

MONITORIZAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS INTERIORES DAS ILHAS DE SANTA MARIA E SÃO MIGUEL DA REGIÃO AUTÓNOMA DOS AÇORES

Raquel CYMBRON*, Dina PACHECO*; Vítor GONÇALVES**; Manuela CABRAL***, José Virgílio CRUZ*, Pedro RAPOSEIRO**, Ana COSTA**, Helena MARQUES**, Marisa DOMINGOS***, João Carlos NUNES***, Rui COUTINHO**;

*Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos – Av. Antero de Quental n.º 9 C, 9500-160 Ponta Delgada, + 296 628856, Raquel.FV.Cymbron@azores.gov.pt; Dina.MDM.Pacheco@azores.gov.pt, José.VMF. Cruz@azores.gov.pt

**Departamento de Biologia, Universidade dos Açores - Rua da Mãe de Deus, 58, 9500-801 Ponta Delgada, vitorg@notes.uac.pt; acosta@notes.uac.pt; raposeiro@notes.uac.pt; hmarques@notes.uac.pt

***Instituto de Inovação Tecnológica dos Açores - mcabral@inovacores.pt; jcnunes@inovacores.pt; mdomingos@inovacores.pt

Abstract

The Azorean archipelago is composed of nine volcanic islands located in the North Atlantic Ocean, in the biogeographic macaronesia region (that also includes Madeira Canarias and Cape Verde archipelagos), between 36° 45' and 39° 43' latitude North and 24° 45' and 31° 17' longitude West. The islands have a total surface area of 2,352 km² and are spread along a 600 km NW-SE strip.

In the frame of the Autonomous Region of the Azores political- administrative statute, the strategic coordination and management of water resources is ensured by the Environment and the Sea Secretary, more concretely through its Regional Department of Land Planning and Water Resources (DROTRH). As a consequence, the strategic lines for the optimization of water resources management are materialized by the Regional Water Plan approved in 2003. This instrument aims to enhance, the sustainability of the water resources, and its operationality in a ten year time bond, as well as to accomplish all legal national and european imperatives.

The directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 22 December, denominated Water Framework Directive (DQA), establishes a framework for the member states in the field of water policy. One of the most innovative aspects is the introduction of the "Ecological Status" concept for any surface water body type expressed as the deviation from reference "undisturbed" conditions. Overall, the Directive aims at achieving good water status for all waters by 2015.

In order to achieve the Water Framework objectives of ecological classification on the basis of biological and physico-chemical results, the Azorean government launched a monitoring study to classify water bodies of São Miguel and Santa Maria island according to different types of pressures/impacts.

Based on this exploratory monitoring programme several results were achieved, for groundwater and surface waters. In general groundwater show two main quality problems, related with pH and microbiological contents, due to agricultural practices and the absence of a generalised sanitation system.

The interpretation of the biological data was difficult due to the low level of microalgae and macro-invertebrate diversity, as Azores are an isolated mid-ocean zone. Therefore in order to achieve an ecological classification of surface waters benthonic macrofauna was used as guide.

The ecological characterization of the surface water - rivers and lakes – show an high pollution level. As well as for the groundwater, the major sources of surface water pollution are the agricultural activities and lack of sanitation system in a large area of the Azores. Nevertheless, lake waters presented in several cases a good ecological status, despite a few lakes classified as eutrophic.

The results gathered in the present study using the coupling of chemical and ecological data, represent the preliminary effort of the implementation of the Water Framework Directive and contributes toward a sustainable management of water resources, which in a small archipelago are constrained by scale.

Key words: Water Framework Directive; Groundwater; Surface water; Ecological Status; Monitoring

Resumo

O Arquipélago dos Açores é composto por nove ilhas vulcânicas localizadas no Oceano Atlântico Norte, na região biogeográfica da Macaronésia (que inclui também os arquipélagos da Madeira, Canárias e Cabo Verde), entre os paralelos 36°45' e 39°43' de latitude Norte e os meridianos 24°45' e 31°17' de longitude Oeste. No seu conjunto perfazem uma área de 2 352 km², com uma orientação marcadamente Noroeste – Sudeste, ao longo de cerca de 600 km de comprimento.

No quadro do estatuto político-administrativo da Região Autónoma dos Açores, o planeamento e gestão dos recursos hídricos materializa-se através da Secretaria Regional do Ambiente e do Mar reportando-se, em concreto, à Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos (DROTRH). Em consequência, as linhas estratégicas e programáticas para a optimização da gestão dos recursos hídricos encontram-se materializadas no Plano Regional da Água da Região Autónoma dos Açores (PRA), aprovado em 2003. Este instrumento de planeamento de natureza estratégica e operacional visa concretizar, ao longo de 10 anos, com eficácia e rigor, a protecção e gestão integrada dos recursos hídricos, bem como o cumprimento dos imperativos legais nacionais e comunitários.

A Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho nº 2000/60/CE, de 22 de Dezembro, a denominada Directiva Quadro da Água (DQA), que estabelece um cronograma de implementação para os Estados membros no domínio da política da água. Um dos aspectos inovadores deste diploma foi a introdução do conceito de “estado ecológico” para a avaliação da qualidade ecológica das águas superficiais, exprimindo-o em função do desvio (“desvio ecológico”). Em termos globais, a Directiva visa alcançar, o “*bom estado das águas*” até 2015.

De modo a atingir os objectivos fixados pela DQA para a caracterização e avaliação do estado ecológico, com base na avaliação dos descritores biológicos, suportados por descritores físico-químicos, o Governo Regional tem em curso um estudo destinado à caracterização ecológica e química das massas de água interiores, bem como detecção das principais/potenciais fontes de contaminação das ilhas de São Miguel e de Santa Maria.

Para análise dos ecossistemas aquáticos foram utilizadas comunidades biológicas como indicadoras da qualidade da água. O uso de índices bióticos traduz de forma simples e precisa a qualidade do ecossistema, permitindo ainda avaliar mais facilmente a sua evolução e os desvios relativamente às condições de referência. Nos Açores, os elementos da macrofauna bentónica e das microalgas dos seus ecossistemas aquáticos caracterizam-se por baixos níveis de diversidade o que dificulta a interpretação dos dados biológicos

A caracterização ecológica das águas superficiais – ribeiras e lagoas – revelou uma significativa taxa de poluição. Quer nas águas subterrâneas, quer nas águas superficiais, as principais fontes de contaminação estão associadas a um baixo nível de tratamento das águas residuais e, por outro lado, da expressividade da actividade agropecuária. Não obstante, quanto às lagoas podemos afirmar que a situação global é um pouco melhor, pois ainda se conseguem encontrar comunidades com um bom estado ecológico, apesar de algumas lagoas se encontrarem eutróficas.

A monitorização conjunta dos aspectos químicos e ecológicos constitui o primeiro passo para a implementação de um adequado programa de monitorização conforme exigido pela DQA e certamente que contribuirá para um melhor planeamento e gestão dos recursos hídricos que em regiões insulares assume importância acrescida.

Palavras chave: Directiva Quadro da Água, Águas Subterrâneas, Águas Superficiais, Estado Ecológico, Monitorização

1 Enquadramento

1.1 Enquadramento geográfico e administrativo

O Arquipélago dos Açores localiza-se em pleno Oceano Atlântico, na região biogeográfica da Macaronésia (que inclui também os arquipélagos da Madeira, Canárias e Cabo Verde), entre os paralelos 36°45' e 39°43' de latitude Norte e os meridianos 24°45' e 31°17' de longitude Oeste. As nove ilhas dos Açores, que no seu conjunto perfazem uma área de 2 352 km², distribuem-se diagonalmente por aproximadamente 66 000 km², com uma orientação marcadamente Noroeste – Sudeste, ao longo de cerca de 600 km de comprimento.

As ilhas são agrupadas em três grupos: o Oriental (constituído pelas ilhas de Santa Maria e São Miguel), o Central (composto pelas ilhas Terceira, Graciosa, São Jorge, Pico e Faial) e o Ocidental (do qual fazem parte as ilhas das Flores e do Corvo), conforme ilustrado na Figura 1.

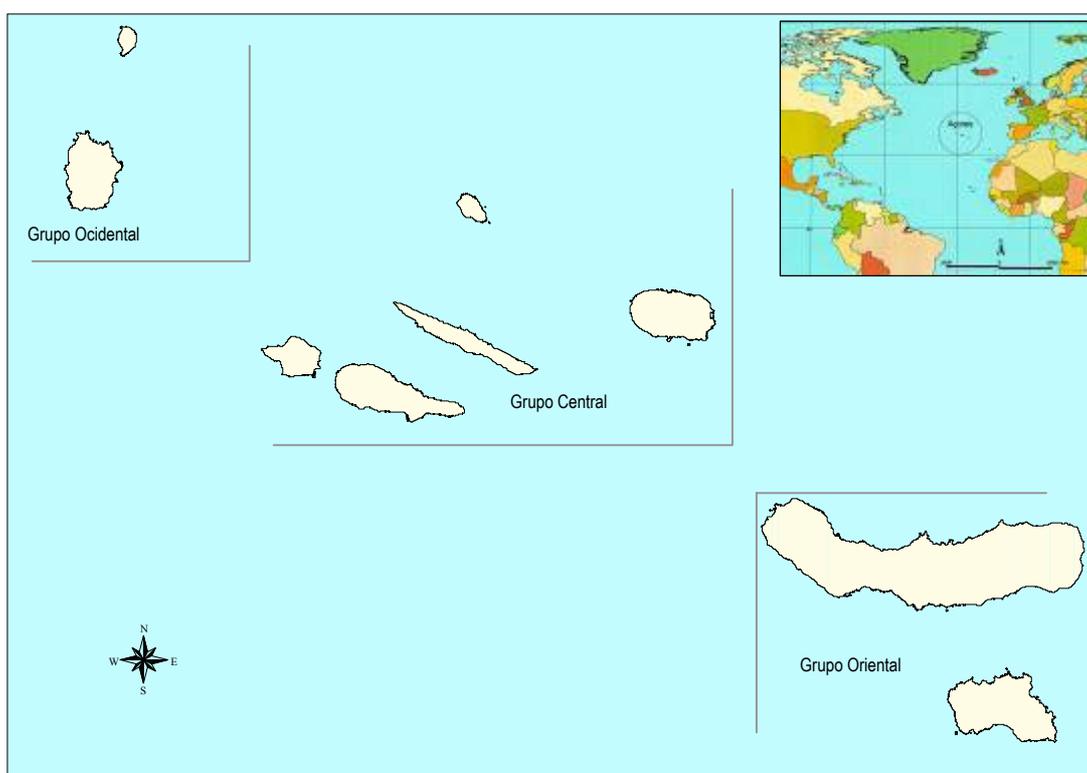


Figura 1. Enquadramento geográfico do arquipélago dos Açores.

No quadro do estatuto político-administrativo da Região Autónoma dos Açores, o planeamento e gestão dos recursos hídricos materializa-se através da Secretaria Regional do Ambiente e do Mar reportando-se, em concreto, à Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos (DROTRH).

Em regiões insulares, a prossecução de uma política preventiva no domínio dos recursos hídricos assume especial relevo para a articulação, adequada, entre as diferentes utilizações da água com a protecção dos ecossistemas. Em consequência, as linhas estratégicas e programáticas para a optimização da gestão dos recursos hídricos encontram-se materializadas no Plano Regional da Água da Região Autónoma dos Açores (PRA), aprovado por Decreto Legislativo Regional nº 19/2003/A, de 23 de Fevereiro.

A Região dispõe, assim, de um instrumento de planeamento de natureza estratégica e operacional conducente a concretizar, ao longo de 10 anos, com eficácia e rigor, a protecção e gestão integrada dos recursos hídricos, bem como o cumprimento dos imperativos legais nacionais e comunitários.

No âmbito comunitário, a Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho nº 2000/60/CE, de 22 de Dezembro, a denominada Directiva Quadro da Água (DQA) constitui, reconhecidamente, o mais importante instrumento integrador da política da Água da União Europeia. Um dos aspectos inovadores deste diploma foi a introdução do conceito de “estado ecológico” para a avaliação da qualidade ecológica das águas superficiais, exprimindo-o em função do desvio (“desvio ecológico”) que cada ecossistema aquático apresenta relativamente às condições de uma massa de água idêntica em condições “virgens”. Estas condições pristina correspondem ao “estado ecológico de referência”¹.

