40(1): 53-68.
- Smith, A.G. 2004. *The moss flora of Britain and Ireland*. 2ª edição. Cambridge University Press, Cambridge.
- Söderström, B. 2006. Conservation biology of bryophytes. *Lindbergia* 31: 24 - 32.
- Söderstrom, B. & Gunnarsson, B. 2003. Life history strategies. A catalogue of population biology parameters for bryophytes occurring in Norht-Western Europe. Manual v. 1.0 - Bryoplanet, Trondheim.
- Söderström, B., Urmi, E. & Váňa, J. 2002. Distribution of Hepaticae and Anthocerotae in Europe and Macaronesia. *Lindbergia* 27: 3-47.
- Söderström, L., Hallingbäck, T., Gustafsson, L., Cronberg, N. & Hedenäs, L. 1992. Bryophyte conservation for the future. *Biological Conservation* 59(2-3): 265-270.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman and Company, S. Francisco.
- Stech, M. & Frey, J.W. 2008. A morpho-molecular classification of the mosses (Bryophyta). *Nova Hedwigia* 86(1-2): 1-21.
- Stech, M., Osman, S., Sim-Sim, M. & Frey, W. 2006. Molecular systematics and biogeography of the liverwort genus *Tylimanthus* (Acrobolbaceae) *Studies in austral temperate rain forest bryophytes* 33. *Nova Hedwigia* 83(1-2): 17-30.
- Stech, M., Sim-Sim, M. & Frahm, J.P. 2007. *Campylopus* (Leucobryaceae, Bryopsida) on Madeira island - Molecular relationships and biogeographic affinities. *Nova Hedwigia* 131: 91-100.
- Stech, M., Sim-Sim, M., Esquível, G., Fontinha, S., Tangney, R.S., Lobo, C., Gabriel, C. & Quandt, D. 2008. Explaining the 'anomalous' distribution of *Echinodium* (Bryopsida: Echinodiaceae): Independent evolution in Macaronesia and Australasia. *Organisms, Diversity & Evolution* 8: 282-292.
- Steinman, A.D. 1994. The influence of phosphorus enrichment on lotic bryophytes. *Freshwater Biology* 31(1): 53-63.

- Steinman, A.D. & Boston, H.L. 1993. The ecological role of aquatic bryophytes in a woodland stream. *Journal of the North American Benthological Society* 12(1): 17-26.
- Stendera, S. & Johnson, R.K. 2005. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 50: 1360-1375.
- Stephenson, S.L., Studlar, S.M., Mcquattie, C.J. & Edwards, P.J. 1995. Effects of acidification on bryophyte communities in West Virginia mountain streams. *Journal of Environmental Quality* 24: 116-125.
- Stoneburner, A., Lane, D.M. & Anderson, L.E. 1992. Spore dispersal distances in *Atrichum angustatum* (Polytrichaceae). *The Bryologist* 95:324-328.
- Sunyer, C. (ed.). 2000. *Guide to the financing of the Natura 2000 network in the Macaronesian Biogeographic region (Azores, Madeira and Canaries)*. TERRA. La Navata. Madrid.
- Suren, A.M. 1996. Bryophyte distribution patterns in relation to macro-, meso-, and micro-scale variables in South Island, New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 30(4): 501-523.
- Suren, A.M. & Duncan, M.J. 1999. Rolling stones and mosses: effect of substrate stability on bryophyte communities in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 18(4): 457-467.
- Suren, A.M. & Ormerod, S.J. 1998. Aquatic bryophytes in Himalayan streams: testing a distribution model in a highly heterogeneous environment. *Freshwater Biology* 40(4): 697-716.
- Suren, A.M., Smart, G.M., Smith, R.A. & Brown, S.L.R. 2000. Drag coefficients of stream bryophytes: experimental determinations and ecological significance. *Freshwater Biology* 45(3): 309-317.
- Suski, C.D. & Cooke, S.J. 2007. Conservation of aquatic resources through the use of freshwater protected areas: Opportunities and challenges. *Biodiversity and Conservation* 16(7): 2015-2029.
- Tan, B.C. & Pócs, T. 2000. Bryogeography and conservation of bryophytes. In: A. J. Shaw & B. Goffinet (Eds.). *Bryophyte Biology*. Cambridge University Press. Cambridge: 403-447.
- Tavares, C. N. 1965. Ilha da Madeira - O Meio e a Flora. Separata da Revista da Faculdade de Ciências de Lisboa 2ª Série-C 13(1): 51-174.
- ter Braak, C.J.F. & Verdonschot, F.M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57(3): 255-289.
- ter Braak, C.J.F., & P. Šmilauer. 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.

Thiébaud, G., Vanderpoorten, A., Guérol, F., Boudot, J.-P. & Muller, S. 1998. Bryological patterns and streamwater acidification in the Vosges Mountains (N.E. France): an analysis tool for the survey of acidification processes. *Chemosphere* 36: 1275-1289.

Tomé, R. 2007. *Distribuição de precipitação e vento na Ilha da Madeira: um estudo comparativo com vários modelos de alta resolução*. Dissertação submetida para a obtenção do grau de Mestre em Ciências e Engenharia da Terra. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Tremp, H. 1999. Submerged bryophytes in running waters, ecological characteristics and their use in biomonitoring. *Environmental Science forum* 96: 233-242.

Tremp, H. & Kohler, L. 1995. The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta Botanica Gallica* 142(6): 541-550.

Turetsky, M.R. 2003. The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. *The Bryologist* 106(3): 395-409.

Vanderpoorten, A. 2003. Hydrogeochemical determinism, ecological polymorphism and indicator values of aquatic bryophytes for water quality. In: R. S. Ambast and N. K. Ambast (ed.). *Modern trends in Applied Aquatic Ecology*. Kluwer Academic, NY: 65-96.

Vanderpoorten, A. & Durwael, L. 1999. Trophic response curves of aquatic bryophytes in lowland calcareous streams. *The Bryologist* 102(4): 720-728.

Vanderpoorten, A. & Klein, J.-P. 1999. Variations of aquatic bryophyte assemblages in the Rhine Rift related to water quality. 2. The waterfalls of the Vosges and the Black Forest. *Journal of Bryology* 21: 109-115.

Vanderpoorten, A. & Palm, R. 1998. Canonical variables of aquatic bryophyte combinations for predicting water trophic level. *Hydrobiologia* 386: 85-93.

Vanderpoorten, A., Klein, J.-P., Stieperaere, H. & Trémolières, M. 1999. Variations of aquatic bryophyte assemblages in the Rhine Rift related to water quality. 1. The Alsatian Rhine floodplain. *Journal of Bryology* 21: 17-23.

Vandvik, V. & Birks, H.J.B. 2002. Partitioning floristic variance in Norwegian upland grasslands into within-site and between-site components: are the patterns determined by environment or by land-use? *Plant Ecology* 162(233-245).

Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O. & Gering, J.C. 2002. The additive partitioning of species diversity: a recent revival of an old idea. *Oikos* 99: 3-9.

Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K. 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany* 67: 85-107.

Vieira, C. 2008. *Briófitas reófilas saxícolas dos cursos de montanha do Noroeste de Portugal continental*. Tese de doutoramento. Departamento de Botânica. Universidade do Porto.

- Vieira, A. R., González C., Martins-Loucão, M.A. & Branquinho, C. 2009. Intracellular and extracellular ammonium (NH_4^+) uptake and its toxic effects on the aquatic biomonitor *Fontinalis antipyretica*. *Ecotoxicology* (em impressão).
- Virtanen, V. 1995. Floristic composition and habitat ecology of stream bryophytes in Lohja parish, southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 32: 179-192.
- Virtanen, R. & Muotka, T. 1993. Stream bryophytes in Koilismaa (Ks), northeastern Finland. *Oulanka Reports* 12: 57-69.
- Virtanen, R., Muotka, T. & Saksa, M. 2001. Species richness–standing crop relationship in stream bryophyte communities: patterns across multiple scales. *Journal of Ecology* 89: 14-20.
- Vitt, D.H. & Glime, J. 1984. The structural adaptations of aquatic musci. *Lindbergia* 10: 95-110.
- Vitt, D.H., Glime, J. & LaFarge-England, C. 1986. Bryophyte vegetation and habitat gradients of montane streams in western Canada. *Hikobia* 9: 367-385.
- Vuori, K-M., Siren, O. & Luotonen, H. 2003. Metal contamination of streams in relation to catchment silvicultural practices: a comparative study in Finnish and Russian waters. *Boreal Environment research* 8: 61-70.
- Wagner, H., Wildi, O. & Ewald, K. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15: 219-227.
- Werner, J. 2001. Aperçu sur les bryophytes (sub-)aquatiques des rivières luxembourgeoises. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 101: 3-18.
- Widom, E., Hoernle, K.A., Shirey, S.B. & Schmincke, H.U. 1999. Os isotope systematics in the Canary Islands and Madeira: Lithospheric contamination and mantle plume signatures. *Journal of Petrology* 40(2): 279-296.
- WWF 2003. *Managing Rivers Wisely: Lessons from WWF's work for integrated river basin management*. <www.panda.org/livingwaters/publications> 01-08-2003.
- Zbyszewski, G., Ferreira, O.V., Medeiros, A.C., Aires-Barros, L., Silva, L.C., Munhá, J. & Barriga, F. 1975. Notícia Explicativa das Folhas “A” e “B” da Ilha da Madeira. Carta Geológica de Portugal na escala 1/50 000. Serviço Geológico Português.

7. ANEXO I

Listagem da totalidade de locais amostrados com respectivas abreviaturas utilizadas no presente trabalho, localizações (UTMs), altitude, datas de amostragem e colectores.

Ribeiro Bonito: **BNT1:** após o túnel, próximo do Caldeirão do Inferno, 28SCB1828, 720 m, 01.06.2004, L. Luís; **BNT2:** após o túnel, próximo do Caldeirão do Inferno, 28SCB1828, 700 m, 01.06.2004, L. Luís; **BNT3:** Lombo do Meio, 28S CB1930, 310 m, 15.06.2004, L. Luís; **BNT4:** Lombo do Meio, 28S CB1930, 310 m, 15.06.2004, L. Luís; **BNT5:** Rocha Branca, 28SCB2132, 130 m, 08.06.2004, L. Luís; **BNT6:** Rocha Branca, 28SCB2132, 110 m, 08.06.2004, L. Luís.

Ribeira Brava: **BRV1:** antes da entrada do túnel do Rosário, 28SCB1024, 470 m, 01.06.2004, L. Luís; **BRV2:** antes da entrada do túnel do Rosário, 28SCB1024, 460 m, 21.05.2004, L. Luís; **BRV3:** Sítio do Passal, 28SCB1023, 340 m, 04.06.2004, L. Luís; **BRV4:** Sítio do Passal, CB1023, 340 m, 04.06.2004, L. Luís; **BRV5:** Rocha alta, 28SCB0820, 170 m, 04.06.2004, L. Luís; **BRV6:** Rocha alta, a montante do modelo, 28SCB0820, 140 m, 16.04.2004, L. Luís.

Ribeira da Calheta: **CLH1:** saída do Túnel do Rabaçal aproximadamente a 30 m da ponte, 28SBB9925, 1000 m, 20.06.2005, L. Luís; **CLH2:** saída do Túnel do Rabaçal aproximadamente a 30 m da ponte, 28SBB9925, 980 m, 20.06.2005, L. Luís; **CLH3:** junto à central hidroeléctrica da Calheta, 28SBB9824, 650 m, L. Luís; **CLH4:** junto à central hidroeléctrica da Calheta, 28SCB9824, 650 m, L. Luís; **CLH5:** Lombo do doutor, 28SBB9622, 150 m, 10.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **CLH6:** Lombo do doutor, 28SBB9622, 150 m, 10.06.2005, L. Luís & C. Cafofo.

Ribeira da Cruz: **CRZ1:** Paúl da Serra, 28SBB9432, 1040 m, 27.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **CRZ2:** Paúl da Serra, 28SBB9432, 1040 m, 27.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **CRZ3:** zona intermédia da Ribeira, entrada a seguir à casa do Elias, 28SBB9333, 950 m, 28.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **CRZ4:** zona intermédia da Ribeira, entrada a seguir à casa do Elias, 28SBB9333, 950 m, 28.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **CRZ5:** próximo da estrada, a montante da ponte, 28SBB9334, 740 m, 04.07.2005, L. Luís, A. P. Nunes & C. Cafofo; **CRZ6:** próximo da estrada, a montante da ponte, 28SBB9334, 740m, 04.07.2005, L. Luís, A. P. Nunes & C. Cafofo.

Ribeira do Inferno: **FRN1:** acesso pela vereda velha, 28SCB0528, 970 m, 22.06.2004, L. Luís & C. Lobo; **FRN2:** acesso pelo canal do Norte, 28SCB0528, 970 m, 22.06.2004, L. Luís & J. Pereira; **FRN3:** Fajã da Omã, 28SCB0529, 620 m, 25.06.2004, L. Luís & P. Moniz; **FRN4:** Fajã da Omã, 28SCB0529, 590 m, 25.06.2004, L. Luís & P. Moniz; **FRN5:** Calhau da Ribeira do Inferno, 28SCB0632, 115 m, 04.05.2004, L. Luís & P. Moniz; **FRN6:** Calhau da Ribeira do Inferno, 28SCB0632, 67 m, 04.05.2004, L. Luís & P. Moniz.

Ribeira da Janela: **JNL1:** Lajeado, 28SCB0426, 1410 m, 14.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **JNL2:** Lajeado, 28SCB0426, 1402 m, 14.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **JNL3:** Galhano, 28SBB9733, 230 m, 18.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **JNL4:** Galhano, 28SBB9733, 220 m, 18.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **JNL5:** limnígrafo da central da Ribeira da Janela, junto ao parque de campismo, 28SBB9836, 55 m, 04.05.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **JNL6:** limnígrafo da central da Ribeira da Janela, junto ao parque de campismo, 28SBB9836, 30m, 04.05.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes.

Ribeira de Machico: **MCH1:** Fontes Vermelhas, 28SCB3023, 315 m, 07.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **MCH2:** Fontes Vermelhas, 28SCB3023, 315 m, 07.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **MCH3:** Maroços, 28SCB3023, 260 m, 08.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **MCH4:** Maroços, 28SCB3023, 250 m, 08.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **MCH5:** furo do IGA, 28SCB3323, 60 m, 07.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **MCH6:** furo do IGA, 28SCB3323, 60 m, 07.06.2005, L. Luís & J. Jesus.