Na análise dos ecossistemas aquáticos, o conceito de “estado ecológico” permite ultrapassar as limitações impostas pelas análises físico-químicas, uma vez que as comunidades aquáticas traduzem as alterações ambientais verificadas num período de tempo mais amplo, reflectindo as condições mais críticas que poderão ter ocorrido durante esse período. Este tipo de análise não é possível apenas através do estudo dos factores físico-químicos, que só permitem quantificar os efeitos instantâneos das pressões antropogénicas sobre os recursos hídricos. O princípio básico da biomonitorização é a comparação continuada de áreas de controlo não alteradas – “pontos de referência” – com locais onde se quer testar a condição ambiental. Observações sobre a ocorrência restrita de certos *taxa* em resposta às condições ambientais levaram ao desenvolvimento de listas de organismos indicadores. O princípio de resposta destes seres vivos está no facto de que possuem reacções diversas aos mais variados tipos de condições críticas, sendo que alguns são classificados como tolerantes e outros como intolerantes a um determinado factor.

O cronograma de implementação estabelecido pela DQA determina que os Estados Membros adoptem, desde já, um conjunto de medidas que lhes permitam alcançar, o “*bom estado ecológico e químico das águas*” até 2015. Para tal, este diploma comunitário fixa objectivos ambientais e metodologia normativa para caracterização e avaliação do estado ecológico e químico das massas de água. A metodologia a adoptar impõe elevadas exigências ao nível de conhecimentos sobre recursos hídricos imprescindíveis para a concretização dos objectivos delineados na DQA.

1.2 Situação dos recursos hídricos nos Açores

1.2.1 Climatologia

O clima dos Açores é influenciado pela localização do arquipélago no contexto de uma bacia oceânica aberta, quer em direcção ao pólo norte, quer aos trópicos (Ferreira, 1980). Para além destas condicionantes, relacionadas com a dinâmica global, outros factores, como a altitude, a distância à linha de costa e o grau de exposição do relevo, marcam igualmente o clima nas ilhas, como reconhecido desde os trabalhos pioneiros de Agostinho (1938) e Bettencourt (1979).

O clima dos Açores é temperado marinho, o que se reflecte pela baixa amplitude térmica, elevadas pluviosidade e humidade relativa e ventos persistentes. Outra característica marcante do clima do arquipélago é o forte contraste entre uma estação seca e uma estação húmida (Ferreira, 1980). Este contraste está bem expresso pelo facto de entre Outubro e Março ocorrer cerca de 75% da precipitação total anual (DROTRH/INAG, 2001).

A precipitação média anual é igual a 1930 mm, variando entre 966 mm na ilha Graciosa a 2647 mm na ilha das Flores, excedendo largamente o valor médio anual da evapotranspiração real no arquipélago, igual a 581 mm. A evapotranspiração real média varia igualmente de ilha para ilha, entre 502 mm/ano em São Jorge e 632 mm/ano na Graciosa (DROTRH/INAG, 2001).

1.2.2 Escoamento superficial

¹ Segundo a DQA define-se como o estado dos ecossistemas aquáticos na ausência de qualquer influência antrópica significativa

A drenagem superficial no arquipélago dos Açores caracteriza-se pela existência de cursos de água de pequena dimensão, em que a mais extensa linha de água do arquipélago possui um comprimento máximo de 29 Km, e geralmente apresentam um regime torrencial. Em função da permeabilidade superficial, das formações superficiais e do declive do terreno a densidade de drenagem apresenta contrastes evidentes (Cruz, 1997, Cruz e Silva, 2001). A área das bacias hidrográficas é reduzida, não excedendo 30 Km² (DROTRH/INAG, 2001).

O escoamento anual médio nos Açores é igual a 680 mm, variando entre 134 mm na ilha Graciosa e 1371 mm nas Flores. Por intermédio da integração da área respectiva é possível estimar o escoamento total médio em cada ilha, igual a 322x10⁶ m³/ano, que mostra igualmente diferenças bem contrastantes de ilha para ilha, correspondendo o valor mínimo ao observado na Graciosa (8x10⁶ m³/ano) e o máximo a São Miguel (1731x10⁶ m³/ano; DROTRH/INAG, 2001).

1.2.3 Águas de superfície

As **águas superficiais lólicas** de regime permanente existem apenas nas ilhas de Santa Maria, São Miguel, São Jorge, Faial e Flores sendo alimentadas por lagoas ou por nascentes de maior caudal existentes no interior das ilhas e, no caso de São Jorge, pelas nascentes da costa Norte.

As **águas superficiais lânticas** distribuem-se pelas ilhas de São Miguel, Terceira, Pico, Flores e Corvo que, no conjunto, totalizam 88 lagoas inventariadas. As massas lagunares desempenham um papel fundamental na dinâmica hidrológica das ilhas, uma vez que funcionam como reservas e origens de água na alimentação de ribeiras que se desenvolvem em torno dos respectivos cones (Porteiro, 2000).

A superfície lacustre dos Açores equivale a 0,4 % do território regional, ou seja, cerca de 9,5 km², localizando-se em São Miguel cerca de 90 % deste valor. Apenas o conjunto das lagoas Azul e Verde, na caldeira das Sete Cidades, representa quase metade das águas lânticas insulares, ocupando uma área de 4,5 km². Estima-se que o volume de água armazenado nas lagoas da Região seja cerca de 90 x 10⁶ m³, representando as lagoas da Ilha de São Miguel cerca de 93 % do total da Região. Aproximadamente metade deste volume corresponde ao volume da lagoa Azul, a maior reserva hídrica regional. O volume armazenado nas lagoas da ilha das Flores representa cerca de 5 % do volume total das lagoas açorianas, sendo o restante volume (cerca de 2 %) atribuído às lagoas das ilhas Terceira, Pico e Corvo (Porteiro, 2000).

As águas superficiais lânticas contrastam com as lólicas na medida em que configuram os ecossistemas mais estudados nos Açores (e. g. Barrois, 1887; Guerne, 1887; Medeiros, *et. al.* 1983; Oliveira, 1989; UNL, 1991; INOVA, 1996; Gonçalves, 1997; INOVA, 1999; Porteiro, 2000). Neste sentido, a monitorização das lagoas do Fogo, Furnas e Sete Cidades remonta a 1988, após terem surgido indícios da degradação da qualidade dessas massas de água (Medeiros, *et. al.* 1983).

O processo de eutrofização que tem vindo a afectar algumas lagoas açorianas, em particular as lagoas das Sete Cidades e das Furnas, deve-se essencialmente à poluição difusa resultante da rejeição de fertilizantes e matéria orgânica provenientes da bacia hidrográfica (Santos, 2004). O aumento da quantidade de fitoplâncton, por vezes sob a forma de *blooms* (proliferação muito rápida e acentuada de algas) de cianobactérias, com formação de espumas e redução da transparência da coluna de água, e a desoxigenação do hipolimnio são algumas das consequências que se têm verificado nessas massas de água.

Em consequência, reveste-se da maior importância a vigilância que tem vindo a ser efectuada através da monitorização da qualidade da água e da pesquisa de toxinas nessas massas de água. A informação que tem vindo a ser recolhida permitirá à Secretaria Regional do Ambiente e do Mar dos Açores, não só consubstanciar as medidas preventivas e curativas de melhoria da qualidade da água e protecção do valor paisagístico destes meios aquáticos, como proteger a saúde pública dos utilizadores da água, com fins recreativos ou de consumo (Pacheco, 2004).

1.2.4 Águas subterrâneas

O inventário de pontos de água subterrânea realizado no âmbito do Plano Regional da Água permitiu referenciar a existência de 950 nascentes e 83 furos (Cruz, 2001a), aferindo trabalhos anteriores de Paradela (1980) e Mendonça

(1992). A distribuição de nascentes no arquipélago apresenta grandes assimetrias, o que resulta da influência de factores geomorfológicos e climáticos, para além do comportamento hidrogeológico do meio vulcânico, o que é demonstrado pela densidade de pontos de água subterrânea. No que concerne aos furos de captação verifica-se que existem captações deste tipo em todas as ilhas, com excepção do Corvo e das Flores, o que reflecte, igualmente, as condicionantes hidrogeológicas.

A interpretação dos registos dos ensaios de bombeamento, quando disponíveis, e a realização de ensaios de maré, permitiram estimar alguns valores de parâmetros hidrodinâmicos (Cruz, 2001a). Os resultados da determinação da transmissividade mostram uma grande variabilidade de ilha para ilha, correspondendo os valores mais elevados a furos na Graciosa, no Pico e no Faial, enquanto os mais baixos são observados em Santa Maria. A classificação de Krásný (1993) demonstra isso mesmo, na medida que naquelas ilhas respectivamente 90%, 84.6% e 72.7% dos resultados se enquadram no grupo de transmissividades muito altas, que engloba todos os valores superiores a 1000 m²/d, enquanto 50% das determinações levadas a cabo sobre dados de Santa Maria podem ser consideradas como intermédias (10 a 100 m²/d). O conjunto de resultados (n = 65) varia entre 1.43 e 34809.0 m²/d, com a mediana igual a 3162.24 m²/d, correspondendo 63.5% das estimativas a valores muito altos.

Os valores de difusividade hidráulica obtidos na ilha do Pico (Cruz, 1997, Cruz e Silva, 2001), através da realização de observações de efeito de maré em poços e furos, que corresponde a um fenómeno generalizado nas captações efectuadas no sistema aquífero basal, conjugados com as estimativas de transmissividade para os mesmos pontos de água, permitiram determinar o coeficiente de armazenamento nalguns aquíferos. Estas determinações – predominantemente na ordem de grandeza de 10⁻³ a 10⁻⁴ – são compatíveis com observações efectuadas em aquíferos fissurados, o que se conforma ao enquadramento hidrogeológico local.

As disponibilidades hídricas subterrâneas foram avaliadas no decurso das investigações de base do Plano Regional da Água dos Açores. As taxas de recarga estimadas nos Açores variam entre um mínimo de 8.5% e 62.1% da pluviosidade, e os valores mais elevados foram estimados nas ilhas do Pico, Terceira, Faial, São Miguel e Graciosa. O valor máximo foi determinado na ilha do Pico, em zonas onde predominam escoadas lávicas basálticas *s.l.* muito recentes, sem cobertura de solos.

O volume total de recursos hídricos subterrâneos no arquipélago dos Açores, estimado a partir da recarga, é igual a 1587.7x10⁶ m³/ano, distribuindo-se os valores relativos a cada ilha entre um mínimo de 8.3x10⁶ m³/ano no Corvo e um máximo de 582x10⁶ m³/ano no Pico. Para além desta última ilha, observam-se valores acima da mediana (101.3x10⁶ m³/ano) em São Miguel, São Jorge, Terceira e Flores. O valor da recarga apontado corresponde ao volume de recursos hídricos renováveis, na medida que estas grandezas são equivalentes num espaço de tempo suficientemente alargado (Castany, 1963).

1.2.5 Usos e necessidades em água

O principal uso da água no arquipélago dos Açores relaciona-se com o consumo urbano, a que corresponde uma necessidade estimada em aproximadamente 15176x10³ m³/ano, contabilizando um valor de 30% de majoração relativa às perdas na rede de adução, para um valor total de consumo de 27333x10³ m³/ano (DROTRH/INAG, 2001). Para além do consumo urbano, os sectores da indústria e da agro-pecuária apresentam também necessidades em água elevadas, respectivamente da ordem de 5724x10³ m³/ano e 5723x10³ m³/ano. Considerando os cenários prospectivos apresentados no Plano Regional da Água, é possível antever, no somatório dos cenários mais exigentes em termos de necessidades de água, uma subida do consumo em cerca de 30%, atingindo-se valores superiores a 20000x10³ m³/ano em 2020.

A importância das origens subterrâneas no abastecimento na Região é substancial, na medida que 97% da água provém da captação de nascentes e do bombeamento em furos (Cruz e Coutinho, 1998), correspondendo a um volume anual de 24.7x10⁶ m³ (DROTRH/INAG, 2001). Comparativamente, o volume de água superficial captado anualmente, em 4 lagoas² e um curso de água, é muito menor, igual a 0.8x10⁶ m³.

2 Introdução e objectivos

² As captações superficiais nas lagoas são irregulares e dependem da existência, ou não, de disponibilidades alternativas.

As exigências colocadas pela DQA determinaram a necessidade de reestruturação das redes de monitorização da qualidade das águas interiores dos Açores. A calendarização comunitária impõe que até 2006 os programas de monitorização se encontrem operacionais, pelo que o projecto de reestruturação das redes de monitorização foi considerado como de implementação prioritária no quadro programático do Plano Regional da Água.

No quadro de execução do Plano Regional da Água, a DROTRH, enquanto entidade responsável pela implementação da DQA na Região Autónoma dos Açores, tem em curso os mecanismos e procedimentos para a implementação de um conjunto de sistemas de monitorização, designadamente a Rede de Quantidade e a Rede de Qualidade das águas interiores. Atendendo ao número, importância e especificidade das massas de água lacustres no contexto regional foi considerada a imprescindibilidade de uma rede específica – Rede Lagoas - que permita dar continuidade aos programas de monitorização efectuados, mas que deverão ser ajustados às novas exigências em matéria de qualidade ecológica.

Contudo, atendendo aos actuais condicionalismos operacionais decorrentes do esforço financeiro previsto aliado à escassez de recursos humanos vocacionados para esta área nos Açores, a implementação do projecto decorrerá de forma faseada no tempo e no espaço, pelas diversas ilhas da Região. A primeira fase do projecto engloba a análise qualitativa das águas interiores das ilhas de S. Miguel e Santa Maria, que constituem o Grupo Oriental, e integra-se no projecto AQUAMAC, financiado pelo programa comunitário INTERREG IIIB.

Para a execução dos trabalhos inerentes à caracterização ecológica e química das massas de água interiores das ilhas de São Miguel e de Santa Maria da Região Autónoma dos Açores, a DROTRH, a 15 de Outubro de 2003, celebrou um Protocolo com o Departamento de Biologia da Universidade dos Açores e o Instituto de Inovação Tecnológica dos Açores.

3 A nova rede de monitorização da qualidade da água: Fundamentos.

A operacionalização das redes de monitorização na Região Autónoma dos Açores visa apoiar directamente a gestão da água, com vista à sua utilização sustentável, embora também pretenda assegurar o cumprimento do normativo nacional e comunitário em matéria de conhecimento e informação.

A reestruturação das redes de monitorização - tendo em conta as normas estabelecidas pela DQA para avaliação da Qualidade Ecológica e Química das massas de água - pretende a sua racionalização no que concerne à representatividade dos meios hídricos, bem como a sua optimização em termos técnicos/económicos. Neste sentido, a utilização de comunidades biológicas como indicadores da qualidade da água superficial vem permitir uma grande redução de custos, facultando, simultaneamente, uma avaliação integrada dos efeitos dos poluentes e outras perturbações presentes no sistema aquático (Metcalf-Smith, 1994). O uso de índices bióticos traduz de forma simples e precisa a qualidade do ecossistema, permitindo ainda avaliar mais facilmente a sua evolução e os desvios relativamente às condições de referência.

Nos Açores, a ausência de redes pré-existentes determinou a adopção de critérios simplificados e adequados à informação compilada ao nível do PRA, atinentes à implementação das redes de referência para caracterização inicial da qualidade das águas subterrâneas e superficiais.

O controlo analítico efectuado, ao longo de um ano, visou avaliar a conformidade da qualidade da água para os principais usos, bem como detecção das principais/potenciais fontes de contaminação que poderão por em risco o *bom estado ecológico e químico* das águas.

3.1 Metodologia

3.1.1 Águas Subterrâneas

No que respeita às águas subterrâneas, os 54 sistemas aquíferos definidos no âmbito do PRA constituíram a base para a definição das massas de água subterrânea. Em cada uma das massas de água foram identificadas as nascentes e furos para abastecimento público com maior caudal, os quais se seleccionaram em função das

pressões antropogénicas a que estão sujeitos e, por último, consoante a distribuição espacial por forma a obter uma cobertura representativa de cada massa de água. A rede totaliza 37 locais de amostragem discriminados (Figuras 2 e 3).

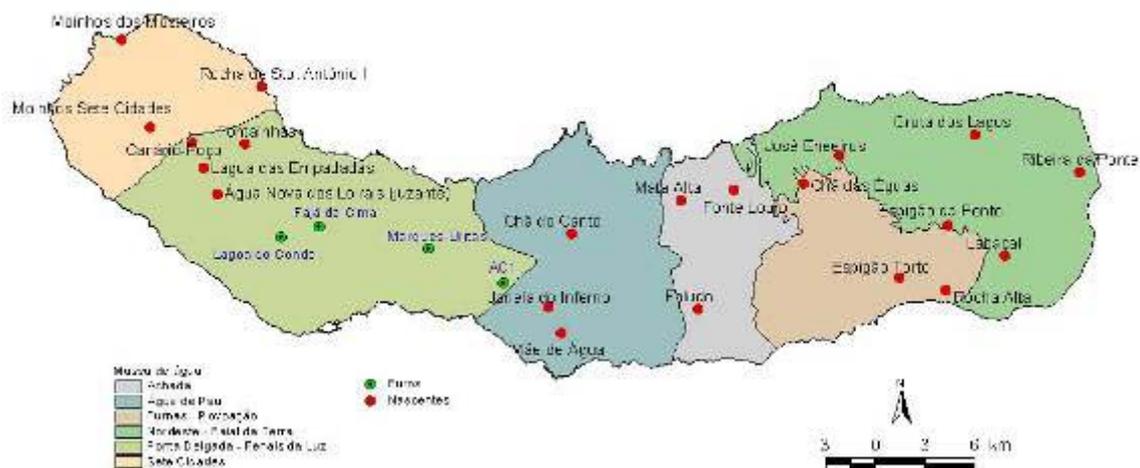


Figura 2. Distribuição espacial dos pontos de amostragem das águas subterrâneas de S. Miguel.

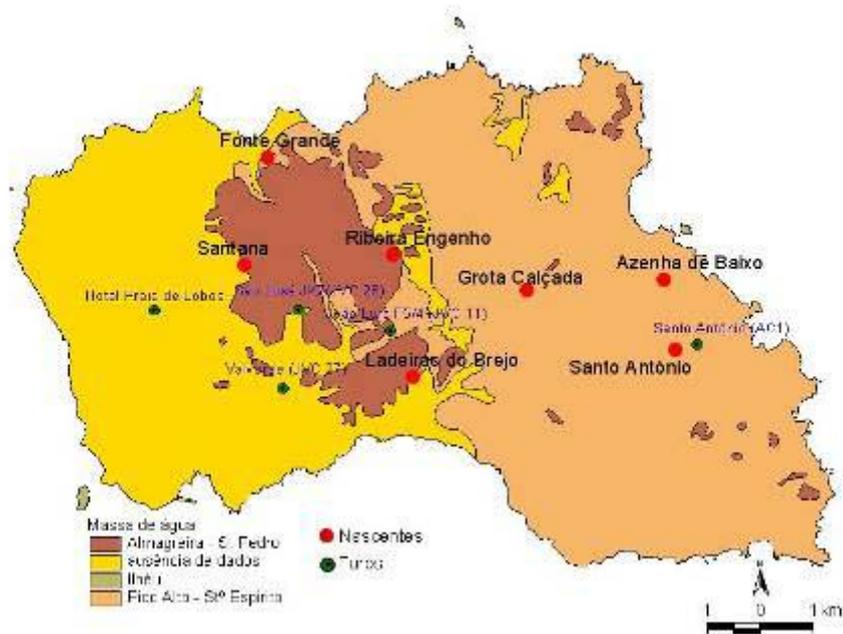


Figura 3. Distribuição espacial dos pontos de amostragem das águas subterrâneas de Santa Maria.

A Tabela 1 identifica os parâmetros analisados e respectiva periodicidade.

Tabela 1. Parâmetros e Periodicidade aplicados nas Nascentes e Furos

Periodicidade Semestral	Periodicidade Anual
Temperatura	Cálcio
pH	Magnésio
Condutividade	Sódio
Oxigénio dissolvido	Potássio
Azoto amoniacal	Bicarbonato
Nitratos	Sílica
Nitritos	Sulfatos
Cloretos (1)	Fosfatos
Coliformes totais e fecais	Streptococcus fecais
	Metais pesados
	Alumínio
	Ferro
	Cobre
	Cádmio
	Mercúrio
	Manganês
	Chumbo
	Arsénio
	Substâncias prioritárias e no âmbito da Directiva 80/68/CEE (pesticidas)
	Hidrocarbonetos Totais

(1) No caso de furos – semestral; no caso de nascentes – anual

Para os doseamentos analíticos efectuados utilizaram-se métodos de referência nacionais e internacionais, que incluíram, na área da microbiologia, a técnica de filtração por membrana. No domínio da físico-química, usaram-se técnicas como a volumetria, gravimetria, electrometria, turbidimetria, espectrofotometria de absorção molecular (com detecção no visível, no ultra-violeta e no infra-vermelhos), assim como espectrofotometria de absorção atómica, usando chama, forno de grafite e gerador de hidretos, e cromatografia gasosa.

3.1.2 Águas Superficiais

As 11 ribeiras de S. Miguel e de Santa Maria, de carácter permanente, representam, no seu conjunto, apenas um ecótipo de acordo com o sistema A, designadamente pequenas bacias (10-100 km²), média altitude (200-800m) e siliciosas.

A selecção dos pontos de amostragem nos 11 cursos de água para controlo analítico laboratorial resultou, por um lado, da informação de base no que respeita a usos existentes e previstos, avaliação das pressões antrópicas (fontes de poluição tóxicas e difusas) a que as massas de água superficiais estão sujeitas, e, por outro lado, zonas não sujeitas a impactes decorrentes das actividades antropogénicas que servirão de referência. A rede congrega um total de 25 pontos de amostragem assinalados nas Figuras 4 e 5.

A codificação atribuída aos pontos de amostragem encontra-se discriminada no Anexo 1.

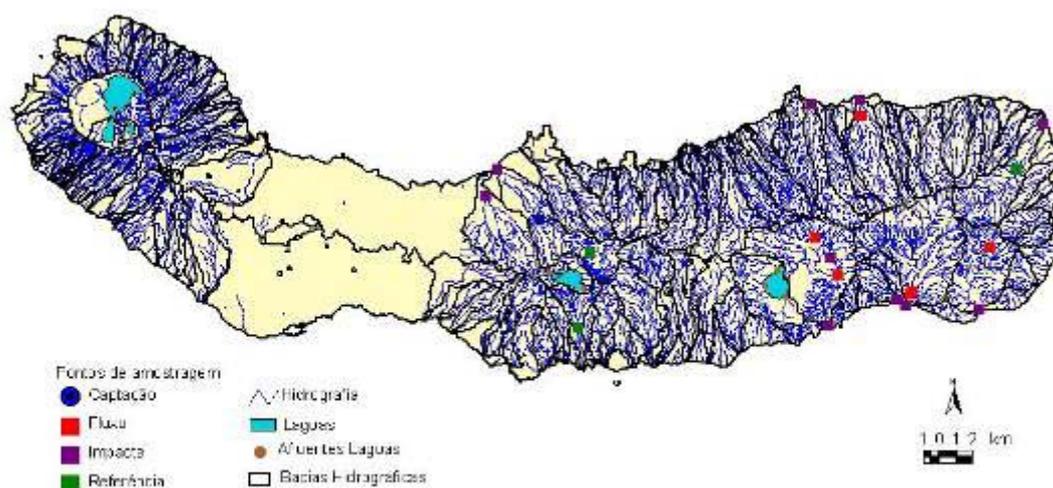


Figura 4. Distribuição espacial dos pontos de amostragem das águas superficiais lóticas de S. Miguel.