Ribeira dos Marinheiros: **MRN1:** Quinta da Fonte do Bispo, 28SBB9630, 1220 m, 23.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **MRN2:** Quinta da Fonte do Bispo, 28SBB9630, 1210 m, 23.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **MRN3:** zona acima das Casas (povoação), 28SBB9430, 920 m, 28.06.2005; **MRN4:** zona acima das Casas (povoação), 28SBB9430, 920 m, 28.06.2005; **MRN5:** próximo da estrada, quilometro 25, 28SBB9229, 600 m, 21.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **MRN6:** próximo da estrada, quilometro 25, 28SBB9229, 600 m, 21.06.2005, L. Luís & C. Cafofo.

Ribeira da AMetade: **MTD1:** Fajã da Nogueira, junto da ponte sobre a ribeira, 28SCB2024, 720 m, 20.03.2004, L. Luís & C. Lobo; **MTD2:** Fajã da Nogueira, junto da ponte sobre a ribeira, 28SCB2024, 685 m, 20.03.2004, L. Luís & C. Lobo; **MTD3:** Fajã da Nogueira,

28SCB2224, 450 m, 27.05.2004, L. Luís & C. Lobo; **MTD4:** Fajã da Nogueira, 28SCB2224, 440 m, 27.05.2004, L. Luís & C. Lobo (LISU); **MTD5:** a montante da pedreira, 28SCB2627, 110m, 07.06.2004, L. Luís; **MTD6:** a montante da pedreira, CB2627, 100 m, 07.06.2004, L. Luís.

Ribeira do Porto Novo: **PNV1:** Meia Serra, 28SCB2320, 1170 m, 03.06.2004, L. Luís & R. Figueira; **PNV2:** Meia Serra, 28SCB2320, 1180 m, 03.06.2004, L. Luís & R. Figueira; **PNV3:** Ribeiro Serrão, 28SCB2519, 860 m, 03.06.2004, L. Luís; **PNV4:** Ribeiro Serrão, 28SCB2519, 850 m, 03.06.2004, L. Luís; **PNV5:** galeria do Porto Novo, 28SCB2618, 640 m, 07.06.2004, L. Luís; **PNV6:** galeria do Porto Novo, 28SCB2618, 635 m, 07.06.2004, L. Luís.

Ribeira do Porco: **PRC1:** acesso pela Achada da Madeira, 28SCB1427, 630 m, 30.04.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **PRC2:** acesso pela Achada da Madeira, 28SCB1427, 570 m, 30.04.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **PRC3:** Falca, próximo de uma ponte, 28SCB1530, 220 m, 16.06.2004, L. Luís & I. Silva; **PRC4:** Falca, próximo de uma ponte, 28SCB1530, 200 m, 16.06.2004, L. Luís & I. Silva; **PRC5:** Boaventura, 28SCB1533, 20 m, 23.06.2004, L. Luís & I. Silva; **PRC6:** Boaventura, 28SCB1533, 20 m, 23.06.2004, L. Luís & I. Silva.

Ribeira da Ponta do Sol: **PSL1:** Bica da Cana, 28SBB0625, 1500 m, 16.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **PSL2:** Bica da Cana, 28SBB0625, 1500 m, 15.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **PSL3:** Rabaças, 28SBB0624, 1020 m, 07.07.2005, L. Luís & C. Cafofo; **PSL4:** Rabaças, 28SBB0624, 1020 m, 07.07.2005, L. Luís & C. Cafofo; **PSL5:** sítio da Vargem, 28SBB0318, 100 m, 17.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **PSL6:** sítio da Vargem, 28SBB0318, 80 m, 17.06.2005, L. Luís & C. Cafofo.

Ribeira dos Socorridos: **SCR1:** Pico Furão, 28SCB1624, 780 m, 13.06.2005, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **SCR2:** Pico Furão, 28SCB1624, 780 m, 13.06.2005, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **SCR3:** a jusante do Cumeal, 28SCB1523, 570 m, 13.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **SCR4:** a jusante do Cumeal, 28SCB1523, 570 m, 13.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **SCR5:** a montante da central hidroelétrica dos Socorridos, 28SCB1616, 120 m, 08.06.2005, L. Luís & J. Jesus; **SCR6:** a montante da central hidroelétrica dos Socorridos, 28SCB1616, 120 m, 08.06.2005, L. Luís & J. Jesus.

Ribeira de Santa Luzia: **Slz1:** Pico Areeiro, 28SCB1921, 1420 m, 26.05.2004, L. Luís & C. Lobo; **Slz2:** Pico do Areeiro, 28SCB1921, 1420 m, 26.05.2004, L. Luís & C. Lobo; **Slz3:** abaixo da Levada dos tornos, 28SCB2018, 650 m, 24.05.2004, L. Luís, J. Pereira & C. Viveiros; **Slz4:** abaixo da Levada dos tornos, 28SCB2018, 650 m, 24.05.2004, L. Luís, J. Pereira & C. Viveiros; **Slz5:** Funchal (próximo da rotunda que vai para a Alegria), 28SCB2016, 270 m, 23.05.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **Slz6:** Funchal (próximo da rotunda que vai para a Alegria), 28SCB2016, 270 m, 23.05.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes.

Ribeira de São Vicente: **SVC1:** Chão dos Louros, 28SCB1127, 560 m, 29.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **SVC2:** Chão dos Louros, 28SCB1127, 560 m, 29.06.2005, L. Luís & C. Cafofo; **SVC3:** Ribeira Grande, abaixo do Cascalho, 28SCB1127, 410 m, 14.06.2005, L. Luís, C. Cafofo & J. Jesus; **SVC4:** Ribeira Grande, abaixo do Cascalho, 28SCB1127, 410 m, 14.06.2005, L. Luís, C. Cafofo & J. Jesus; **SVC5:** São Vicente, 28SCB0831, 10 m, 14.06.2005, L. Luís, C. Cafofo & J. Jesus; **SVC6:** São Vicente, 28SCB0831, 10 m, 14.06.2005, L. Luís, C. Cafofo & J. Jesus.

Ribeira do Seixal: **SXL1:** Estanquinhos, 28SCB0428, 1510 m, 09.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **SXL2:** Estanquinhos, 28SCB0428, 1500 m, 09.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **SXL3:** entre o túnel do Furado da levada do Seixal (Rocha vermelha) e a Levada do Seixal, 28SCB0228, 1010 m, 30.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **SXL4:** entre o túnel do Furado da levada do Seixal (Rocha vermelha) e a Levada do Seixal, 28SCB0228, 970 m, 30.06.2004, L. Luís, C. Cafofo & A. P. Nunes; **SXL5:** Chão da Ribeira, 28SCB0229, 520 m, 14.06.2004, L. Luís, & C. Lobo; **SXL6:** Chão da Ribeira, 28SCB0229, 510 m, 11.05.2004, L. Luís & C. Lobo (LISU).

Análise da correlação entre as principais variáveis ambientais

	PND01	PND100	PRCANO	PMAXIJA	TMDANO	TMDDJF	TMDJJA	TND10	TNDT20	TNDT25	TNDV20	TNDV25
PND01	1	0.79	0.76	0.75	0.77	0.75	0.77	0.69	0.77	0.74	0.79	0.79
PND100	0.79	1	0.98	0.87	0.96	0.96	0.9	0.89	0.95	0.45	0.83	0.6
PRCANO	0.76	0.98	1	0.84	0.96	0.97	0.83	0.95	0.94	0.47	0.80	0.56
PMAXIJA	0.75	0.87	0.84	1	0.94	0.92	0.88	0.77	0.93	0.42	0.82	0.76
TMDANO	0.77	0.96	0.96	0.94	1	0.92	0.79	0.91	0.99	0.44	0.84	0.64
TMDDJF	0.75	0.96	0.97	0.92	0.92	1	0.92	0.93	0.98	0.44	0.82	0.61
TMDJJA	0.77	0.9	0.83	0.88	0.79	0.92	1	0.73	0.88	0.29	0.82	0.69
TND10	0.69	0.89	0.95	0.77	0.91	0.93	0.73	1	0.89	0.44	0.72	0.5
TNDT20	0.77	0.95	0.94	0.93	0.99	0.98	0.88	0.89	1	0.44	0.89	0.67
TNDT25	0.74	0.45	0.47	0.42	0.44	0.44	0.29	0.44	0.44	1	0.53	0.68
TNDV20	0.79	0.83	0.80	0.82	0.84	0.82	0.82	0.72	0.89	0.89	1	0.79
TNDV25	0.79	0.6	0.56	0.76	0.64	0.61	0.69	0.5	0.67	0.68	0.79	1

	ALT	TMDANO	PRCANO	ENNESS	NNESS	LARMRG	LARMIN	PARGL	PAREIA	PPEDRA	PBLOCO
ALT	1	-0.885	0.722	-0.207	-0.114	-0.483	-0.291	-0.128	-0.030	-0.222	-0.396
TMDANO	-0.885	1	-0.638	0.228	0.093	0.338	0.294	0.150	-0.068	0.185	0.314
PRCANO	0.722	-0.638	1	-0.142	-0.063	-0.159	-0.011	-0.299	-0.104	-0.058	-0.238
ENNESS	-0.207	0.228	-0.142	1	0.066	0.123	0.014	0.148	0.213	-0.120	-0.029
NNESS	-0.114	0.093	-0.063	0.066	1	0.028	-0.001	-0.127	-0.039	0.070	0.038
LARMRG	-0.483	0.338	-0.159	0.123	0.028	1	0.192	-0.067	0.378	0.346	0.182
LARMIN	-0.291	0.294	-0.011	0.014	-0.001	0.192	1	-0.113	0.111	0.025	0.094
PARGL	-0.128	0.150	-0.299	0.148	-0.127	-0.067	-0.113	1	-0.063	-0.066	-0.084
PAREIA	-0.030	-0.068	-0.104	0.213	-0.039	0.378	0.111	-0.063	1	-0.011	0.002
PPEDRA	-0.222	0.185	-0.058	-0.120	0.070	0.346	0.025	-0.066	-0.011	1	0.291
PBLOCO	-0.396	0.314	-0.238	-0.029	0.038	0.182	0.094	-0.084	0.002	0.291	1
PHV	-0.719	0.584	-0.523	0.252	0.048	0.319	0.161	0.332	0.012	0.214	0.214
PHI	-0.746	0.605	-0.529	0.160	-0.070	0.463	0.224	0.300	-0.014	0.302	0.225
TMPV	-0.536	0.534	-0.571	-0.086	0.064	0.106	0.120	0.353	-0.107	0.105	0.240
TMPI	-0.749	0.658	-0.541	0.225	-0.003	0.395	0.210	0.193	-0.065	0.050	0.160
CDLV	-0.329	0.318	-0.041	0.270	-0.038	0.155	0.132	0.024	-0.110	-0.018	0.114
CDLI	-0.399	0.409	-0.066	0.059	0.003	0.157	0.604	0.049	-0.101	-0.039	0.095
CNDV	-0.714	0.637	-0.708	0.102	-0.040	0.234	0.050	0.407	-0.019	0.208	0.230
CNDI	-0.651	0.616	-0.651	0.226	-0.067	0.298	0.043	0.473	-0.043	0.167	0.076
OXIV	-0.218	0.100	-0.033	0.412	0.196	0.075	0.007	0.005	0.040	-0.140	-0.099
OXII	-0.003	-0.019	0.166	0.233	0.356	-0.067	0.198	-0.097	0.063	-0.139	-0.236
SSV	-0.729	0.646	-0.713	0.109	-0.007	0.243	0.061	0.434	-0.014	0.226	0.246
SSI	-0.779	0.712	-0.674	0.213	-0.014	0.337	0.032	0.336	-0.033	0.228	0.208
NO₃V	-0.181	0.156	-0.109	-0.104	-0.105	0.119	0.254	-0.045	-0.046	0.000	0.007
NO₃I	-0.214	0.273	-0.031	0.252	-0.077	-0.017	-0.025	-0.077	-0.187	-0.033	0.193
NO₂V	-0.065	0.072	-0.097	0.034	-0.089	0.127	0.331	0.069	-0.006	-0.020	-0.025
NO₂I	-0.111	0.130	-0.248	0.096	-0.108	0.085	0.038	0.386	-0.029	-0.002	-0.130
PO₄V	0.106	-0.137	0.117	0.173	0.107	-0.027	0.019	-0.068	0.039	-0.156	-0.181
PO₄I	-0.110	0.076	0.016	0.225	0.156	0.012	-0.045	-0.053	0.045	-0.082	0.055
CL₂V	-0.509	0.413	-0.647	0.047	-0.118	0.002	-0.034	0.266	0.011	0.076	0.269
CL₂I	-0.329	0.295	-0.220	0.487	0.008	0.159	0.153	0.154	-0.015	-0.255	-0.028
NH₄V	-0.009	0.084	-0.218	-0.270	-0.213	0.009	0.112	0.121	-0.073	0.045	0.144
NH₄I	-0.044	0.106	-0.232	-0.287	-0.211	-0.359	-0.111	0.066	-0.125	0.084	0.051
SO₄V	-0.342	0.324	-0.414	0.048	-0.030	0.097	-0.043	0.174	-0.067	0.162	0.141
SO₄I	-0.313	0.333	-0.365	-0.022	-0.081	0.152	-0.015	0.307	-0.050	0.321	0.198
CUI	-0.116	0.148	-0.147	0.241	-0.019	-0.122	-0.110	0.140	-0.105	-0.131	0.017
PBI	0.029	0.055	0.145	0.058	0.262	0.112	-0.025	0.045	-0.050	-0.002	-0.057
CDI	-0.197	0.293	-0.169	0.241	0.101	-0.021	-0.045	-0.015	-0.029	-0.002	-0.027
CUV	-0.073	0.072	-0.149	0.042	-0.215	0.325	-0.114	0.003	0.003	0.101	0.136
PBV	0.140	-0.065	0.138	-0.028	0.094	-0.057	0.294	-0.117	-0.009	-0.149	-0.124
CDV	-0.210	0.189	-0.118	0.149	0.139	0.022	-0.076	-0.039	-0.048	0.054	-0.057
NAI	-0.579	0.552	-0.743	0.040	-0.092	0.091	-0.024	0.267	-0.079	0.060	0.169
KI	-0.549	0.620	-0.424	0.339	0.051	0.153	-0.047	0.173	-0.072	0.214	0.120
CAI	-0.582	0.524	-0.530	0.069	0.052	0.239	-0.011	0.401	0.005	0.340	0.164
MGI	-0.550	0.557	-0.602	0.140	-0.022	0.190	0.027	0.318	-0.020	0.134	0.074
NAV	-0.508	0.485	-0.703	-0.105	-0.174	0.067	-0.068	0.446	-0.071	0.146	0.181
KV	-0.542	0.541	-0.525	-0.077	-0.063	0.215	-0.066	0.373	-0.100	0.378	0.257
CAV	-0.574	0.548	-0.592	-0.024	-0.041	0.233	-0.043	0.409	-0.046	0.270	0.255
MGV	-0.522	0.499	-0.617	-0.039	-0.134	0.170	-0.056	0.472	-0.078	0.174	0.142
FEV	-0.215	0.263	-0.166	-0.088	0.001	0.138	0.352	0.119	0.087	0.252	0.225
FEI	-0.365	0.392	-0.341	-0.123	-0.021	0.054	0.064	0.191	-0.014	0.239	0.167
ZNV	-0.259	0.255	-0.364	-0.237	-0.104	0.041	0.102	0.061	0.038	-0.021	0.094
ZNI	-0.228	0.203	-0.330	-0.232	-0.072	-0.033	0.013	-0.028	0.015	-0.058	0.121