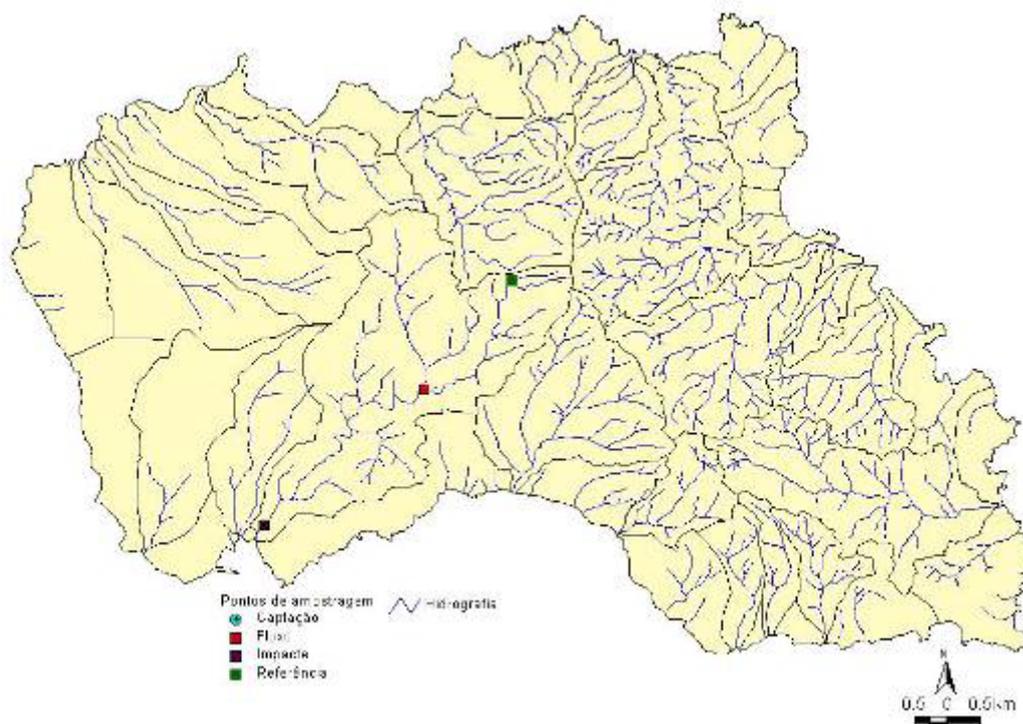


Figura 5. Distribuição espacial dos pontos de amostragem das águas superficiais lóxicas de Santa Maria.

Para a Rede Lagoas foram seleccionadas os corpos de água representativos de cada ecótipo e que denotaram, resultado de uma classificação preliminar efectuada no âmbito do PRA, qualidade ecológica razoável a má (Tabela 2) e que, neste caso, se encontram em risco de não cumprir os objectivos ambientais estabelecidos na DQA.

Tabela 2. Rede Lagoas.

Ilha	Lagoas	Nº	Frequência/ano	Total	Local
São Miguel	Canário	1	4	4	Central (superfície)
	Congro	3	4	12	Ponto Central (superfície, meio e fundo)
	Empadadas (Norte e Sul)	2	4	8	Ponto Central (superfície)
	Fogo	3	4	12	Ponto Central (superfície, meio e fundo)
	Furnas	3	4	12	Ponto Central (superfície, meio e fundo)
	São Brás	1	4	4	Ponto Central (superfície)
	Sete Cidades (Azul e Verde)	6	4	24	Ponto Central (superfície, meio e fundo)

Além das lagoas, e em virtude da influência do caudal sólido e líquido dos afluentes na evolução do estado trófico das mesmas, os afluentes constantes da Tabela 3 foram incluídos nesta rede por forma a validar as simulações resultantes de modelos de qualidade da água e proceder a uma avaliação, de forma integrada, dos diversos componentes que inter vêem na qualidade da água das lagoas.

Tabela 3. Locais de amostragem e periodicidade dos afluentes das lagoas

Ilha	Lagoas	Nº	Frequência/ano	Total	Local
São Miguel	Fogo	1	4	2	Afluente 1

	1	3	2	Afluente 2
Furnas	1	4	2	Salto da Inglesa (foz) FR1
	1	3	2	Ribeira do Rosal (foz)
	1	3	2	Salto do Alemão (foz)

A periodicidade estabelecida corresponde apenas ao primeiro ano de amostragem. Assim, em função dos resultados entretanto obtidos a periodicidade e os parâmetros poderão ser ajustados, mas tendo sempre presente as exigências impostas pela DQA. As Tabelas 4 e 5 discriminam os parâmetros e periodicidade aplicados na amostragem realizada.

Os elementos biológicos contemplados pela Directiva são o fitoplâncton, os macrófitos e fitobentos, os invertebrados bentónicos e a fauna piscícola. Embora os peixes possam ter um papel importante no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, nos Açores a sua presença nas águas interiores é muito limitada e deve-se quase exclusivamente a introduções humanas, não reflectindo, a sua distribuição, as condições ecológicas do ecossistema. Consequentemente, as microalgas (plantónicas e bentónicas) e os invertebrados bentónicos são os elementos chave na caracterização e monitorização da qualidade ecológica das massas de água interiores de superfície dos Açores.

Tabela 4. Linhas de água permanentes

Físico-Químicos		Biológicos
Periodicidade Semestral	Periodicidade Anual	Amostragem semestral
Temperatura	Cobre solúvel	Clorofila <i>a</i>
SST	Ferro total	
pH	Manganês	Fitoplâncton - composição, abundância e biomassa
Condutividade	Fenóis	
Oxigénio dissolvido	Arsénio	
Azoto amoniacal	Cádmio	Macroinvertebrados - composição e abundância
Nitratos	Chumbo	
Nitritos	Crómio total	Perifiton – composição e abundância de diatomáceas bentónicas
Cloretos	Mercúrio	
Sulfatos	Zinco	
Fosfatos	Cianetos	
Fósforo total	Pesticidas	
Fósforo inorgânico	Salmonelas	
Coliformes totais e fecais	Hidrocarbonetos totais	
CBO ₅	Streptococcus fecais	
CQO		

Tabela 5. Lagoas e Afluentes

Físico-Químicos		Biológicos	
Afluentes	Lagoas	Afluentes	Lagoas
Amostragem semestral	Amostragem trimestral	Amostragem trianual	Amostragem trimestral
CBO ₅	Temperatura	Clorofila <i>a</i>	
CQO	Oxigénio dissolvido		
Nitratos	pH	Fitoplâncton composição, abundância e biomassa	
Nitritos	Condutividade		
Azoto total	Turvação	Macroinvertebrados -composição e abundância	
Azoto kjedhal	Acidez		
Azoto amoniacal	Alcalinidade	Perifiton – composição e abundância de diatomáceas bentónicas	
Azoto orgânico	Cloretos		
Azoto inorgânico total	Sulfatos		
Fósforo total	Azoto kjedhal		
Fósforo total solúvel	Azoto amoniacal		
Fósforo particulado	Nitratos		
Ortofosfatos	Azoto orgânico		
Sólidos Totais	Azoto inorgânico total		
Sólidos Suspensos Totais	Ortofosfatos		
Sólidos Totais voláteis	Fósforo total solúvel		
Sólidos Suspensos Totais	Fósforo total		

voláteis	Fósforo particulado
	Sódio
	Potássio
	Cálcio
	Ferro
	Manganésio
	Silica
	Alumínio

A metodologia utilizada consistiu na realização de arrastos com uma rede de **fitoplâncton** ao longo da coluna de água das lagoas e na colheita amostras de água com uma garrafa "Van Dorn", a vários níveis de profundidade (superfície, meio e fundo). Na ausência de estratificação, foi obtida uma amostra composta por homogeneização de volumes idênticos de água recolhidos em cada uma das profundidades de amostragem. A concentração de clorofila a foi sempre determinada para a superfície, meio e fundo da coluna de água.

A contagem do fitoplâncton foi efectuada pelo método de Utermöhl (Lund et al., 1958). A unidade de contagem utilizada foi a célula, contando-se pelo menos 100 células das espécies mais abundantes em cada amostra, de modo a obter uma percentagem de erro inferior a 20% (Lund et al., 1958). Para a quantificação da biomassa fitoplanctónica determinou-se o volume celular das espécies presentes (Hillbrand et al., 1999).

Na determinação da **clorofila a** e dos **feopigmentos** utilizou-se o método espectrofotométrico, de acordo com a norma portuguesa (IPQ, 1997).

Para o estudo das **diatomáceas bentónicas** das lagoas e ribeiras foram recolhidas diatomáceas epilíticas (ou epifitas, quando não existiam substratos rochosos adequados) através da raspagem de pelo menos 5 pedras (Prygiel e Coste, 2000). Posteriormente trataram-se as amostras de acordo com a técnica descrita por Germain (1981), utilizando ácido nítrico a quente e montagem em NAPHRAX (Norton Biological Supply). Determinou-se a abundância relativa de cada taxon após a contagem pelo menos 400 frústulas/valvas em cada amostra, como proposto por Prygiel e Coste (2000).

As comunidades de **macroinvertebrados bentónicos** de ribeiras, afluentes de lagoas e lagoas de São Miguel e Santa Maria foram amostradas usando a técnica semi-quantitativa "kick-sampling" (Hughes, 2001). Complementarmente foram exploradas pedras imersas existentes em cada local e removidos os organismos bentónicos aí presentes, por escovagem.

Na definição do **estado trófico das lagoas** a partir do fitoplâncton (clorofila a) utilizou-se o "critério Portugal" (INAG, 2002), cujas classes de valor são descritas na Tabela 6, com algumas adaptações para permitir discriminar situações intermédias (Lagoa das Empadadas Norte) ou extremas (Lagoa de S. Brás).

Tabela 6. Critérios para a definição do estado trófico de lagoas e albufeiras propostos para Portugal

	Estado Trófico		
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Clorofila a (µg/L)	< 2,5	2,5 – 10	> 10
Fósforo Total (µg P/L)	< 10	10–35	>35
Oxigénio dissolvido (% Saturação)	–	–	< 40

Fonte: INAG, 2002

Para a **avaliação da qualidade da água** utilizou-se o IBD (Indice Biologique Diatomeé) de Prygiel e Coste (2000) e o IBWMP (Iberian Biological Monitoring Working Party) adaptado por Alba-Tercedor (1996).

O IBD avalia a qualidade geral da água considerando a abundância dos taxa num determinado local, a sua sensibilidade à poluição e o seu valor indicativo. O valor do índice varia entre 1 e 20. Neste intervalo são definidas 5 classes de qualidade da água às quais foram associadas cores (Tabela 7).

O IBMWP é um método de pontuações que exige, no máximo, a identificação dos macroinvertebrados ao nível taxonómico da Família. As pontuações individuais de cada família (de 1 a 10) reflectem a respectiva tolerância à poluição, baseada nos conhecimentos actuais de distribuição e abundância. Famílias de macroinvertebrados intolerantes à poluição apresentam pontuações elevadas, enquanto famílias tolerantes apresentam pontuações baixas. O valor de IBMWP de um determinado local é obtido pela soma das pontuações individuais de todas as famílias presentes nesse local, indicando o grau de contaminação das águas (Metcalf-Smith, 1994; Alba-Tercedor, 1996). Este índice estabelece cinco classes de qualidade da água definidas graficamente por diferentes cores (Tabela 7).

O tratamento estatístico dos resultados foi feito através de análise multivariada (PCA e MDS) utilizando o software PRIMER-E vs. 5 (Clarke e Warwick, 2001).

Tabela 7. Classes de qualidade da água em função do valor dos índices IBD (diatomáceas) e IBWMP (macroinvertebrados).

Índices	Classes					
IBD	<5	5-9	9-13	13-17	>17	
IBWMP	<15	16-35	36-60	61-100	101-120	>150
Qualidade da Água	Má	Medíocre	Razoável	Boa	Excelente	
Cores	Vermelho	Laranja	Amarelo	Verde	Azul	

4. Monitorização da qualidade da água subterrânea: resultados

4.1 Resultados

Investigações conduzidas nos últimos anos permitiram estabelecer um quadro de referência relativo à composição da água subterrânea nos Açores, o que permite identificar os processos geoquímicos que a explicam e quais as ameaças à qualidade da água (Cruz *et al.*, 1999, Cruz, 2001a, 2001b, Cruz e Amaral, 2004).

Nas nascentes, a composição química das águas subterrâneas é dominada pelos iões HCO_3^- , Cl^- , Na^+ e K^+ , e as amostras analisadas correspondem predominantemente a fácies cloretadas sódicas a bicarbonatadas sódicas. Esta composição evidencia a influência do acarreo de sais de origem marinha, nomeadamente pelos agentes climáticos, assim como dos processos de dissolução de minerais silicatados, bem como a dissolução de CO_2 nos solos. Nalgumas regiões do arquipélago, a influência de voláteis vulcânicos, de origem profunda, também pode explicar o enriquecimento em HCO_3^- . As águas subterrâneas captadas em furos apresentam mineralizações mais elevadas e apresentam geralmente fácies cloretadas sódicas.

No que concerne às nascentes amostradas em Santa Maria verifica-se o predomínio das águas de fácies cloretada sódica e cloretada bicarbonatada sódica (Figura 6A). São igualmente águas frias (14,1 – 18,6 °C) e de mineralização reduzida, como se deduz dos valores de condutividade eléctrica (138 - 618 $\mu\text{S/cm}$). O pH varia entre 6,3 e 7,6, e a alcalinidade entre 25,0 e 137,7 mg/L CaCO_3 .