	CAI	CAV	CDI	CDV	CL ₂ I	CL ₂ V	CNDI	CNDV	CUI	CUV	FEI	FEV	KI	KV	MGI	MGV	NAI	NAI	NH ₄ I	NH ₄ V	
CAI	1																				
CAV	0.74	1																			
CDI	0.14	0.01	1																		
CDV	0.14	-0.04	0.73	1																	
CL ₂ I	-0.08	-0.06	0.17	0.19	1																
CL ₂ V	0.55	0.50	0.03	0.03	0.15	1															
CNDI	0.55	0.55	0.21	0.16	0.36	0.56	1														
CNDV	0.66	0.70	0.04	0.11	0.22	0.84	0.81	1													
CUI	0.10	0.00	-0.05	0.10	0.25	0.10	0.18	0.16	1												
CUV	0.04	0.01	-0.03	-0.03	-0.07	0.21	0.15	0.15	-0.03	1											
FEI	0.52	0.35	-0.04	-0.09	-0.07	0.28	0.30	0.38	-0.13	0.00	1										
FEV	0.29	0.29	-0.14	-0.24	-0.15	0.16	0.19	0.25	-0.15	-0.03	0.57	1									
KI	0.55	0.33	0.72	0.47	0.27	0.35	0.62	0.48	0.16	0.10	0.27	0.06	1								
KV	0.74	0.75	-0.05	0.09	-0.10	0.58	0.60	0.76	0.03	0.08	0.47	0.38	0.43	1							
MGI	0.70	0.52	0.32	0.21	0.12	0.46	0.55	0.52	0.04	0.21	0.36	0.13	0.62	0.50	1						
MGV	0.76	0.90	0.08	0.07	-0.06	0.45	0.55	0.59	-0.01	0.03	0.33	0.23	0.30	0.70	0.61	1					
NAI	0.64	0.61	0.06	-0.06	0.13	0.60	0.60	0.65	0.08	0.14	0.46	0.19	0.49	0.58	0.69	0.60	1				
NAI	0.75	0.86	0.01	-0.04	-0.10	0.60	0.54	0.65	-0.03	0.06	0.39	0.30	0.29	0.74	0.60	0.95	0.72	1			
NH ₄ I	0.28	0.24	-0.04	-0.11	-0.51	0.34	0.05	0.18	-0.08	-0.06	0.32	0.25	0.10	0.33	0.24	0.24	0.37	0.39	1		
NH ₄ V	0.07	0.05	0.00	-0.13	-0.25	0.15	0.12	0.07	-0.11	0.40	0.10	0.20	0.06	0.20	0.47	0.12	0.32	0.21	0.43	1	
NO ₂ I	-0.06	0.04	-0.02	-0.04	0.16	0.04	0.66	0.28	0.14	0.00	-0.05	0.05	0.15	0.18	-0.01	0.09	0.16	0.09	-0.02	0.18	
NO ₂ V	0.02	0.01	-0.06	-0.10	0.15	0.31	0.36	0.33	-0.03	0.42	0.10	0.10	0.06	0.13	0.04	0.00	0.18	0.05	-0.17	0.18	
NO ₃ I	0.02	-0.01	0.08	0.04	0.27	0.01	0.04	-0.02	0.39	0.01	-0.04	-0.05	0.32	0.09	0.06	-0.02	0.13	-0.01	-0.08	-0.10	
NO ₃ V	0.07	0.06	-0.06	0.12	0.14	0.48	0.23	0.43	-0.09	0.24	-0.06	0.00	-0.01	0.27	0.04	0.05	0.16	0.10	-0.08	0.06	
OXII	-0.08	-0.14	0.08	0.12	0.31	-0.20	-0.21	-0.15	-0.02	-0.36	-0.14	-0.17	-0.07	-0.28	-0.27	-0.16	-0.19	-0.21	-0.36	-0.63	
OXIV	-0.06	0.03	-0.06	0.02	0.45	-0.06	0.15	0.12	0.37	-0.30	-0.19	-0.25	0.04	-0.11	-0.17	-0.05	-0.08	-0.13	-0.33	-0.55	
PBI	-0.01	0.00	-0.04	-0.06	0.03	-0.14	-0.06	-0.07	-0.09	-0.08	-0.13	-0.19	-0.03	-0.10	-0.06	-0.08	-0.12	-0.13	-0.21	-0.20	
PBV	-0.14	-0.18	-0.05	-0.02	0.11	-0.05	-0.12	-0.09	-0.11	-0.05	-0.09	-0.14	-0.17	-0.15	-0.16	-0.13	-0.16	-0.13	-0.24	-0.12	
PHI	0.62	0.57	0.17	0.20	0.28	0.43	0.67	0.69	0.14	0.15	0.20	0.13	0.53	0.52	0.51	0.53	0.49	0.47	-0.08	-0.01	
PHV	0.65	0.66	0.07	0.12	0.20	0.50	0.58	0.75	0.10	0.05	0.23	0.11	0.43	0.59	0.43	0.55	0.47	0.51	0.04	-0.10	
PO ₄ I	-0.14	-0.15	-0.05	-0.08	0.21	-0.18	0.07	-0.11	0.07	-0.10	0.02	-0.15	0.07	-0.08	0.00	-0.11	-0.02	-0.15	-0.27	-0.12	
PO ₄ V	-0.16	-0.17	-0.07	-0.01	0.13	-0.24	-0.04	-0.14	0.16	0.03	0.06	-0.05	-0.11	-0.27	-0.02	-0.15	-0.16	-0.25	-0.39	-0.24	
SO ₄ I	0.65	0.62	-0.04	-0.06	0.03	0.52	0.44	0.57	-0.04	0.11	0.45	0.49	0.32	0.72	0.46	0.64	0.43	0.70	0.14	0.12	
SO ₄ V	0.39	0.38	-0.05	0.00	0.20	0.78	0.55	0.77	0.00	0.18	0.25	0.24	0.32	0.61	0.31	0.26	0.49	0.40	0.12	0.13	
SSI	0.68	0.71	0.05	0.12	0.22	0.80	0.81	0.99	0.18	0.14	0.41	0.26	0.50	0.75	0.53	0.60	0.64	0.66	0.17	0.07	
SSV	0.78	0.70	0.23	0.20	0.35	0.72	0.82	0.87	0.14	0.16	0.44	0.23	0.66	0.67	0.73	0.67	0.68	0.66	0.08	0.03	
TMPI	0.56	0.52	0.10	0.10	0.47	0.49	0.68	0.69	0.22	0.12	0.34	0.22	0.49	0.43	0.49	0.44	0.56	0.42	-0.06	-0.09	
TMPV	0.66	0.62	-0.09	-0.13	-0.09	0.64	0.43	0.72	0.08	0.12	0.46	0.36	0.30	0.65	0.55	0.53	0.66	0.63	0.38	0.33	
ZNI	0.07	0.14	-0.08	-0.12	-0.08	0.48	0.12	0.38	-0.08	0.20	0.17	0.10	0.02	0.22	0.29	0.05	0.27	0.20	0.31	0.48	
ZNV	0.07	0.18	-0.17	-0.24	-0.12	0.20	0.19	0.29	-0.01	0.12	0.28	0.28	-0.02	0.15	0.35	0.11	0.34	0.21	0.37	0.58	

	NO ₂ I	NO ₂ V	NO ₃ I	NO ₃ V	OXII	OXIV	PBI	PBV	PHI	PHV	PO ₂ I	PO ₂ V	SO ₄ I	SO ₄ V	SSI	SSV	TMPI	TMPV	ZNI	ZNV
CAI	-0.06	0.02	0.02	0.07	-0.08	-0.06	-0.01	-0.14	0.62	0.65	-0.14	-0.16	0.65	0.39	0.68	0.78	0.56	0.66	0.07	0.07
CAV	0.04	0.01	-0.01	0.06	-0.14	0.03	0.00	-0.18	0.57	0.66	-0.15	-0.17	0.62	0.38	0.71	0.70	0.52	0.62	0.14	0.18
CDI	-0.02	-0.06	0.08	-0.06	0.08	-0.06	-0.04	-0.05	0.17	0.07	-0.05	-0.07	-0.04	-0.05	0.05	0.23	0.10	-0.09	-0.08	-0.17
CDV	-0.04	-0.10	0.04	0.12	0.12	0.02	-0.06	-0.02	0.20	0.12	-0.08	-0.01	-0.06	0.00	0.12	0.20	0.10	-0.13	-0.12	-0.24
CL ₂ I	0.16	0.15	0.27	0.14	0.31	0.45	0.03	0.11	0.28	0.20	0.21	0.13	0.03	0.20	0.22	0.35	0.47	-0.09	-0.08	-0.12
CL ₂ V	0.04	0.31	0.01	0.48	-0.20	-0.06	-0.14	-0.05	0.43	0.50	-0.18	-0.24	0.52	0.78	0.80	0.72	0.49	0.64	0.48	0.20
CNDI	0.66	0.36	0.04	0.23	-0.21	0.15	-0.06	-0.09	0.67	0.58	0.07	-0.04	0.44	0.55	0.81	0.82	0.68	0.43	0.12	0.19
CNDV	0.28	0.33	-0.02	0.43	-0.15	0.12	-0.07	-0.09	0.69	0.75	-0.11	-0.14	0.57	0.77	0.99	0.87	0.69	0.72	0.38	0.29
CUI	0.14	-0.03	0.39	-0.09	-0.02	0.37	-0.09	-0.11	0.14	0.10	0.07	0.16	-0.04	0.00	0.18	0.14	0.22	0.08	-0.08	-0.01
CUV	0.00	0.42	0.01	0.24	-0.36	-0.30	-0.08	-0.05	0.15	0.05	-0.10	0.03	0.11	0.18	0.14	0.16	0.12	0.12	0.20	0.12
FEI	-0.05	-0.03	-0.04	-0.06	-0.14	-0.19	-0.13	-0.09	0.20	0.23	0.02	0.06	0.45	0.25	0.41	0.44	0.34	0.46	0.17	0.28
FEV	0.05	0.10	-0.05	0.00	-0.17	-0.25	-0.19	-0.14	0.13	0.11	-0.15	-0.05	0.49	0.24	0.26	0.23	0.22	0.36	0.10	0.28
KI	0.15	0.06	0.32	-0.01	-0.07	0.04	-0.03	-0.17	0.53	0.43	0.07	-0.11	0.32	0.32	0.50	0.66	0.49	0.30	0.02	-0.02
KV	0.18	0.13	0.09	0.27	-0.28	-0.11	-0.10	-0.15	0.52	0.59	-0.08	-0.27	0.72	0.61	0.75	0.67	0.43	0.65	0.22	0.15
MGI	-0.01	0.04	0.06	0.04	-0.27	-0.17	-0.06	-0.16	0.51	0.43	0.00	-0.02	0.46	0.31	0.53	0.73	0.49	0.55	0.29	0.35
MGV	0.09	0.00	-0.02	0.05	-0.16	-0.05	-0.08	-0.13	0.53	0.55	-0.11	-0.15	0.64	0.26	0.60	0.67	0.44	0.53	0.05	0.11
NAI	0.16	0.18	0.13	0.16	-0.19	-0.08	-0.12	-0.16	0.49	0.47	-0.02	-0.16	0.43	0.49	0.64	0.68	0.56	0.66	0.27	0.34
NAI	0.09	0.05	-0.01	0.10	-0.21	-0.13	-0.13	-0.13	0.47	0.51	-0.15	-0.25	0.70	0.40	0.66	0.66	0.42	0.63	0.20	0.21
NH ₄ I	-0.02	-0.17	-0.08	-0.08	-0.36	-0.33	-0.21	-0.24	-0.08	0.04	-0.27	-0.39	0.14	0.12	0.17	0.08	-0.06	0.38	0.31	0.37
NH ₄ V	0.18	0.18	-0.10	0.06	-0.63	-0.55	-0.20	-0.12	-0.01	-0.10	-0.12	-0.24	0.12	0.13	0.07	0.03	-0.09	0.33	0.48	0.58
NO ₂ I	1	0.35	-0.03	0.05	-0.28	0.10	-0.04	-0.05	0.20	0.09	0.14	-0.02	-0.04	0.15	0.30	0.11	0.12	-0.01	-0.07	0.14
NO ₂ V	0.35	1	-0.07	0.73	0.06	-0.07	-0.11	0.17	0.22	0.16	-0.03	-0.02	0.17	0.50	0.28	0.22	0.20	0.17	0.09	-0.07
NO ₃ I	-0.03	-0.07	1	-0.07	-0.14	0.14	-0.05	-0.06	0.05	0.00	0.29	-0.08	0.03	-0.03	-0.02	0.06	0.09	-0.05	-0.16	-0.16
NO ₃ V	0.05	0.73	-0.07	1	0.12	-0.12	-0.10	0.23	0.21	0.20	-0.10	-0.08	0.14	0.64	0.32	0.29	0.23	0.21	0.28	-0.03
OXII	-0.28	0.06	-0.14	0.12	1	0.50	0.21	0.17	0.02	0.08	0.04	0.12	-0.12	-0.10	-0.14	-0.07	0.04	-0.18	-0.22	-0.36
OXIV	0.10	-0.07	0.14	-0.12	0.50	1	0.12	0.00	0.23	0.32	0.18	0.06	-0.12	-0.08	0.14	0.13	0.25	-0.19	-0.16	-0.11
PBI	-0.04	-0.11	-0.05	-0.10	0.21	0.12	1	-0.02	0.01	0.04	-0.05	-0.04	-0.06	-0.09	-0.07	-0.04	0.06	-0.09	-0.14	-0.19
PBV	-0.05	0.17	-0.06	0.23	0.17	0.00	-0.02	1	-0.09	-0.11	-0.03	0.13	-0.03	-0.04	-0.09	-0.11	0.03	-0.06	-0.21	-0.23
PHI	0.20	0.22	0.05	0.21	0.02	0.23	0.01	-0.09	1	0.79	-0.18	-0.16	0.32	0.32	0.71	0.74	0.77	0.50	0.09	0.09
PHV	0.09	0.16	0.00	0.20	0.08	0.32	0.04	-0.11	0.79	1	-0.02	-0.08	0.40	0.41	0.77	0.70	0.65	0.59	0.13	0.11
PO ₄ I	0.14	-0.03	0.29	-0.10	0.04	0.18	-0.05	-0.03	-0.18	-0.02	1	0.36	-0.09	-0.11	-0.02	-0.02	-0.09	-0.26	-0.13	-0.08
PO ₄ V	-0.02	-0.02	-0.08	-0.08	0.12	0.06	-0.04	0.13	-0.16	-0.08	0.36	1	-0.12	-0.14	-0.13	-0.03	0.10	-0.21	-0.23	-0.07
SO ₄ I	-0.04	0.17	0.03	0.14	-0.12	-0.12	-0.06	-0.03	0.32	0.40	-0.09	-0.12	1	0.60	0.59	0.62	0.35	0.50	0.14	0.02
SO ₄ V	0.15	0.50	-0.03	0.64	-0.10	-0.08	-0.09	-0.04	0.32	0.41	-0.06	-0.14	0.60	1	0.70	0.63	0.42	0.55	0.47	0.16
SSI	0.30	0.28	-0.02	0.32	-0.14	0.14	-0.07	-0.09	0.71	0.77	-0.11	-0.13	0.59	0.70	1	0.86	0.69	0.74	0.35	0.30
SSV	0.11	0.22	0.06	0.29	-0.07	0.13	-0.04	-0.11	0.74	0.70	-0.02	-0.03	0.62	0.63	0.86	1	1	0.60	0.22	0.16
TMPI	0.12	0.20	0.09	0.23	0.04	0.25	0.06	0.03	0.77	0.65	-0.09	0.10	0.35	0.42	0.69	0.82	1	0	0.08	0.13
TMPV	-0.01	0.17	-0.05	0.21	-0.18	-0.19	-0.09	-0.06	0.50	0.59	-0.26	-0.21	0.50	0.55	0.74	0.60	0.50	1	0.42	0.37
ZNI	-0.07	0.09	-0.16	0.28	-0.22	-0.16	-0.14	-0.21	0.09	0.13	-0.13	-0.23	0.14	0.47	0.35	0.22	0.08	0.42	1	0.73
ZNV	0.14	-0.07	-0.16	-0.03	-0.36	-0.11	-0.19	-0.23	0.09	0.11	-0.08	-0.07	0.02	0.16	0.30	0.16	0.13	0.37	0.73	1