As águas de nascentes amostradas em São Miguel no decurso do presente projecto são frias, com a temperatura a variar entre 12,2 e 16,6 °C, um pH entre 6,0 e 7,8 e alcalinidade entre 18,8 e 158,2 mg/L CaCO_3 . Correspondem a águas pouco mineralizadas, como sugerido pela gama de valores de condutividade eléctrica (49 - 336 $\mu\text{S/cm}$), e predominantemente de fácies bicarbonatadas sódicas (Figura 6B). Contudo, observam-se ainda águas cloretadas sódicas, bem como termos intermédios, denotando maior importância dos iões cálcio e magnésio.

Relativamente aos furos de captação amostrados constata-se que a gama de mineralização das águas é mais alargada, comparativamente às amostras colhidas em nascentes, variando entre 291 a 514 $\mu\text{S/cm}$ e 255 a 4000 $\mu\text{S/cm}$ respectivamente em São Miguel e Santa Maria. Em ambos os casos correspondem a águas frias, e alcalinidades a variar entre 6,31 e 45,9 mg/L CaCO_3 em São Miguel e 63,9 e 180,3 mg/L CaCO_3 nos furos de Santa Maria. A fácies predominante em São Miguel é a cloretada sódica, enquanto em Santa Maria as águas são maioritariamente do tipo bicarbonatada cloretada sódica (Figura 7A e B). Nesta última ilha observa-se uma água

cloretada sódica, que apresenta a mineralização mais elevada (4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), que coloca em evidência a salinização devido a contaminação por sais marinhos.

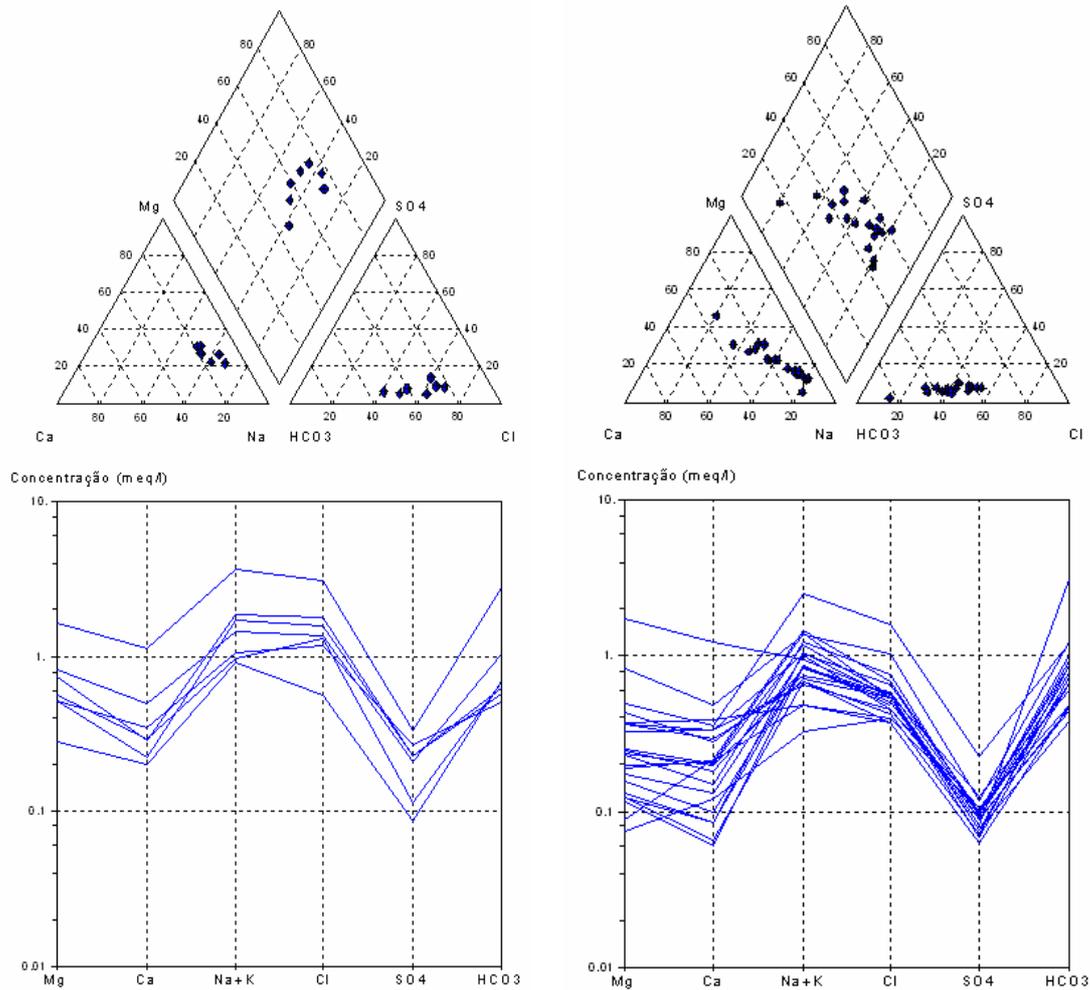


Figura 6. Diagramas de Piper e de Schoeller relativos à composição química da água subterrânea de nascentes de Santa Maria (A) e São Miguel (B).

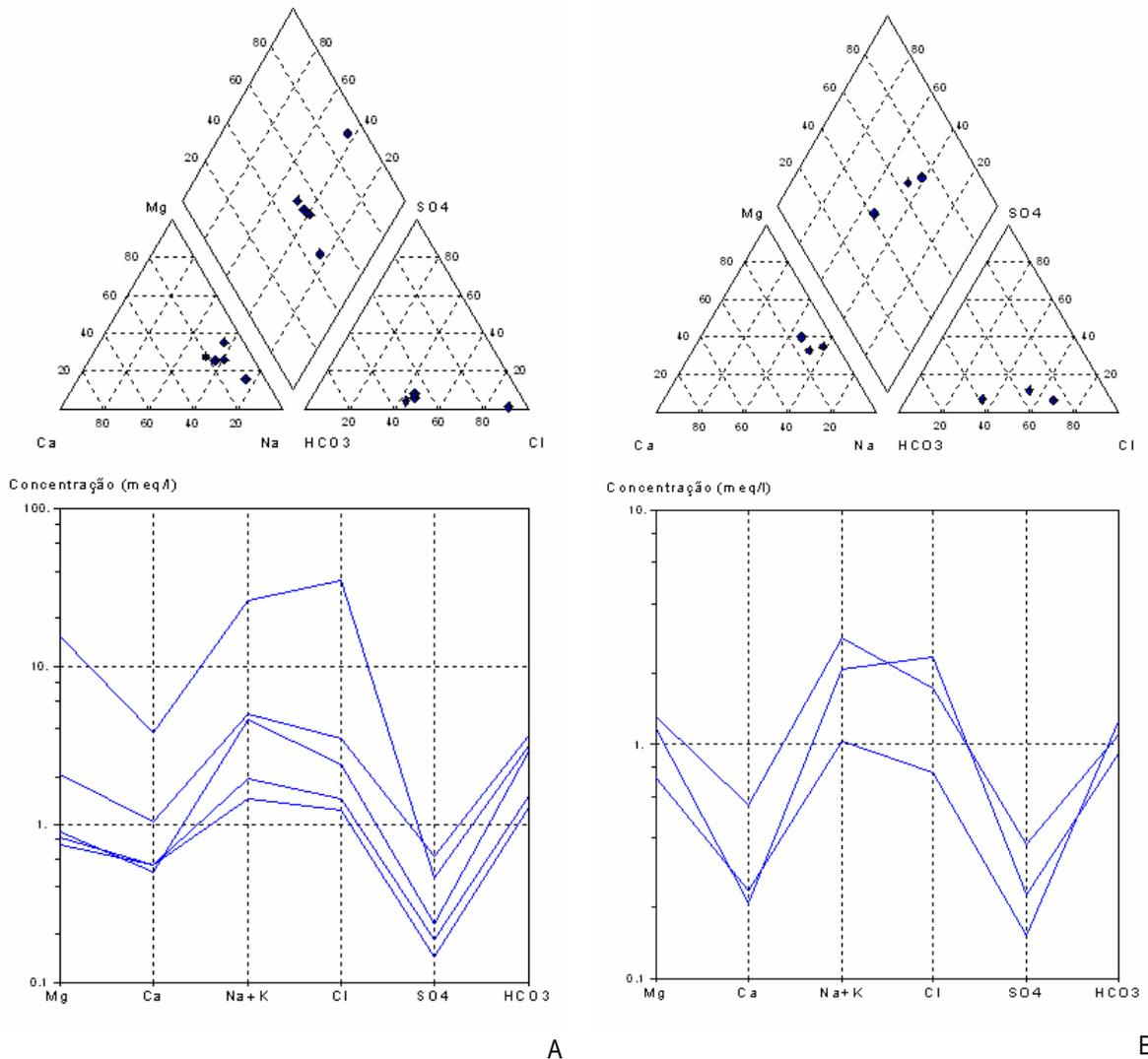


Figura 7. Diagramas de Piper e de Schoeller relativos à composição química da água subterrânea de furos de captação Santa Maria (A) e de São Miguel (B).

4.2. Conformidade com a legislação

Os resultados obtidos foram comparados com os valores máximos admitidos no ANEXO I do Decreto-Lei nº 236/98, com o objectivo de avaliar a conformidade e de classificar a água, com vista à produção de água para consumo humano. Para uma avaliação mais sistemática os parâmetros foram divididos em grupos, de forma a estabelecer uma relação entre processos e efeitos. Assim, consoante a sua eventual origem agruparam-se as seguintes espécies em solução:

- Grupo dos poluentes agrícolas (Nitrato, Fosfato, Amónio e Sulfato);
- Grupo de intrusão marinha (Condutividade eléctrica, Cloreto e Sódio);
- Grupo dos metais (Manganês, Ferro, Cobre, Cádmio, Mercúrio, Alumínio, Chumbo e Arsénio);

O pH e oxigénio foram analisados separadamente por serem parâmetros afectados por vários processos que contribuem para a mineralização das águas.

Os pesticidas, que incluíram a determinação dos resíduos de Metalaxil, Dimetoato, Endossulfão I, Endossulfão II, Ometoato, Etilparatião, Ciromazina, Deltametrina, Dicolof, Folpete, Pirazafos; Quinalfos e tatradião. ou não foram detectados, ou deram resultados inferiores aos respectivos limites de quantificação, em todas as amostras analisadas.

As Tabelas 8 e 9 resumem toda a avaliação efectuada, respectivamente para as ilhas de São Miguel e de Santa Maria, permitindo observar para cada ponto de colheita onde a água é considerada não conforme, quais os parâmetros que contribuem para essa não conformidade.

Tabela 8. Avaliação da conformidade de águas subterrâneas de S. Miguel

Local	pH 6.5-8.5	O2 >70%Sat	Nitrato 50mg/L	Amónio 50mg/L	Fosfato 0.40mg/L	Sulfato 250 mg/L	Cond. 1000 µS/cm	Cloreto 200mg/L	Sódio 200mg/L	Manganês 50µg/L	Ferro 0.3mg/L	Cobre 0.05mg/L	Cádmio 5µg/L	Mercúrio 1µg/L	Alumínio 200µg/L	Chumbo 50µg/L	Arsénio 10µg/L	MB	Avaliação da Conformidade
Chá das Eguas	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	Não Conforme
Portões Vermelhos	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Mata Alta	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	Não Conforme
Chá Canto	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Falude	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Mãe d'Água	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Janelas do Inferno	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	Não Conforme
Fontainha	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Espigão torto	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Labagal	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Rocha Alta	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Ribeira da Ponte	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Grota dos Lagos	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
José Eneeras	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Espigão da Ponte	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Água Nova Lourais	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Lagoa das Empadadas	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	Não Conforme
Canário (poço)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Fonte Louro	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Moinhos (Sete Cidades)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Moinhos (Mosteiros)	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Santo António (Rocha)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
JK2 Fajã de Cima	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Lagoa do Conde	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
AC1 CMLagoa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Marques Britas	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Total de conformes	16	24	25	26	25	26	26	26	26	25	24	26	26	26	26	26	26	18	
% de Conformes	61.5	92.3	96.2	100.0	96.2	100.0	100.0	100.0	100.0	96.2	92.3	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	69.2	

Tabela 9. Avaliação da conformidade de águas subterrâneas de Santa Maria

Local	pH 6.5-8.5	O ₂ >70% Sat	Nitrato 50mg/L	Amónio 50mg/L	Fosfato 0,40mg/L	Sulfato 250 mg/L	Cond. 1000 µS/cm	Cloreto 200mg/L	Sódio 200mg/L	Manganês 50µg/L	Ferro 0,3mg/L	Cobre 0,05mg/L	Cádmio 5µg/L	Mercurio 1µg/L	Alumínio 200µg/L	Chumbo 50µg/L	Arsénio 10µg/L	MB	Avaliação da Conformidade
Santo António	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Grota da Calçada	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Ladeira do Brejo	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Azenha de Baixo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Ribeira do Engenho	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Fonte Grande	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Santana	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Santo António AC1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
João Luís F5/4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
São José JK2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Conforme - A1
Valverde	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Hotel Praia de Lobos	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Não Conforme
Total Conformes	8	9	12	12	12	12	11	12	11	12	12	12	12	12	12	12	12	12	7
% Conformes	66,7	75,0	100,0	100,0	100,0	100,0	91,7	100,0	91,7	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	58,3

Relativamente à ilha de São Miguel constata-se que a quase totalidade de inconformidades (69%; Figura8) verificadas prendem-se com os valores de pH e a quantidade de microrganismos presentes (Figura9). Se os valores de pH desconformes se podem explicar pelas condições naturais onde ocorre o escoamento subterrâneo, e estão dentro da gama usual das águas naturais, no que concerne aos microrganismos a causa poderá ser atribuída aos efeitos da actividade agropecuária. Importa realçar que o programa em curso de protecção de origens de água de abastecimento (nascentes e furos) irá ter um impacte positivo quanto à melhoria da qualidade da água

No que respeita ao grupo dos poluentes agrícolas, que se relaciona com os microrganismos, apenas a Nascente dos Moinhos dos Mosteiros apresenta contaminação com fosfato e o furo da Marques Britas com nitratos.