9. ANEXO III

Lista de taxa determinados, no âmbito do presente estudo, incluindo informações relativas aos grupos taxonómicos (divisão, família, espécie, subespécie e variedade), bem como afinidades fitogeográficas (de acordo com Düll, 1983, 1984, 1985 e 1992), estratégias de vida (de acordo com During 1979, 1992) e formas de vida (conjugação dos critérios de Gimingham & Birse 1957, Glime 1968, Mägdefrau 1982 e During 1992), distribuição nas áreas estudadas e ecologia nos respectivos habitats estudados e finalmente estatuto de conservação, a nível regional (Arquipélago da Madeira), Europeu e Mundial.

Divisão Hepatophyta

Cephaelis lanifolia (Dumort.) Dumort.

Família: Cephalozaceae Mig.

Fitogeografia: Boreal

Estratégia de vida: Colonizador

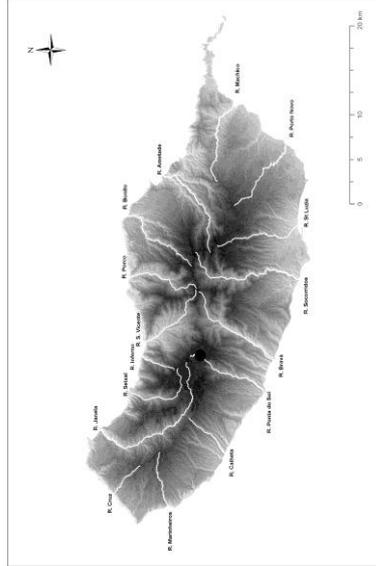
Forma de vida: Tapete folhoso

Ecologia nos habitats amostrados:

Sub-imerso, terrícola

Distribuição nas áreas amostradas: PSL1

Estatuto de conservação: 'Ameaçado' para a ilha da Madeira (Luís *et al.* 2007)



Chiloscyphus polyanthus (L.) Corch.

Família: Geocalycaceae H.Klingg.

Fitogeografia: Boreal

Estratégia de vida: Perene competitiva

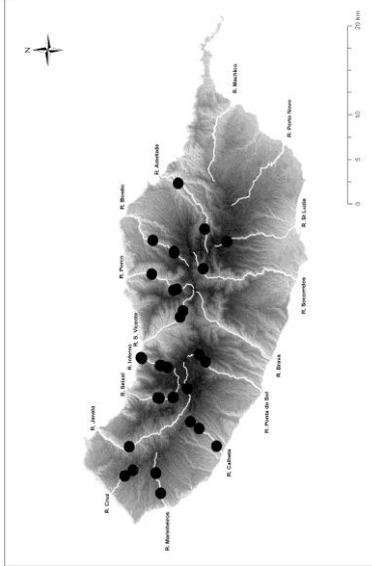
Forma de vida: Tapete folhoso

Ecologia nos habitats amostrados:

Imerso e sub-imerso, terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT2, BNT3, CLH1, CLH2, CLH3, CLH4, CLH5, CRZ3, CRZ4, CRZ6, FRN1, FRN2, FRN3, FRN4, FRN5, FRN6, JNL2, JNL3, MRN3, MRN4, MRN5, MTD2, MTD8, PRC1, PRC2, PRC4, PSL2, PSL3, PSL4, SCR2, SLZ1, SLZ2, SV2, SV3, SV4, SXL3, SXL4, SXL5, SXL6

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Diplophyllum alicianae (L.) Dumort.

Família: Scapaniaceae Mig.

Fitogeografia: Sub-ocênico

Estratégia de vida: Colonizador pioneiro

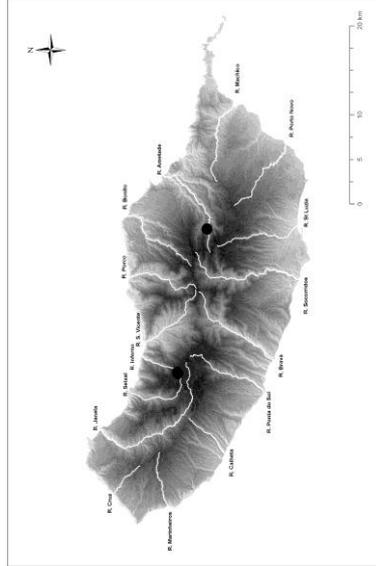
Forma de vida: Tapete folhoso

Ecologia nos habitats amostrados:

Imerso e sub-imerso, terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: MTD2, SXL1, SXL2

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Dumortiera hirsuta (Sw.) Nees

Família: Marchantiaceae (Bisch.) Lindl.

Fitogeografia: Ocênico

Estratégia de vida: Esporádico de vida longa

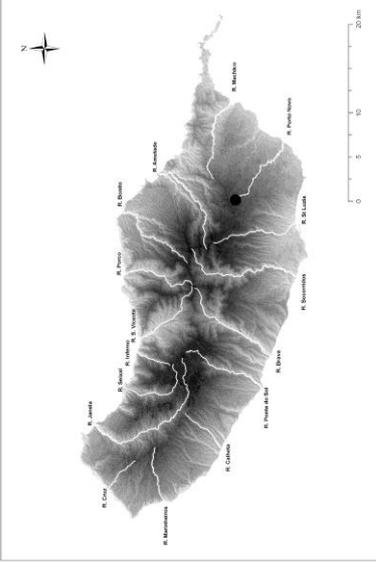
Forma de vida: Tapete folhoso

Ecologia nos habitats amostrados:

Sub-imerso, terrícola

Distribuição nas áreas amostradas: PNV1

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Fossombronia angulosa (Dieks.) Raddi

Família: Fossombroniaceae Hazslinsky

Fitogeografia: Oceano-mediterrânico

Estratégia de vida: Esporádico anual

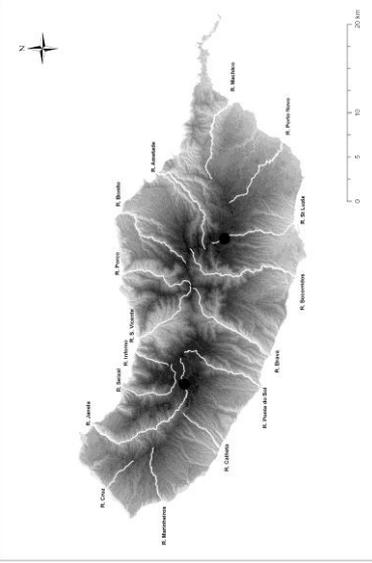
Forma de vida: Anual

Ecologia nos habitats amostrados:

Sub-imerso, terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: JNL2, SLZ1, SLZ2

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Fossombronia haeusslii Corch.

Família: Fossombroniaceae Hazslinsky

Fitogeografia: Sub-ocênico

Estratégia de vida: Esporádico anual

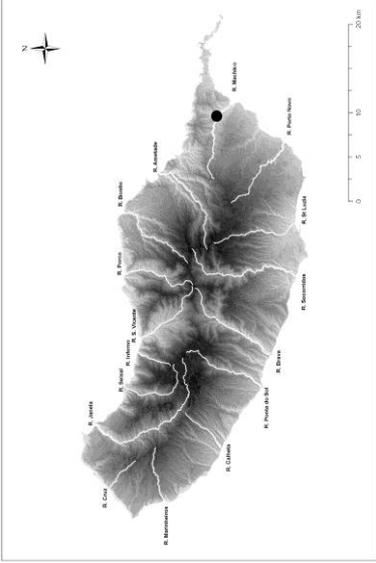
Forma de vida: Anual

Ecologia nos habitats amostrados:

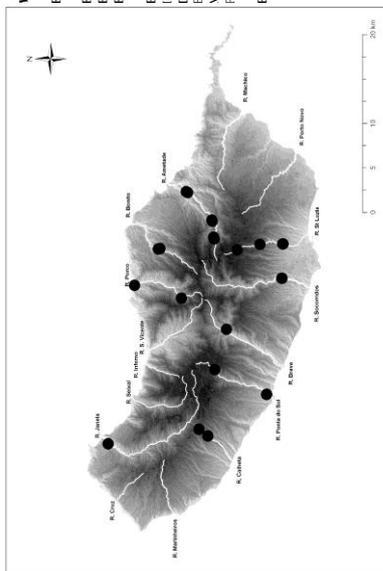
Sub-imerso, terrícola

Distribuição nas áreas amostradas: MCH6

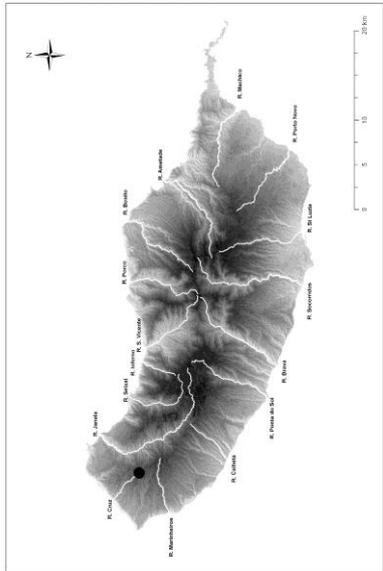
Estatuto de conservação: Não ameaçado



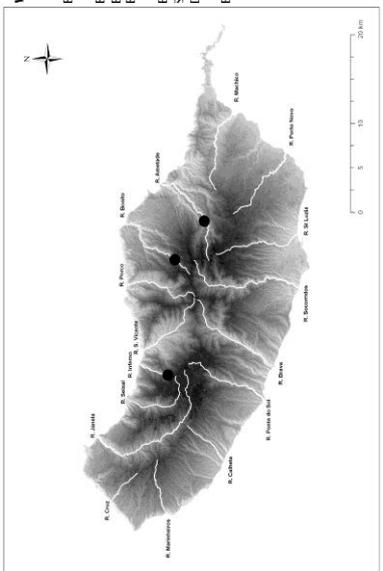
Divisão Hepatophyta



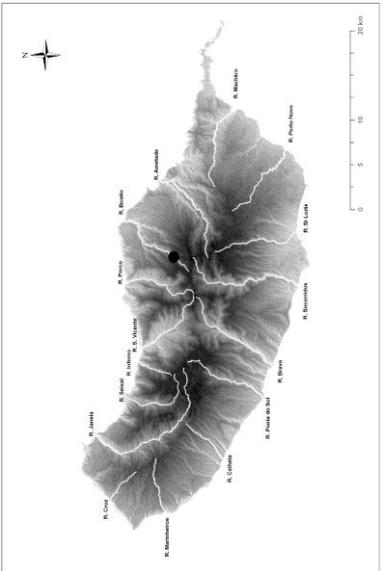
Marchantia polymerpha L.
 Família: Marchantiaceae (Bisch.) Lindl.
 Fitogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tapete taloso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Invasor e sub-invasor; terrícola e saxícola
 Distribuição em áreas amostradas: BNT1, BNT2, BNT6,
 BRV1, CRZ1, CRZ3, FRN3, FRN4, FRN5, FRN6, MCH1,
 MRN2, MRN6, MTD3, MTD6, PNVI, PNVI2, PRC1,
 PRC5, SCR2, SVC1, SVC2, SXL3, SXL4, SXL5, SXL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