Relativamente ao conteúdo em metais pesados, apenas a Nascente da Lagoa das Empadadas apresenta resultados excessivos em manganês e ferro e a Nascente dos Portões Vermelhos em Ferro.

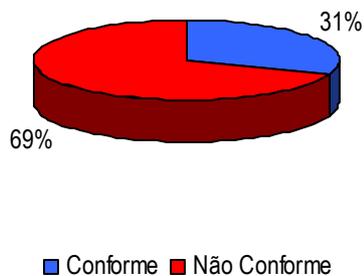


Figura 8. Avaliação global da conformidade das águas subterrâneas de S. Miguel.

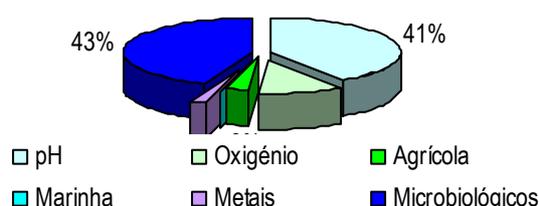


Figura 9. Influência relativa dos diversos grupos para a não conformidade das águas subterrâneas de S. Miguel.

No caso da ilha de Santa Maria verifica-se novamente que os valores de pH e a quantidade de microrganismos presentes são os responsáveis pela quase totalidade das não conformidades que surgem (83%; Figura 10). Verifica-se igualmente que não ocorre contaminação com poluentes agrícolas, nem com metais, e que o efeito da mistura com sais marinhos se faz notar na qualidade da água amostrada no furo de captação do Hotel da Praia de Lobos.

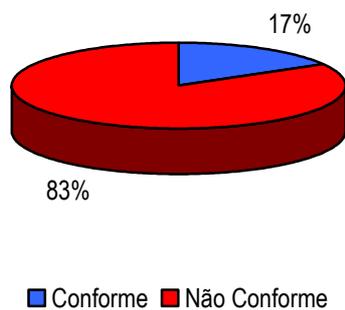


Figura 10. Avaliação global da conformidade das águas subterrâneas de Santa Maria.

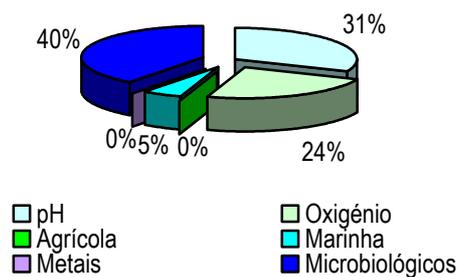


Figura 11. Influência relativa dos diversos grupos para a não conformidade das águas subterrâneas de Santa Maria.

5 Monitorização da qualidade da água superficial: resultados

5.1 Elementos físico-químicos de suporte dos elementos biológicos

Uma primeira análise da PCA realizada sobre os dados físico-químicos das **ribeiras** (Figura 12A) revelou uma separação muito evidente da Ribeira Seca, devido à presença de metais pesados (crómio, arsénio e zinco). Esta estação foi então suprimida da análise, para que a estrutura de argumento dos outros locais de amostragem se tornasse mais evidente. Nesta segunda PCA a separação dos locais ao longo do primeiro eixo (40% da variação) deve-se fundamentalmente ao fósforo (solúvel, inorgânico e total) azoto amoniacal (Figura 12B), CQO e sólidos em suspensão. Este eixo pode ser interpretado como indicador de poluição orgânica e no seu extremo localiza-se a Ribeira Quente, especialmente as estações RQ2 e RQ4, fortemente poluída do ponto de vista orgânico e microbiológico. O segundo eixo, que explica cerca de 18% da variação, está positivamente correlacionado com os sulfatos (Figura 12C), o zinco e os cloretos e negativamente correlacionado com o CBO. Esta componente, contribui fortemente para a separação das estações da Ribeira de São Francisco relativamente às restantes. (Figura 12C). As outras ribeiras não parecem separar-se de forma clara com base nos parâmetros físico-químicos. Quando sobrepomos sobre o diagrama os metais pesados Fe e Mn, verifica-se serem as Ribeiras Quente e Grande, as que apresentam níveis superiores destes elementos.

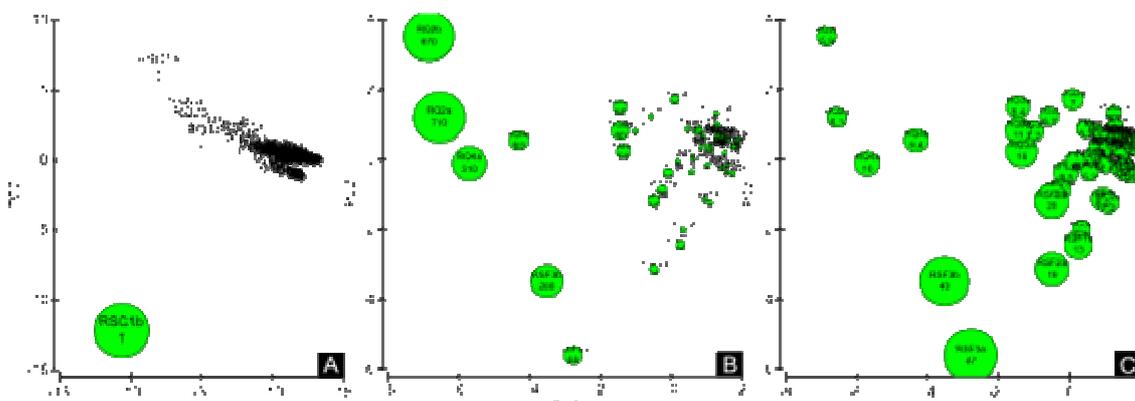


Figura 12. Análise dos componentes principais dos parâmetros físico-químicos das ribeiras. Em cada gráfico representa-se a concentração de um parâmetro diferente: A) Arsénio; B) Azoto amoniacal; C) Sulfato.

Na PCA dos parâmetros físico-químicos dos **afluentes das lagoas** verificou-se uma separação entre dois grupos de afluentes de acordo com a lagoa onde desaguam (Figura 13A). O primeiro eixo, que representa cerca de 56% da variação total, está relacionado com o fósforo solúvel (Figura 13B) e o azoto inorgânico (Figura 13C). O segundo eixo explica 16% da variação e depende principalmente da fração orgânica de fósforo e azoto. A PCA mostra que os afluentes da Lagoa do Fogo se encontram mais concentrados no lado direito do diagrama, o que traduz menores concentrações de nutrientes nestes afluentes. Pelo contrário, os afluentes da Lagoa das Furnas, particularmente o Salto da Inglesa (FA1), estão fortemente contaminados com fósforo, nitratos e nitritos. Esta contaminação está possivelmente relacionada com poluição de origem agrícola e/ou agropecuária.

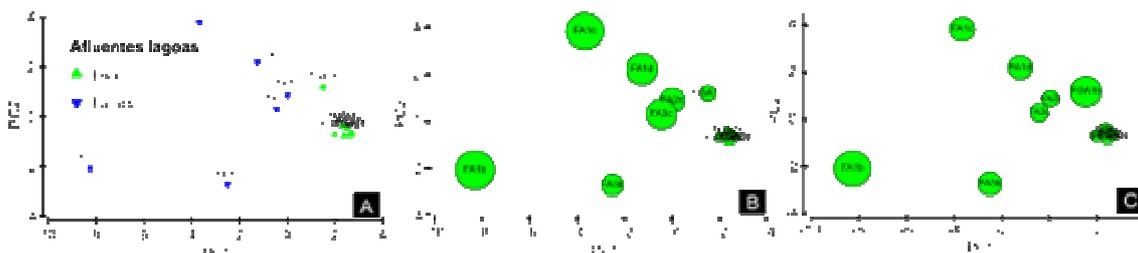


Figura 13. Análise de componentes principais dos parâmetros físico-químicos dos afluentes das lagoas do Fogo e das Furnas. Em cada gráfico representa-se um factor diferente: A- Lagoa; B- concentração de fósforo solúvel; C- concentração de azoto inorgânico.

O estudo dos parâmetros físico-químicos das lagoas através de PCA revelou uma separação das estações das lagoas que pode ser relacionada com o estado trófico (Figura 14A.). Assim, as lagoas mesotróficas Fogo, Empadas Sul e Canário apresentam-se no mesmo grupo. As amostras relativas à Lagoa das Empadadas Norte surgem numa posição intermédia entre o grupo das lagoas mesotróficas e aquele considerado eu-hipertrófico (amostras da Lagoa de São Brás). As lagoas Verde, Azul, Furnas e Congro entram no grupo das eutróficas. Os dois principais componentes da PCA englobam cerca de 54% da variação total. O primeiro eixo (29% da variação) está positivamente correlacionado com o fósforo, o azoto, o alumínio, e a turvação, constatando-se o aumentando do nível trófico ao longo deste eixo (Figura 14C). O segundo eixo (25% da variação) explica a separação do estado eutrófico devido essencialmente ao aumento da alcalinidade, condutividade eléctrica, cálcio, potássio e sódio (Figura 14B).

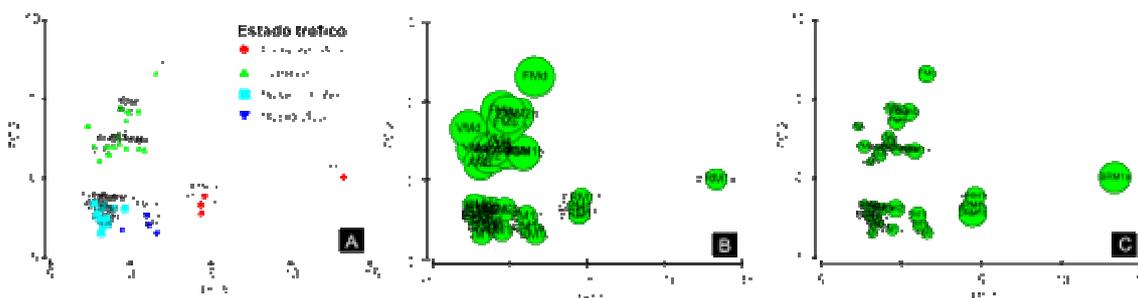


Figura 14. Análise dos componentes principais dos parâmetros físico-químicos das lagoas. Em cada gráfico representa-se um factor diferente: A- Estado trófico; B- Fósforo total; C- Condutividade.

5.2 Elementos biológicos

5.2.1 Ribeiras – Diatomáceas bentónicas

Nas ribeiras estudadas foram identificadas 140 taxa de diatomáceas epilíticas pertencentes a 26 géneros. Os géneros com maior número de espécies, e que simultaneamente foram dominantes na maior parte das amostras, foram *Nitzschia* e *Navicula*. As espécies destes géneros estão normalmente associadas a ecossistemas poluídos (Rumeau e Coste, 1988).