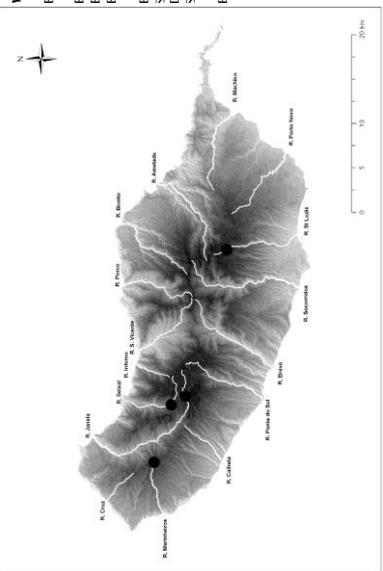
Marsipella apruci (Lam. pr.) Bernst.
 Família: Gymnomitriaceae H.Klinggr.
 Fitogeografia: Boreal
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-invasor; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: CRZ1
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



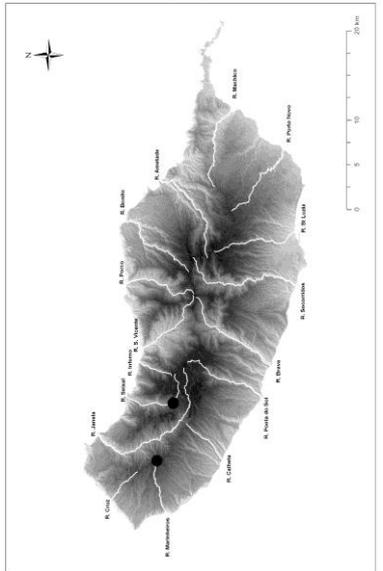
Marchantia maculata (Hook.) Gray
 Família: Lejeuneaceae Casares-Gil
 Fitogeografia: Oceano-mediterrânico
 Estratégia de vida: Perene folhoso
 Forma de vida: Tapete folhoso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-invasor; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT2, BRN1, MTD3
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Metzgeria furcata (L.) Dumort.
 Família: Metzgeriaceae H.Klinggr.
 Fitogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Eféreo
 Forma de vida: Tapete taloso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-invasor; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado

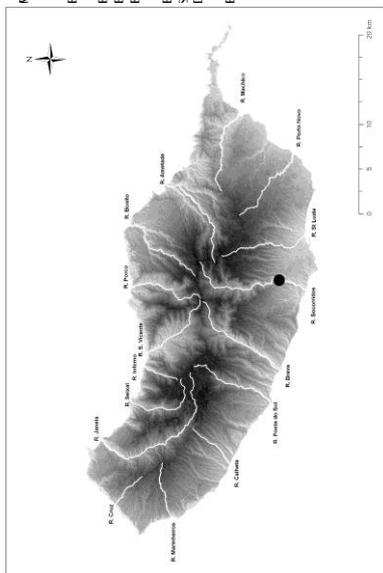


Marsipella e marginata (Ehrh.) Dumort.
 Família: Gymnomitriaceae H.Klinggr.
 Fitogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Perene competitivo
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-invasor; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: JN.L2, MRN1, MRN2,
 SLZ2, SXL3
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



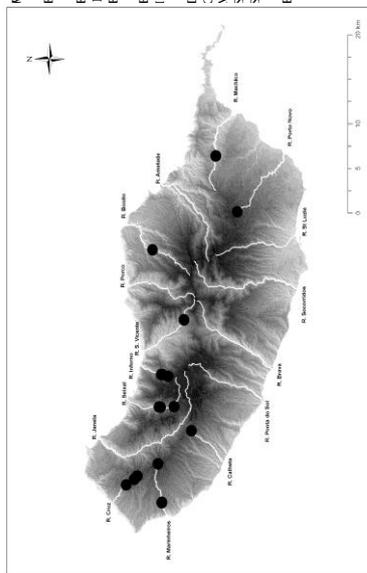
Metzgeria imperata Kuwah.
 Família: Metzgeriaceae H.Klinggr.
 Fitogeografia: Ocêníco
 Estratégia de vida: Esporádico de vida longa
 Forma de vida: Tapete taloso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Invasor e sub-invasor; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: MRN2, SXL3, SXL4
 Estatuto de conservação: 'Vulnerável' a nível Europeu
 (ECCB 1996, Soderström & Váňa 2007).

Divisão Hepatophyta



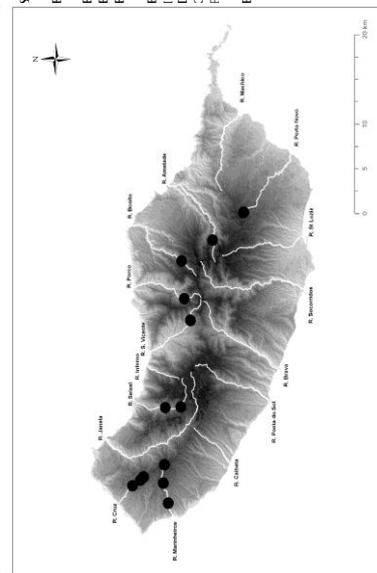
Reboulia hemisphaerica (L.) Raddi

Família: Ayloniaceae Cavers
 Fitogeografia: Oceano mediterrânico
 Estratégia de vida: Eparcítico de vida longa
 Forma de vida: Tapete taloso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: SLZ2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



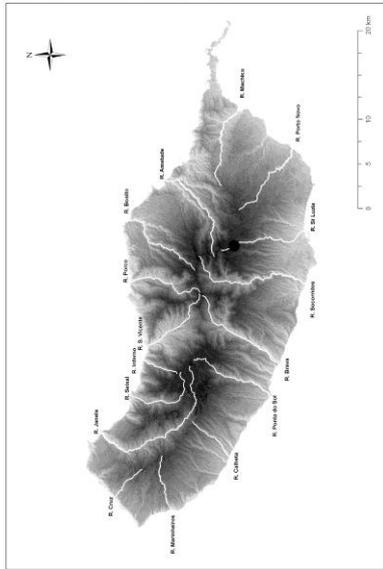
Reboulia eburneifolia (Witt.) Grolle

Família: Aneuraceae H. Klingler
 Fitogeografia: Sub-oceânico
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tapete taloso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT4, CLH2, CRZ1, CRZ2, CRZ3, CRZ4, CRZ5, CRZ6, FRN2, FRN3, FRN4, MCH1, MCH2, MRN1, MRN5, MRNG, FNVI, SVCI, SXL4, SXL5, SXL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



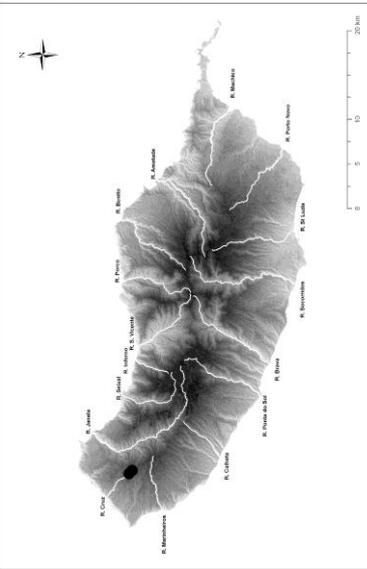
Succogyna viticulosa (L.) Dumort.

Família: Geocalyceaceae H. Klingler
 Fitogeografia: Oceânico-Submediterrânico
 Estratégia de vida: Perene
 Forma de vida: Tapete folhoso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT2, CRZ1, CRZ2, CRZ3, CRZ5, MRN1, MRN2, MRN4, MRN5, MTD1, PNV1, PNV2, PRC1, SVCI, SV C2, SXL3, SXL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



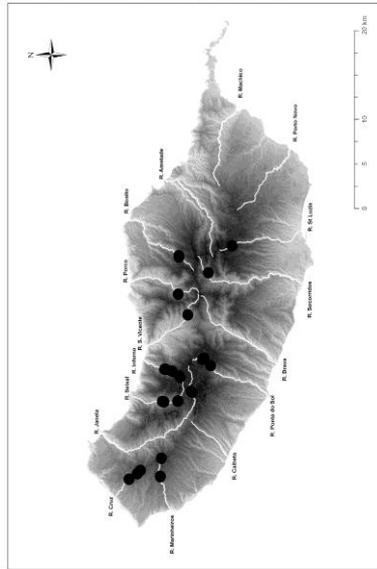
Scapania cava (Mart.) Dumort.

Família: Scapaniaceae Mig.
 Fitogeografia: Boreal
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tapete folhoso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: SLZ2
 Estatuto de conservação: 'Vulnerável' para a ilha da Madeira (Luis *et al.* 2008)



Scapania gracilis Lindb.

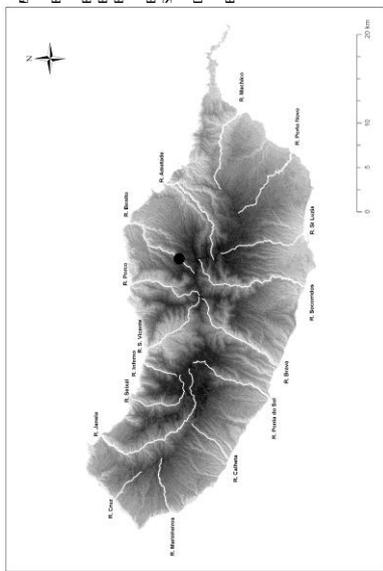
Família: Scapaniaceae Mig.
 Fitogeografia: Oceânico
 Estratégia de vida: Perene
 Forma de vida: Tapete folhoso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: CRZ1, CRZ3
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



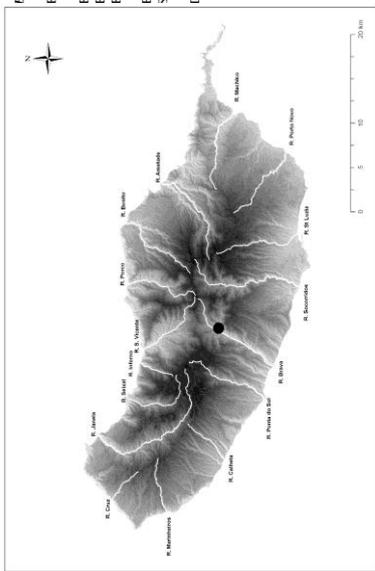
Scapania undulata

Família: Scapaniaceae Mig.
 Fitogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Perene competitivo
 Forma de vida: Tapete folhoso
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT2, CRZ1, CRZ2, CRZ3, CRZ4, CRZ5, CRZ6, FRN1, FRN3, FRN4, JNLI, JNL2, MRN1, MRN2, MRN3, MRN4, PRC2, PSL1, PSL2, PSL4, SCR2, SLZ1, SV C2, SXL1, SXL2, SXL3, SXL4, SXL5, SXL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado

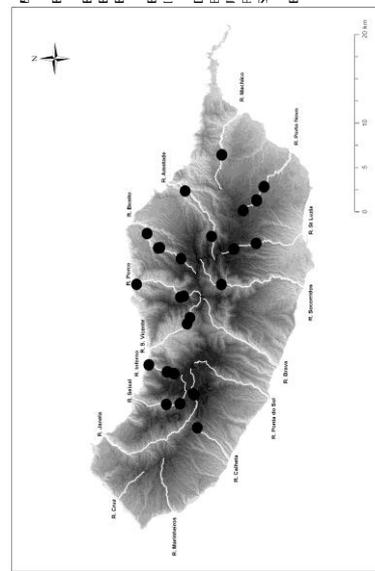
Divisão Bryophyta



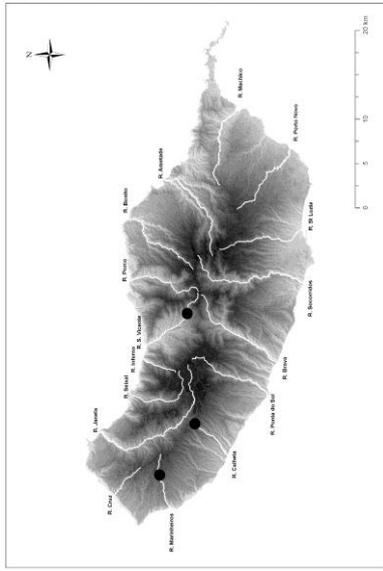
Brachythecium rivulare Schimp.
 Família: Seligeriaceae Schimp.
 Fitogeografia: Ocêânico
 Estratégia de vida: Colonizador pioneiro
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



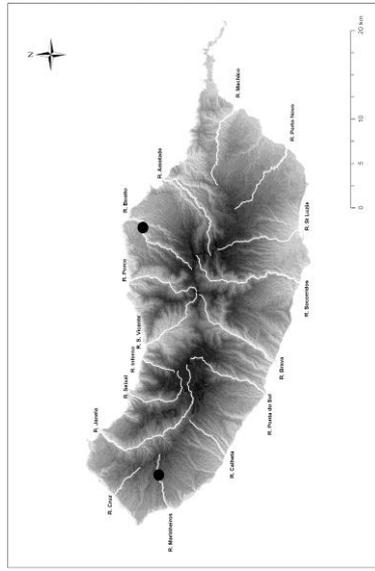
Brachythecium natansii (Mitt.) A.J.Shaw
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Ocêânico; endemismo da Macaronésia
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BRV3
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