A análise multidimensional com base na abundância das diatomáceas bentónicas em todas as amostras das ribeiras (Figura 15), evidencia uma nítida separação entre as estações RG1 e RQ2 e entre estas e as restantes.

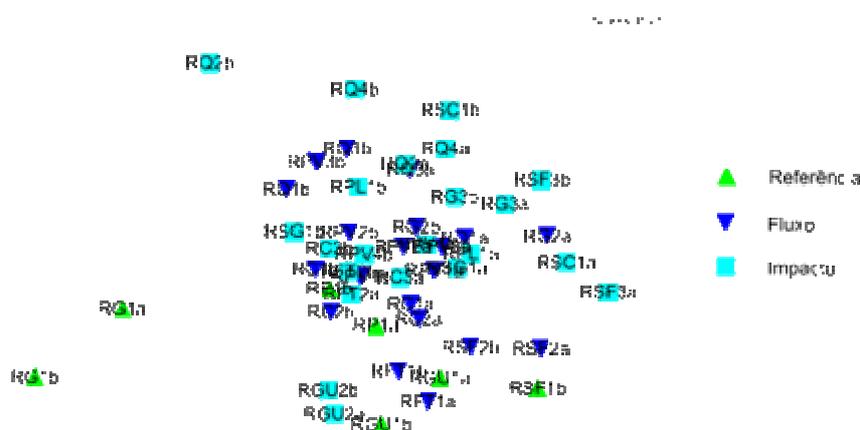


Figura 15. Diagrama de ordenação por MDS da totalidade das amostras de diatomáceas das ribeiras (MDS elaborado a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis dos valores transformados por $\sqrt{\text{das abundâncias relativas dos taxa observados}}$).

Embora não exista uma separação clara entre o grupo de estações restante, é possível verificar uma tendência dediferenciação entre as estações localizadas mais a montante e as estações mais próximas da foz. Esta modificação da comunidade diatomológica ao longo do curso da ribeira reflecte em parte o impacte das actividades humanas sobre as ribeiras. Quando se sobrepõe este factor ao MDS das diatomáceas (Figura 15) parece haver uma predominância de locais de referência e de impacte em extremos opostos, situando-se as estações de fluxo numa posição intermédia. Esta distribuição segue de forma geral o eixo principal da PCA da Figura 12, indicando uma correlação entre as diatomáceas e a poluição orgânica.

A comparação entre os conjuntos de diatomáceas presentes nestes três tipos de locais (referência, fluxo e impacte), efectuada com o teste SIMPER, mostrou alguma heterogeneidade dentro de cada grupo e uma elevada dissimilaridade entre eles, especialmente entre as estações de referência e de impacte (Tabela 10).

Tabela 10. Espécies de diatomáceas que mais contribuíram para a discriminação entre os locais referência e impacto das ribeiras estudadas.

Taxa	Abundância média		Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
	Referência	Impacte			
<i>Nitzschia frustulum</i>	2,19	18,41	9,00	10,30	10,30
<i>Pinnularia subcapitata</i>	17,72	0,01	8,86	10,14	20,43
<i>Navicula minima</i>	17,15	2,51	8,14	9,31	29,74
<i>Nitzschia abbreviata</i>	2,02	14,12	7,32	8,37	38,11
<i>Navicula gregaria</i>	2,59	11,73	5,60	6,41	44,52
<i>Amphora pediculus</i>	9,96	0,85	5,07	5,80	50,32
<i>Achnanthes minutissima</i>	8,58	2,94	4,89	5,59	55,91
<i>Nitzschia amphibia</i>	1,38	7,06	3,35	3,84	59,75
<i>Eunotia exigua</i>	5,81	0,00	2,90	3,32	63,07
<i>Fragilaria ulna</i>	3,06	3,78	2,89	3,31	66,38
<i>Navicula atomus var. permitis</i>	0,00	5,38	2,69	3,08	69,46
<i>Nitzschia palea</i>	1,97	5,07	2,32	2,65	72,11
<i>Gomphonema clavatum</i>	4,56	0,11	2,30	2,64	74,74
<i>Navicula goeppertiana</i>	0,00	4,55	2,27	2,60	77,34
<i>Navicula reichardtiana</i>	3,52	0,68	1,71	1,95	79,30
<i>Gomphonema parvulum</i>	2,30	2,83	1,67	1,91	81,21

Nas estações de referência predominam *Navicula minima* (Figura 16C), *Pinularia subcapitata* (Figura 16B), *Amphora pediculus*, *Achnanthes minutissima*, *Navicula reichardtiana* e *Achnanthes lanceolata*. A estação mais próxima da nascente da Ribeira Grande (RG1) destaca-se dentro deste grupo com uma composição diatomológica fortemente dominada por *Pinularia subcapitata*, *Eunotia exigua* e *Navicula minima*.

No conjunto de estações designadas por fluxo e impacto predominam as espécies dos géneros *Nitzschia* e *Navicula*, nomeadamente *Nitzschia frustulum* (Figura 16A), *N. abbreviata* (Figura 16D), *N. amphibia*, *Navicula gregaria* (Figura 16E), *N. seminulum*, *N. minima* e *N. atomus var. permixta* (Figura 16F).

Como se pode verificar pela Figura 17, o IBD indica para a maioria das ribeiras uma qualidade da água entre o medíocre e o razoável. Das amostras analisadas 45% correspondem a qualidade da água razoável, 41% a qualidade medíocre e apenas 10% e 4% a qualidades da água boa e excelente, respectivamente. Estes resultados indicam uma significativa contaminação orgânica e/ou inorgânica das ribeiras de S. Miguel e Santa Maria, o que está de acordo com os dados físico-químicos. Os valores mais elevados do IBD registaram-se nos locais com menores concentrações de nutrientes e sem contaminação microbiológica.

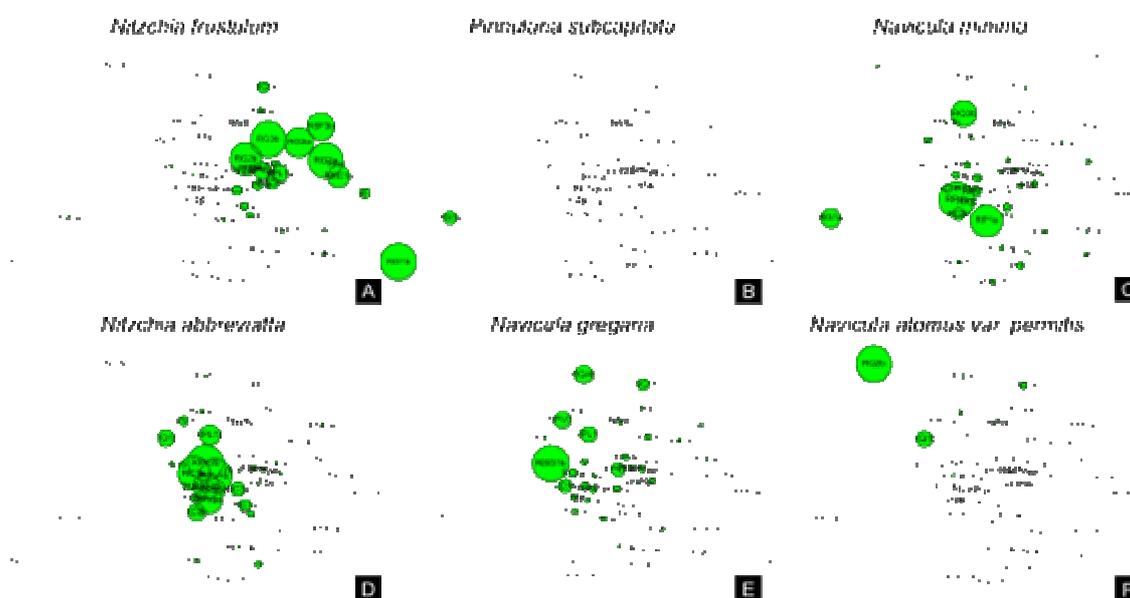


Figura 16. Abundância das principais espécies de diatomáceas observadas nos locais de referência e impacto das ribeiras sobre o diagrama de ordenação por MDS da totalidade das amostras (MDS elaborado a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis dos valores transformados por $\sqrt{\text{das abundâncias relativas dos taxa contabilizados}}$).

A análise de correlação entre os valores do índice e os parâmetros físico-químicos revelaram correlações altamente significativas entre o IBD e o pH ($p < 0,001$), fósforo total, inorgânico e solúvel, temperatura ($p = 0,001$) e muito significativas com nitrato, nitrito e condutividade ($p < 0,01$). Os valores do IBD também se mostraram fortemente correlacionados com os indicadores de contaminação microbiológica [coliformes fecais e totais ($p < 0,001$) e estreptococcus fecais ($p < 0,01$)]. Apesar da boa resposta apresentada por este índice, foram detectadas algumas limitações nomeadamente na discriminação de poluições mais severas (e.g. RQ2).

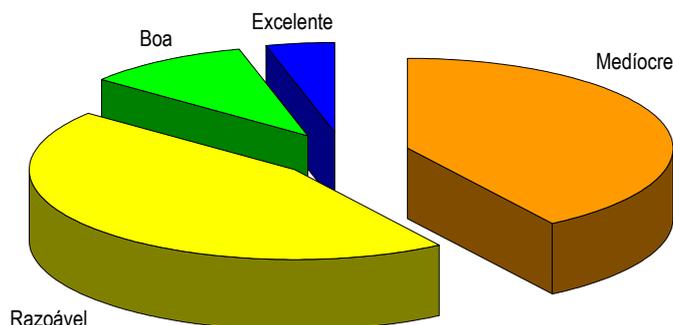


Figura 17. Frequência relativa das classes de qualidade da água das ribeiras de acordo com o IBD.

5.2.2 Ribeiras - Macroinvertebrados bentónicos

A ordenação obtida por MDS dos resultados dos macroinvertebrados bentónicos revela uma separação da estação RG1, relativamente a todas as outras.

As estações consideradas *a priori* como impacto apresentam-se desviadas para um dos lados do diagrama e mais próximas entre si do que as que dizem respeito ao fluxo, revelando uma maior heterogeneidade de composição de fauna nestas últimas. Por outro lado, as estações consideradas, como referência, apresentam faunas pouco semelhantes pelo que nos parece que a escolha e/ou aplicação deste termo a estes locais, pelo menos em termos de macrofauna bentónica terá que ser revista. Os grupos taxonómicos responsáveis pela separação obtida no diagrama MDS (Figura 18), foram determinados por uma análise SIMPER, que nos permitiu revelar quais as contribuições dos vários grupos quer para a similaridade entre as várias categorias (fluxo, referência, impacto) quer para as dissimilaridades entre estas. Como se pode observar na Tabela 11, os Chironomidae, Oligochaeta, Simuliidae, Hydroptilidae, Hidracarina e Psychodidae são os grupos mais importantes na discriminação apresentada.

Tabela 11. Abundância média dos taxa nos locais referência, impacto e respectiva contribuição para a dissimilaridade entre a macrofauna bentónica dos locais.

Taxa	Abundância média		Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
	Referência	Impacte			
Chironomidae	6,68	8,06	10,73	22,04	22,04
Oligochaetas	0,49	2,67	8,55	17,57	39,61
Hydroptilidae	1,66	1,07	7,77	15,97	55,58
Simuliidae	2,19	1,11	7,23	14,86	70,44
Hidracarina	1,73	1,90	7,16	14,71	85,15
Psychodidae	0,40	0,59	2,69	5,53	90,69

Sobrepondo as abundâncias dos grupos mais importantes sobre o diagrama obtido pela ordenação MDS verifica-se que os Simuliidae e Hidracarina (Figura 18A e 18B) se encontram mais concentrados nas ribeiras do Faial da Terra, Ribeira Guilherme e Ribeira dos Caldeirões. Em relação aos Hydroptilidae (Figura 18C), estes são mais abundantes durante o período de Outono nas Ribeira Grande, Caldeirões, Faial da Terra e Ribeira da Povoação (RPV1 e RPV3). Os Chironomidae (Figura 18D) são o grupo mais abundante estando apenas ausentes na Ribeira Grande (RG1a) e Ribeira da Povoação (RPV3a). Os Oligochaetas (Figura 18E), encontram-se principalmente na Ribeira Quente, e nas estações a jusante das ribeiras. Os Psychodidae (Figura 18F) com apenas 5,53% da contribuição para a separação entre as comunidades da referência e impacto, encontram-se principalmente, na Ribeira da Povoação e a jusante da Ribeira Grande e Faial da Terra.