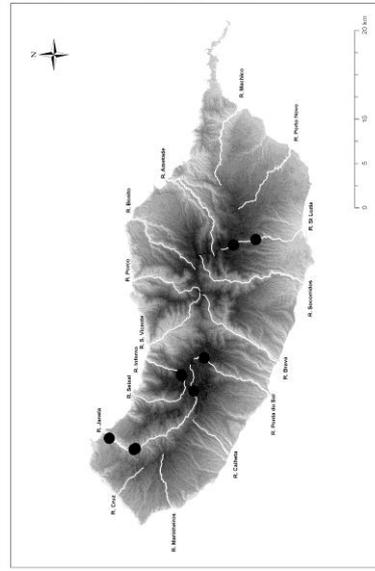
Brachythecium tritubatum (Hedw.) Schimp. var. *adnatum* Hedw.
 Família: Brachytheciaceae Schimp.
 Fitogeografia: Ocêânico
 Estratégia de vida: Perene competitivo
 Forma de vida: Trama
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT2, BNT3, BNT4, BNT5, CLH1, FRN1, FRN2, FRN3, FRN4, FRN5, JNL1, JNL2, MCH1, MCH2, MTD2, MTD6, PNV1, PNV2, PNV3, PNV4, PNV5, PNV6, PRC1, PRC2, PRC3, SCR4, SLZ1, SLZ2, SLZ3, SLZ4, SV C2, SV C4, SXL3, SXL4, SXL5
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Bryoerythronium inaequalatum (Taylor) R.H.Zander
 Família: Pottiaceae Schimp, nom. cons.
 Fitogeografia: Ocêânico
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: CLH2, MRN4, SV C1
 Estatuto de conservação: Não ameaçado

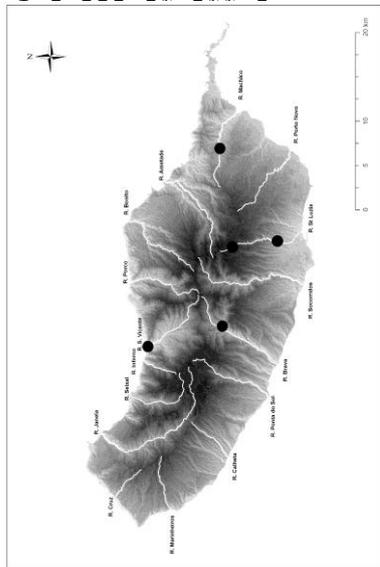


Bryum alpinum Hubb. ex W.H.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Ocêano-mediterrânico
 Estratégia de vida: Breve
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT6, MRN4
 Estatuto de conservação: 'Ameaçado' para a Ilha da Madeira (Luis *et al.*, 2008)

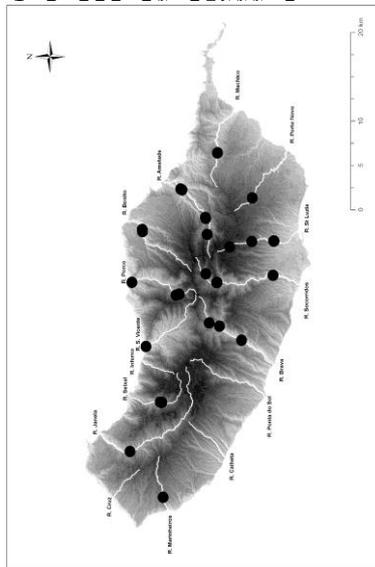


Bryum alpinum Hubb. ex W.H.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Ocêano-mediterrânico
 Estratégia de vida: Breve
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: JNL2, JNL3, JNL4, JNL5, PSL1, SLZ1, SLZ2, SLZ3, SXL1, SXL2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado

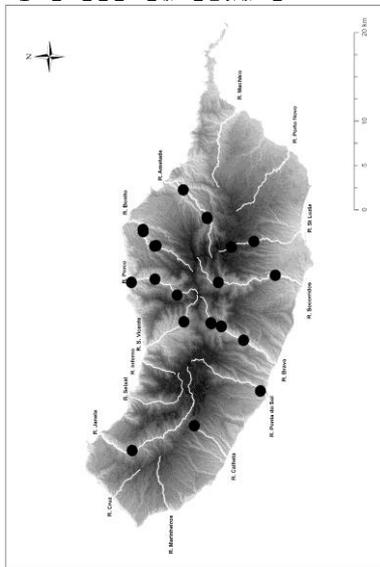
Divisão Bryophyta



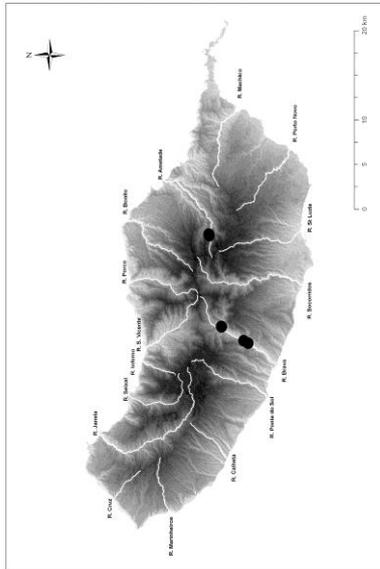
Bryum arge thierum He dw.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BRV3, MCH3, SLZ1, SLZ2, SLZ5, SLZ6, SVC6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



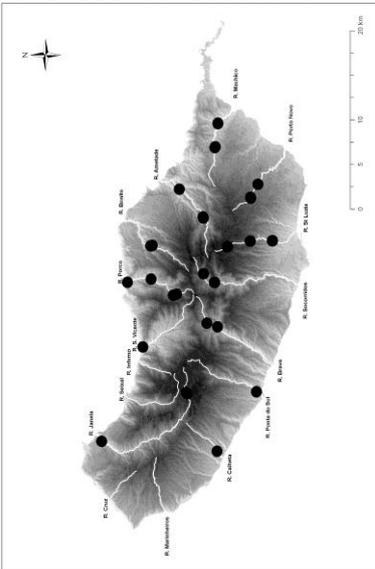
Bryum capillare He dw.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT5, BNT6, BRV1, BRV3, BRV5, JNL4, MCH1, MCH2, MRN6, MTD2, MTD3, MTD4, MTD5, MTD6, PNV4, PRC1, PRC2, PRC5, SCR1, SCR2, SCR3, SCR4, SCR6, SLZ2, SLZ3, SLZ5, SLZ6, SVC5, SL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



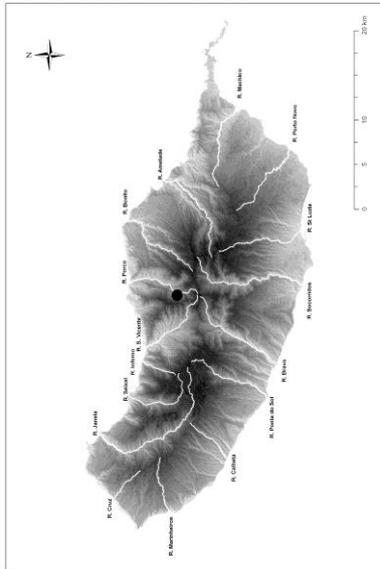
Bryum dichotomum He dw.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Sub-mediterrânico
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT3, BNT4, BNT5, BNT6, BRV1, BRV2, BRV3, BRV4, BRV5, CHL2, JNL3, MTD3, MTD4, MTD5, PRC2, PRC4, PRC6, PSL6, SCR3, SCR5, SLZ1, SLZ2, SLZ3, SV C3
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Bryum domianum Grev.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Oceano-mediterrânico
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BRV3, BRV4, BRV5, BRV6, MTD1, MTD2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Bryum gemiparum De Not.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Oceano-mediterrânico
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT3, BNT4, BRV1, BRV4, CLH6, JNL1, JNL2, JNL5, MCH3, MCH4, MCH5, MCH6, MTD3, MTD4, MTD5, PNV3, PNV4, PNV5, PRC1, PRC2, PRC4, PRC6, PSL6, SCR2, SCR3, SCR4, SLZ1, SLZ2, SLZ3, SLZ4, SLZ5, SLZ6, SVC5, SVC6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Bryum mildtanum Jur.
 Família: Bryaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Sub-ocênico
 Estratégia de vida: Etereae
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: PRC2
 Estatuto de conservação: 'Ameaçado' para a Ilha da Madeira (Luís & Sim-Sim 2009)

Divisão Bryophyta

Bryum pseudotriquetrum (Hedw.) P. Gaertn. et al.

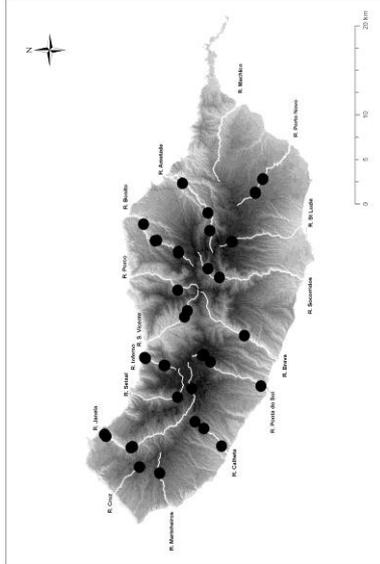
Família: Bryaceae Schimp.

Fitogeografia: Temperado
Estratégia de vida: Perene competitivo
Forma de vida: Tufo alto

Ecologia nos habitats amostrados:
Inerso e sub-imerso; terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT2, BNT3, BNT4, BNT6, BRV5, CLH1, CLH2, CLH3, CLH4, CLH5, CRZ1, CRZ2, FRN3, FRN4, FRN5, FRN6, JNL3, JNL4, JNL5, JNL6, MRN3, MRN4, MTD1, MTD3, MTD6, PNV3, PNV4, PNV5, PNV6, PRC2, PSL1, PSL2, PSL3, PSL4, PSL5, SCR2, SCR4, SZL1, SZL2, SVC2, SVC3, SZL3

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Campylopus brevifolius Bruch & Schimp.

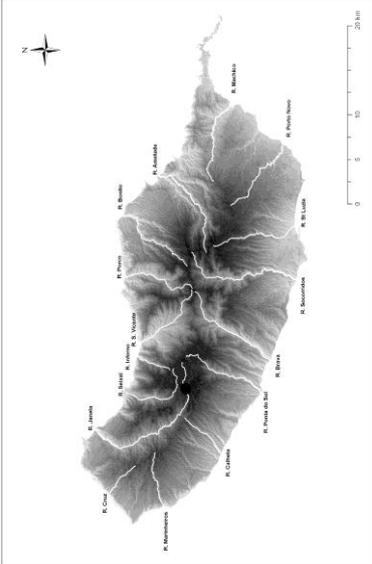
Família: Leucobryaceae Schimp.

Fitogeografia: Oceânico
Estratégia de vida: Perene
Forma de vida: Tufo curto

Ecologia nos habitats amostrados:
Sub-imerso; saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: JNL2

Estatuto de conservação: 'Raro-dados insuficientes' para a Ilha da Madeira (Luis et al. 2008), uma vez que constitui um axa novo para a broflora da Madeira



Campylopus flexuosus

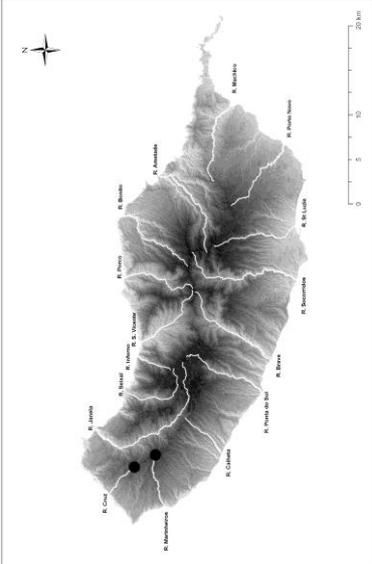
Família: Leucobryaceae Schimp.

Fitogeografia: Sub-oceânico
Estratégia de vida: Perene
Forma de vida: Tufo curto

Ecologia nos habitats amostrados:
Sub-imerso; saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: CRZ1, MRN2

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Campylopus pilifer Brid.

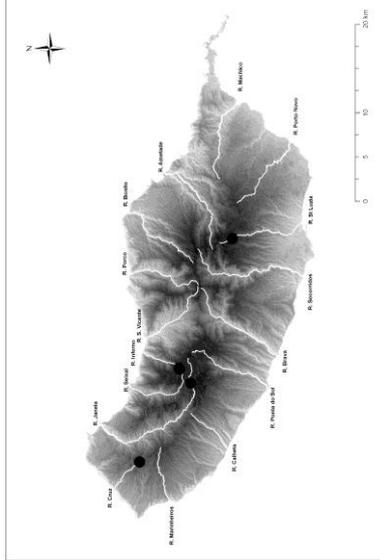
Família: Leucobryaceae Schimp.

Fitogeografia: Oceânico submediterrânico
Estratégia de vida: Esparadicho de vida longa
Forma de vida: Tufo curto

Ecologia nos habitats amostrados:
Sub-imerso; terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: MTD2, PNV4, PSL3

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Campylopus proformis (Schultz) Brid.

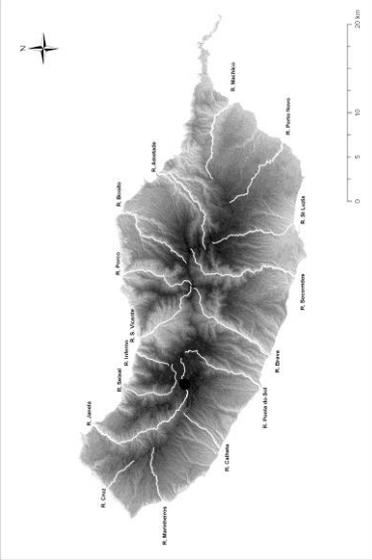
Família: Leucobryaceae Schimp.

Fitogeografia: Sub-oceânico
Estratégia de vida: Colonizador
Forma de vida: Tufo curto

Ecologia nos habitats amostrados:
Sub-imerso; saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: JNL2

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Ceratodon purpureus (Hedw.) Brid. subsp. *purpureus*

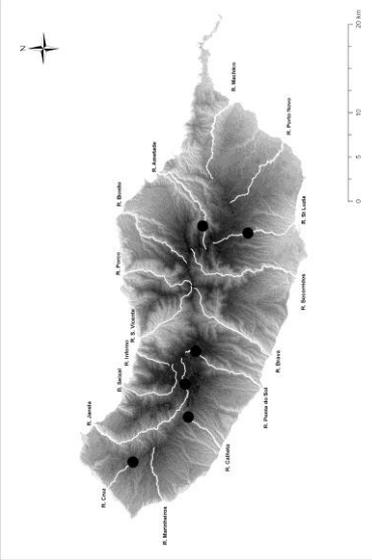
Família: Ditrichaceae Limpr.

Fitogeografia: Temperado
Estratégia de vida: Colonizador
Forma de vida: Tufo curto

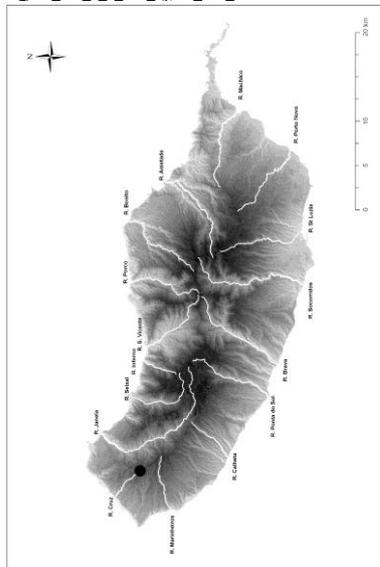
Ecologia nos habitats amostrados:
Sub-imerso; terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: CLH1, CRZ2, JNL2, MTD2, PSL1, SZL3

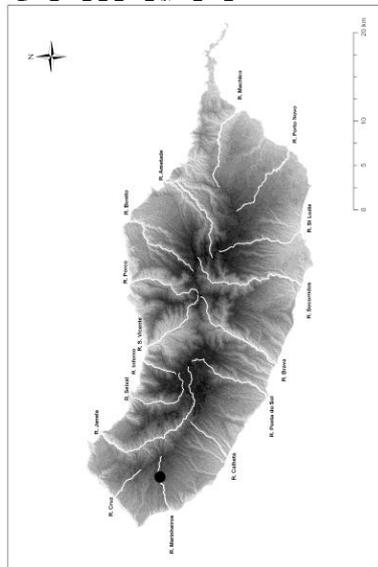
Estatuto de conservação: Não ameaçado



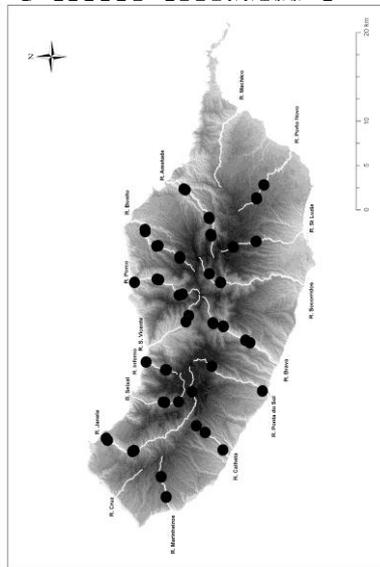
Divisão Bryophyta



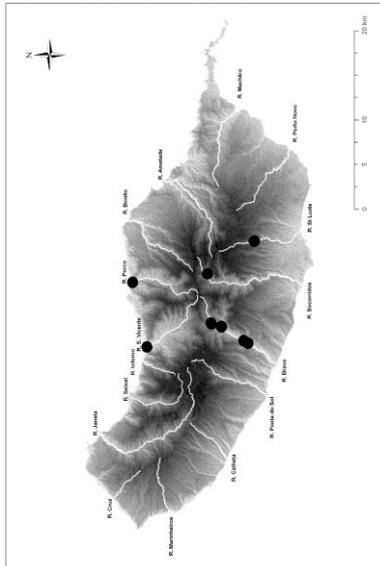
Dicranum imbricatum Sm.
 Família: Dicranaceae Schimp.
 Fitogeografia: Boreal
 Estratégia de vida: Perene competitivo
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; terrícola
 Distribuição nas áreas amostradas: CRZ2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



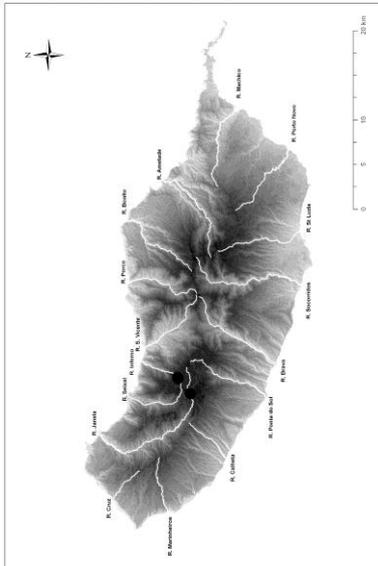
Dicranum scoparium Hedw.
 Família: Dicranaceae Schimp.
 Fitogeografia: Boreal
 Estratégia de vida: Perene competitivo
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: MRN4
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



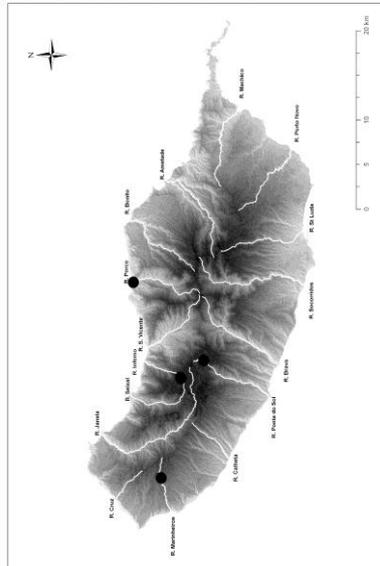
Didymodon insularis (De Not.) M.J.O.Hill
 Família: Potiaceae Schimp., nom. cons.
 Fitogeografia: mediterrano-ocidental
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT2, BNT3, BNT4, BNT5, BNT6, BRV1, BRV2, BRV3, BRV4, BRV5, BRV6, CLH1, CLH2, CLH3, CLH4, CLH5, FRN3, FRN4, FRN6, JNL1, JNL3, JNL4, JNL5, JNL6, MRN3, MRN4, MRN5, MRN6, MTD1, MTD2, MTD3, MTD4, MTD5, MTD6, PNV3, PNV4, PNV5, PRC1, PRC2, PRC3, PRC4, PRC5, PSL3, PSL4, PSL6, SCR1, SCR2, SCR3, SCR4, SLZ1, SLZ2, SLZ3, SLZ4, SV C1, SV C2, SV C3, SV C4, SXL4, SXL5, SXL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Didymodon turidus Hornsch.
 Família: Potiaceae Schimp., nom. cons.
 Fitogeografia: Submediterrânico
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BRV1, BRV2, BRV3, BRV4, BRV5, BRV6, PRC5, SCR2, SLZ3, SLZ4, SV C5
 Estatuto de conservação: Não ameaçado

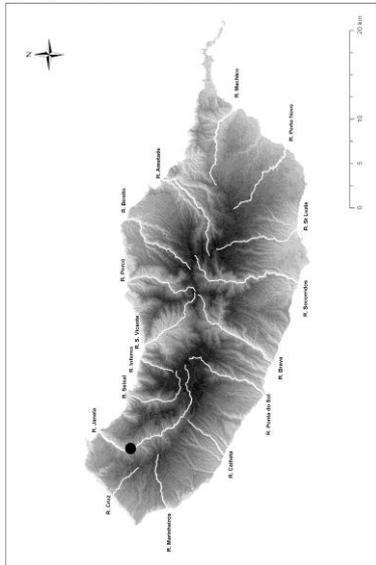


Entosthodon attenuatus (Dicks.) Bryhn
 Família: Funariaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Submediterrânico; ocidental
 Estratégia de vida: E. esporádico anual
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: JNL2, SXL1, SXL2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Entosthodon obtusus (Hedw.) Lindb.
 Família: Funariaceae Schwägr.
 Fitogeografia: Oceno-mediterrânico
 Estratégia de vida: E. esporádico anual
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados:
 Sub-imerso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: MRN3, PRC6, PSL1, SXL1, SXL2
 Estatuto de conservação: Não ameaçado

Divisão Bryophyta



Isoetes myosuroides Brid.

Família: Lemboplyllaceae Broth.

Fitogeografia: Sub-ocênico

Estratégia de vida: Perene tolerante ao stress

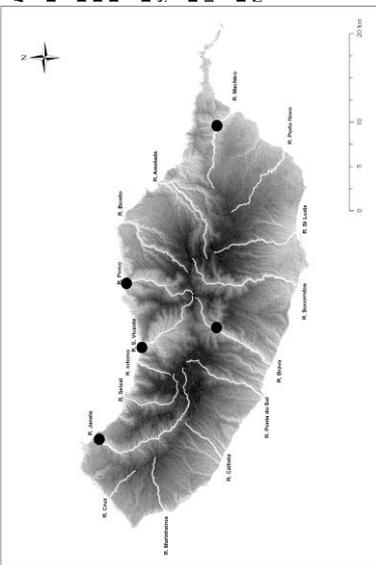
Forma de vida: Trama

Ecologia nos habitats amostrados:

Sub-imerso; saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: JNL3

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Leptobarbula beriza (De Not.) Schimp p.

Família: Polypodiaceae Schimp, nom. cons.

Fitogeografia: Mediterrâneo-ocênico

Estratégia de vida: Colonizador

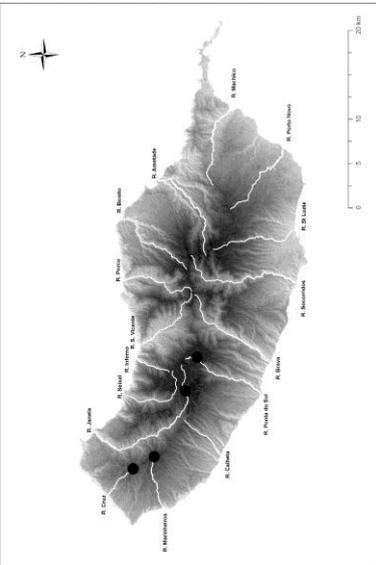
Forma de vida: Tufo curto

Ecologia nos habitats amostrados:

Sub-imerso; terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: BRV4, JNL6, MCH5, PRC6, SVCS

Estatuto de conservação: 'Vulnerável' para a ilha da Madeira (Luis *et al.* 2008)



Isoetes proluxum (Mitt.) Stech, Sim-Sim, Tangney & D-Quandt

Família: Lemboplyllaceae Broth.

Fitogeografia: Ocênico; endemismo da Macaronésia

Estratégia de vida: Perene

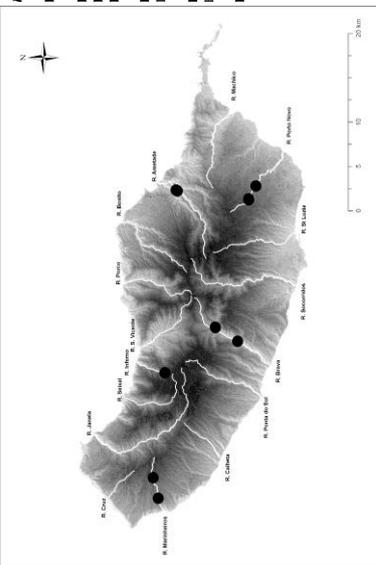
Forma de vida: Trama

Ecologia nos habitats amostrados:

Sub-imerso; saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: CRZ1, CRZ2, JNL2, MRN1, MRN2, PSL2

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Leptoclypeus riparium (Hedw.) Warnst.

Família: Amblystegiaceae (Broth.) Fleisch.

Fitogeografia: Temperado

Estratégia de vida: Perene

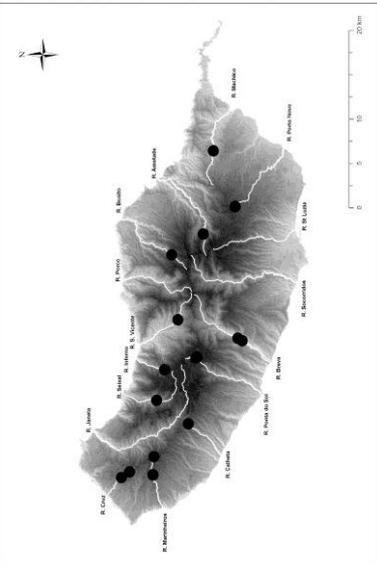
Forma de vida: Trama

Ecologia nos habitats amostrados:

Imerso e sub-imerso; saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: BRV3, BRV4, BRV5, FRN1, MRN3, MRN6, MTD6, PNV3, PNV4, PNV5

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Mattheagia pmeulanga (Hedw.) Ochyra

Família: Brachytheciaceae Schimp.

Fitogeografia: Temperado

Estratégia de vida: Perene

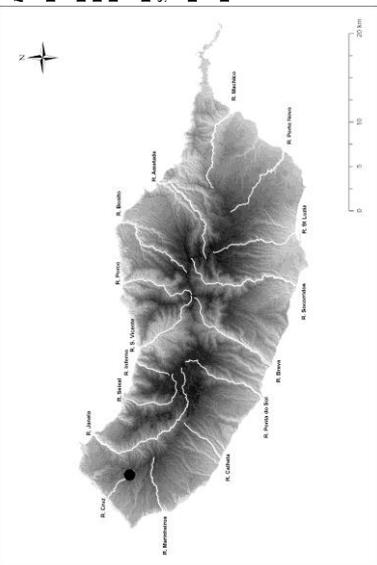
Forma de vida: Trama

Ecologia nos habitats amostrados:

Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: BNT2, BRV5, BRV6, CLH1, CLH2, CRZ4, CRZ5, CRZ6, FRN1, MCH2, MRN1, MRN2, MRN3, MRN4, MTD1, PNV1, PNV2, PSL1, PSL2, SVCS, SV C4, SXL5

Estatuto de conservação: Não ameaçado



Leucobryum glutacum (Hedw.) Angstr.

Família: Leucobryaceae Schimp.

Fitogeografia: Sub-ocênico

Estratégia de vida: Perene

Forma de vida: Tufo curto

Ecologia nos habitats amostrados:

Sub-imerso; saxícola

Distribuição nas áreas amostradas: CRZ3

Estatuto de conservação: Não ameaçado

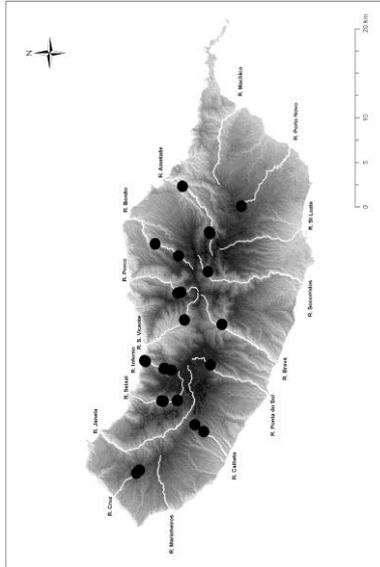
Divisão Bryophyta

	<p><i>Mnium hornum</i> Hedw. Família: Mnaceae Schwägr. Fitogeografia: mediterrâneo-ocidental Estratégia de vida: Epífito de vida longa Forma de vida: Tapete folhoso Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; terrícola Distribuição nas áreas amostradas: CRZ2 Estatuto de conservação: 'Ameaçado' para a ilha da Madeira (Luís <i>et al.</i>, 2008)</p>
	<p><i>Oxyrrhynchium humilimum</i> (Hedw.) Loeske Família: Brachytheciaceae Schimp. Fitogeografia: Temperado Estratégia de vida: Colonizador pioneiro Forma de vida: Trama Ecologia nos habitats amostrados: Úmido e sub-úmido; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BNT2, BNT4, BRV3, BRV6, CLH3, CLH5, CLH6, CRZ5, CRZ6, FRN1, FRN3, FRN6, JNL3, JNL4, JNL6, MCH1, MCH2, MCH3, MCH5, MCH6, MCH7, MTD3, MTD6, PNV1, PNV3, PNV5, PNV6, PRC1, PRC2, PRC3, PRC4, PRC5, PRC6, PSL3, PSL4, SCRI1, SCRI2, SCRI4, SLZ1, SLZ2, SVC1, SVC3, SXL5, SXL6. Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Myurium hae-haetteri</i> (Schimp.) Kindb. Família: Myuriaceae M.Fleisch. Fitogeografia: Ocidental; endemismo da Macaronésia Estratégia de vida: Colonizador Forma de vida: Trama Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; saxícola Distribuição nas áreas amostradas: SXL3 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Oxyrrhynchium humilimum</i> (Wilson) Loeske Família: Brachytheciaceae Schimp. Fitogeografia: Oceano-mediterrânico Estratégia de vida: Efére Forma de vida: Trama Ecologia nos habitats amostrados: Úmido e sub-úmido; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT2, BNT4, BRV1, BRV5, BRV6, CLH3, CLH5, CLH6, CRZ5, CRZ6, FRN1, FRN2, FRN3, FRN4, FRN6, JNL4, JNL6, MCH1, MCH3, MCH5, MCH6, MTD1, MTD2, MTD6, PRC1, PRC3, PRC4, PRC6, PSL4, SCRI1, SCRI4, SCRI6, SLZ1, SLZ3, SVC1, SVC2, SXL4, SXL5, SXL6 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Veckera intermedia</i> Brid. Família: Neckeraeae Schimp. Fitogeografia: Ocidental Estratégia de vida: Pérene Forma de vida: Feno Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; saxícola Distribuição nas áreas amostradas: FRN1 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Oxyrrhynchium humilimum</i> (Brid.) War. int. Família: Brachytheciaceae Schimp. Fitogeografia: Temperado Estratégia de vida: Efére Forma de vida: Trama Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, MTD6 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>

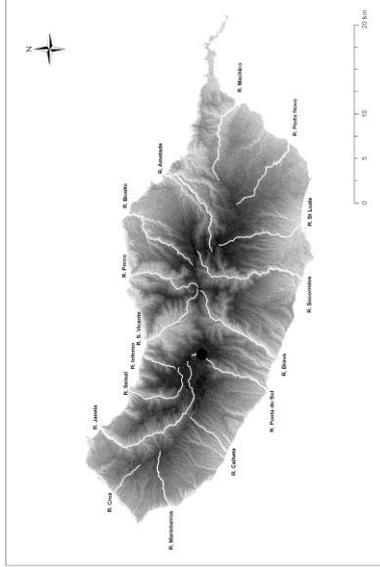
Divisão Bryophyta

Plagiozium undulatum (Hedw.) T.J.Kop. var. *maderense* T.J.Kop. &

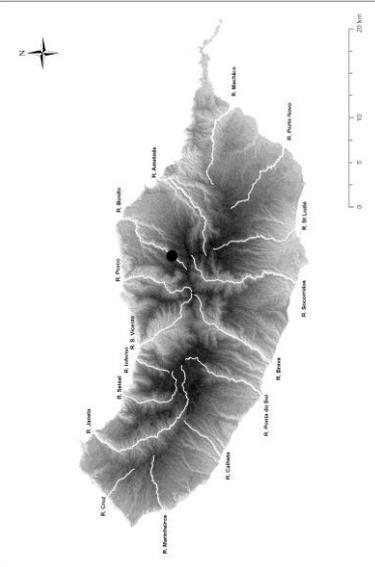
Família: Plagiomitaceae T.J.Kop.
 Fisiogeografia: Oeslânico-este da zona da Macaronésia
 Estratégia de vida: Perene competitiva
 Forma de vida: Trama
 Ecologia nos habitats amostrados: Inverso e sub-inverso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT4, BRV3, CLH1, CLH3, CLH4, CRZ2, CRZ4, FRN1, FRN2, FRN3, FRN4, FRN5, FRN6, MTD1, MTD2, MTD6, PNV2, PRC1, PRC2, PSL3, SCR2, SV C3, SV C4, SXL3, SXL4, SXL5, SXL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



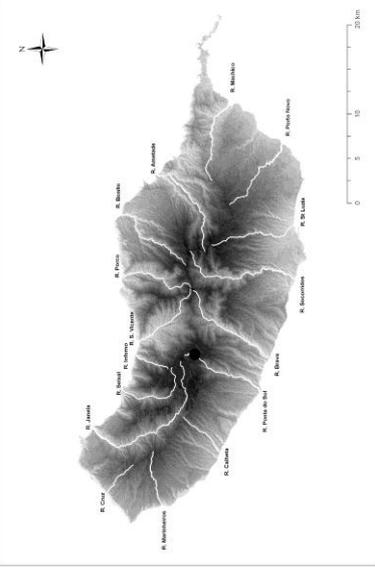
Pogonatum uriginum (Hedw.) P.Beauv.
 Família: Polytrichaceae Schwägr.
 Fisiogeografia: Boreal
 Estratégia de vida: Colonizador
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados: Sub-inverso; terrícola
 Distribuição nas áreas amostradas: PSL1
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



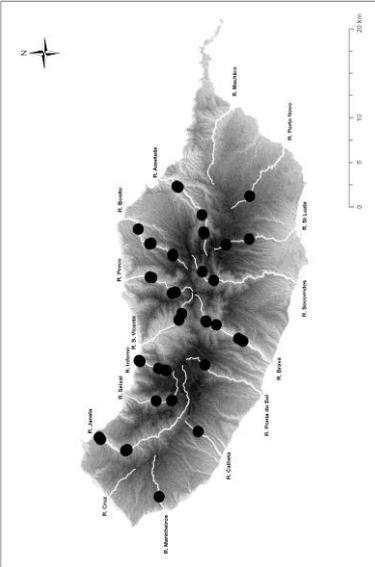
Plagiothecium nemorale (Mitt.) A.Jaeger
 Família: Plagiothecaceae (Broth.) M.Fleisch.
 Fisiogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Perene
 Forma de vida: Trama
 Ecologia nos habitats amostrados: Sub-inverso; terrícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT1
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



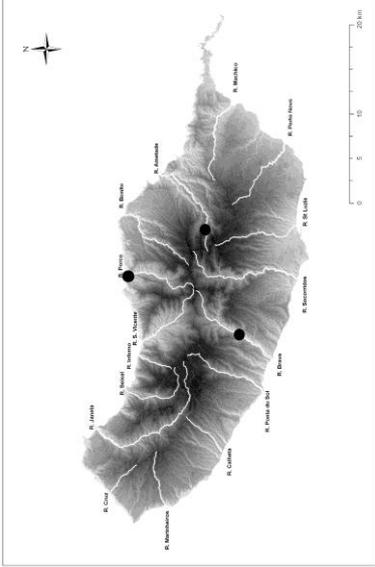
Pohlia amoena (Hedw.) Lindb.
 Família: Melchioriaceae Schimp.
 Fisiogeografia: Boreal
 Estratégia de vida: Colonizador pioneiro
 Forma de vida: Tufo alto
 Ecologia nos habitats amostrados: Sub-inverso; terrícola
 Distribuição nas áreas amostradas: PSL1
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Plachypodium riparioides (Hedw.) Dixon
 Família: Brachythecaceae Schimp.
 Fisiogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Perene
 Forma de vida: Trama
 Ecologia nos habitats amostrados: Inverso e sub-inverso; terrícola e saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT2, BNT3, BNT4, BNT5, BRV1, BRV2, BRV4, BRV5, BRV6, CLH3, CLH4, FRN1, FRN2, FRN4, FRN5, FRN6, JNL3, JNL4, JNL5, JNL6, MRN6, MTD1, MTD2, MTD4, MTD5, MTD6, PNV3, PRC1, PRC2, PRC3, PRC4, PSL3, PSL4, SCR1, SCR2, SCR4, SLZ1, SLZ4, SV C1, SV C2, SV C3, SV C4, SXL3, SXL4, SXL6
 Estatuto de conservação: Não ameaçado



Pohlia melanosia (Brid.) A.J.Shaw
 Família: Melchioriaceae Schimp.
 Fisiogeografia: Temperado
 Estratégia de vida: Esporádico de vida curta
 Forma de vida: Tufo curto
 Ecologia nos habitats amostrados: Sub-inverso; saxícola
 Distribuição nas áreas amostradas: BRV5, MTD1, PRC5, PRC6
 Estatuto de conservação: Raros-dados insuficientes para a Ilha da Madeira (Luís et al. 2008), uma vez que constitui um taxa novo para a brioflora da Madeira



Divisão Bryophyta

	<p><i>Polytrichum formosum</i> (Hedw.) G. L. Sm. Família: Polytrichaceae Schwägr. Fitogeografia: Temperado Estratégia de vida: Pevasse competitivo Forma de vida: Tufo alto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-imerso; saxícola Distribuição nas áreas amostradas: JNL2, MRN2 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Polytrichum piliferum</i> Hedw. Família: Polytrichaceae Schwägr. Fitogeografia: Temperado Estratégia de vida: Pevasse tolerante a stress Forma de vida: Tufo alto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-imerso; terrícola Distribuição nas áreas amostradas: PSI1, SLZ2 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Polytrichum commune</i> Hedw. Família: Polytrichaceae Schwägr. Fitogeografia: Boreal Estratégia de vida: Esporádico de vida longa Forma de vida: Tufo alto Ecologia nos habitats amostrados: Imerso e sub-imerso; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: CRZ1, CRZ2, CRZ3, SXL1, SXL2 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Pseudoclepodium purum</i> (Hedw.) M. Fleisch. Família: Brachytheciaceae Schimp. Fitogeografia: Boreal Estratégia de vida: Esporádico de vida longa Forma de vida: Trama Ecologia nos habitats amostrados: Sub-imerso; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BNT2, CRZ1, CRZ2, MRN4, PN2 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw. Família: Polytrichaceae Schwägr. Fitogeografia: Temperado Estratégia de vida: Esporádico de vida longa Forma de vida: Tufo alto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-imerso; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: MRN3, MRN4, SLZ2 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Psychomitrium nigrescens</i> (Kunze) Wijk & Margad. Família: Psychomitriaceae Schimp. Fitogeografia: Océano-mediterrânico Estratégia de vida: Colonizador Forma de vida: Tufo curto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-imerso; saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BRV1, JNL1, JNL3, PRC2 Estatuto de conservação: 'Criticamente ameaçado' para Portugal continental (Sérgio <i>et al.</i> 2008)</p>

Divisão Bryophyta

	<p><i>Tortula tortuosa</i> (Hedw.) Lan. pr. Família: Potulaceae Schimp., nom. cons. Fitogeografia: Boreal Estratégia de vida: Perene tolerante ao stress Forma de vida: Tufo curto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: INL3, INL4, INL5, INL6, MRNG, PR2, SLZ3, SVC2, SV C4, SXL1 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Tortula selmaii</i> (Schimp.) Limp. Família: Potulaceae Schimp., nom. cons. Fitogeografia: Oceano-mediterrânico Estratégia de vida: Colonizador Forma de vida: Tufo curto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BNT3, BNT6, BRV1, CLH6, INL3, INL4, INL5, JNL6, MTD3, PSL4, PSL5, SCR2, SVC5, SXL1, SXL2 Estatuto de conservação: 'Vulnerável' para Portugal continental (Sárgio <i>et al.</i>, 2008)</p>
	<p><i>Tortula marginata</i> (Bruch & Schimp.) Spruce Família: Potulaceae Schimp., nom. cons. Fitogeografia: Oceano-mediterrânico Estratégia de vida: Colonizador Forma de vida: Tufo curto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BRV 4 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch Família: Potulaceae Schimp., nom. cons. Fitogeografia: Mediterrâneo-oceânico Estratégia de vida: Perene Forma de vida: Tufo curto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BNT1, BNT2, BNT6, CLH5, CRZ4, FRNS, FRN6, JNL4, JNL6, MGH1, MCH2, MRN4, MRNS, MRN6, MTD4, PR1, PR2, PR3, PSL3, PSL4, SCR2, SLZ4, SVC1, SVC2, SXL3, SXL4, SXL6 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Tortula muralis</i> Hedw. var. <i>aestiva</i> Brid. ex Hedw. Família: Potulaceae Schimp., nom. cons. Fitogeografia: Temperado Estratégia de vida: Colonizador Forma de vida: Tufo curto Ecologia nos habitats amostrados: Sub-úmido; saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BRV4, BNT6, BRV1, BRV3, BRV4, MTD2, MTD5, PSL6, SCR2, SCR3, SCR4 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>
	<p><i>Trichostomum crispulum</i> Bruch Família: Potulaceae Schimp., nom. cons. Fitogeografia: Temperado Estratégia de vida: Colonizador Forma de vida: Tufo curto Ecologia nos habitats amostrados: Úmido e sub-úmido; terrícola e saxícola Distribuição nas áreas amostradas: BNT2, BRV5, BRV6, CRZ6, MTD1, MTD2, MTD3, MTD6, PR1, PR2, PR4, PSL3, SXL3, SXL4, SXL6 Estatuto de conservação: Não ameaçado</p>