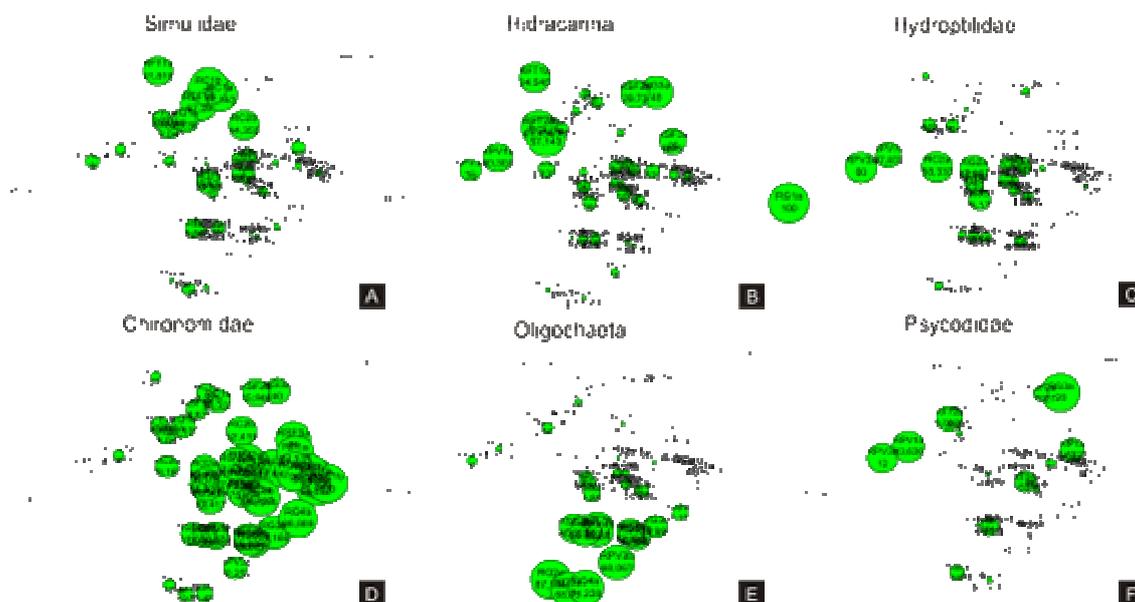


Figura 18. Ordenação por MDS da totalidade das amostras sobre a matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados transformados por \sqrt{x} e abundâncias relativas dos principais grupos taxonómicos:
A) Simuliidae, B) Hidracarina; C) Hydroptilidae, D) Chironomidae; E) Oligochaeta; F) Psychodidae

5.2.3 Afluentes – Diatomáceas bentónicas

A ordenação da similaridade entre as abundâncias relativas das diatomáceas observadas nos diversos afluentes de lagoas (Figura 19) revelou um padrão de discriminação idêntico ao obtido pela análise físico-química (Figura 13), e que é determinado por diferentes níveis de contaminação por fósforo e azoto.

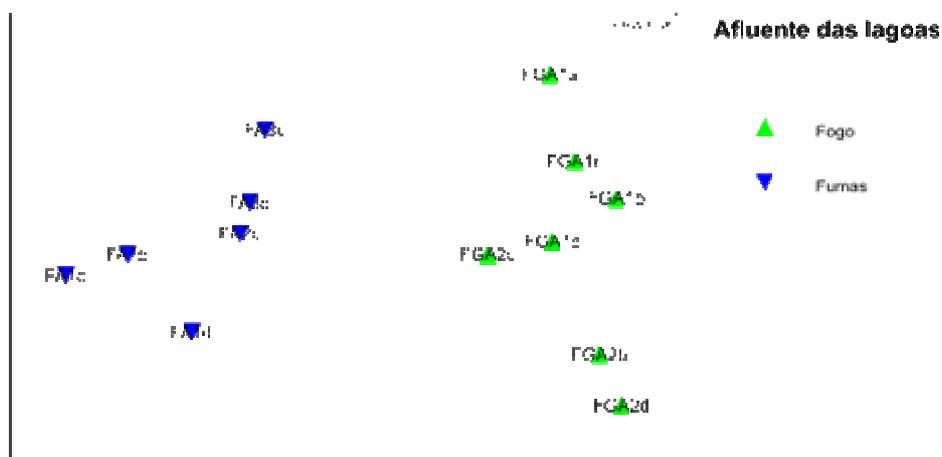


Figura 19. Diagrama de ordenação por MDS da totalidade das amostras de diatomáceas dos afluentes das lagoas (MDS elaborado a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis dos valores transformados por \sqrt{x} das abundâncias relativas das taxa observadas).

A dissimilaridade entre os dois grupos, calculada pelo teste de SIMPER, é elevada (84%). Essa dissimilaridade resultou do predomínio de *Nitzschia abbreviata* e *Navicula gregaria* nos afluentes da Lagoa das Furnas, ao contrário dos afluentes da Lagoa do Fogo onde predominam *Navicula minima*, *Gomphonema clavatum*, *Fragilaria ulna*, *Diatoma mesodon* e *Achnanthes lanceolata*. Os dados obtidos enquadram os afluentes da Lagoa do Fogo entre as ribeiras de referência e os afluentes da Lagoa das Furnas como ribeiras com forte impacto antropogénico.

Os afluentes da Lagoa das Furnas obtiveram valores de IBD entre o medíocre e o razoável, contrariamente aos da Lagoa do Fogo que classificam a água como boa.

5.2.4 Afluentes – Macroinvertebrados bentónicos

A ordenação obtida por MDS dos resultados dos macroinvertebrados bentónicos revela uma separação clara entre as estações correspondentes aos afluentes das lagoas do Fogo e das Furnas (Figura 20).

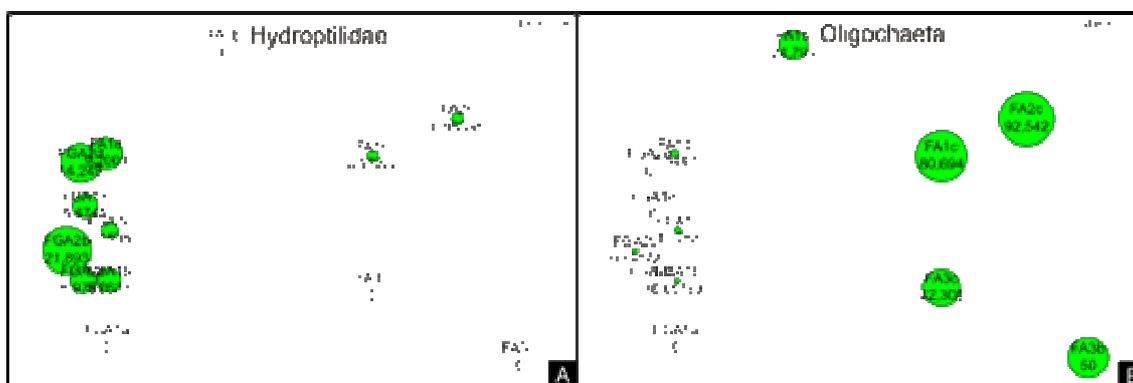


Figura 20. Ordenação por MDS da totalidade das amostras colectadas sobre a matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados transformados por \sqrt{x} e abundâncias relativas dos principais grupos taxonómicos: A) Hydroptilidae, B) Oligochaeta.

Os grupos taxonómicos responsáveis por esta separação, foram determinados por uma análise SIMPER. Como se pode observar na Tabela 12 os Oligochaeta, Chironomidae, Simuliidae, Rhagionidae, Hydroptilidae, Hidracarina e Planaria são os grupos mais importantes na discriminação obtida. Em relação ao afluente da lagoa do Fogo, verifica-se que os grupos mais importantes para o seu agrupamento são os Chironomidae, Hidracarina, Simuliidae e Hydroptilidae (Figura 20A), enquanto que os mais importantes nos afluentes da lagoa das Furnas são os Oligochaeta (Figura 20B) e Rhagionidae.

A distribuição dos Oligochaeta parece estar relacionada com a contaminação orgânica, microbiológica e agrícola, numa vez que as maiores concentrações destes organismos ocorrem nas zonas sujeitas a este tipo de contaminação, descrita pelos parâmetros físico-químicos.

Tabela 12. Abundância média dos taxa dos afluentes das Lagoas do Fogo e Furnas e respectiva contribuição para a dissimilaridade entre a macrofauna bentónica dos locais.

Taxa	Abundância média		Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
	Fogo	Furnas			
Oligochaeta	0,37	6,39	16,90	28,64	28,64
Chironomidae	8,41	3,56	13,82	23,41	52,05
Simuliidae	2,44	2,45	6,51	11,02	63,07
Rhagionidae	0,78	2,09	6,24	10,57	73,64
Hydroptilidae	2,43	0,83	5,34	9,05	82,69
Hidracarina	2,63	1,89	3,79	6,42	89,12
Planaria	1,06	0,57	2,80	4,74	93,86

5.2.5 Lagoas – Fitoplâncton

No estudo do fitoplâncton das lagoas foram identificados 148 taxa, a maioria dos quais pertencentes ao grupo das Chlorophyta (89), Bacillariophyceae (24) e Cyanobacteria (14). As Dinophyta (8), Euglenophyta (5), Cryptophyta (4) e Chrysophyceae (3) apresentam uma diversidade específica mais reduzida. A ordenação da totalidade das amostras fitoplanctónicas por MDS com base na abundância dos taxa presentes mostrou uma separação principal em dois grupos, em função da ocorrência ou não de estratificação térmica da lagoa (Figura 21). Este factor está directamente relacionado com a profundidade da lagoa, distinguindo lagoas de pequena profundidade (Canário, Empadadas Norte e Sul e São Brás) de lagoas profundas (Fogo, Azul e Verde das Sete Cidades, Congo e Furnas). O teste SIMPER para discriminação das amostras fitoplanctónicas em função deste factor, utilizando apenas a abundância dos principais grupos fitoplanctónicos (Tab. 13), mostra que as Cyanobacteria, as Crysohyceae, os flagelados, as Cryptophyta e as diatomáceas são as principais responsáveis por esta separação. Contudo, utilizando somente os grupos taxonómicos principais apenas se obtém uma dissimilaridade de 25% entre lagoas profundas e pouco profundas. Quando se aumenta a discriminação taxonómica até ao nível específico a dissimilaridade entre os dois grupos eleva-se para 75%.

Nas lagoas sem estratificação predominam algas verdes de pequenas dimensões, tais como várias espécies dos géneros *Ankistrodesmus*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus* e *Cosmarium* e formas cocoides não identificadas.



Figura 21. Diagrama de ordenação por MDS da totalidade das amostras de fitoplâncton das lagoas (MDS elaborado a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis dos valores transformados por $\sqrt{\text{abundâncias dos taxa observados}}$).

Nas lagoas mais profundas, estratificadas, as criptófitas e, especialmente, as cianobactérias surgem com maior frequência e abundância. Nestas lagoas, cianobactérias como *Microcystis flos-aquae*, *M. aeruginosa*, *Anabaena solitaria*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Woronichinea naegeliana* ou *Pseudoanabaena limnetica* desenvolvem frequentemente florescências com impactos extremamente negativos na qualidade da água.

As diatomáceas ocorrem com regularidade em todas as lagoas mas predominam nas de maiores dimensões onde espécies como *Asterionella formosa*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Fragilaria ulna* e *F. delicatissima* constituem frequentemente a maior parte do fitoplâncton. Contrariamente à maioria das diatomáceas *Rizosolenia eriensis* ocorre apenas nas lagoas mais pequenas, onde a sua abundância pode ser significativa.

Tabela 13. Principais grupos de algas planctónicas que mais contribuíram para a discriminação entre lagoas com e sem estratificação.

Taxa	Abundância média		Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
	Lagoas com Estratificação	Lagoas sem Estratificação			
CYANOBACTERIA	15,41	13,19	4,38	17,44	17,44
CHRYSTOPHYCEAE	1,95	7,63	4,38	17,42	34,85
Flagelados não identificados	7,74	4,83	3,91	15,55	50,4
CRYPTOPHYTA	12,09	7,25	3,63	14,42	64,82
BACILLARIOPHYCEAE	15,09	10,89	2,8	11,14	75,97
DINOPHYTA	9,07	11,22	2,32	9,24	85,2
EUGLENOPHYTA	2,84	3,08	2,3	9,17	94,37

O MDS mostra ainda uma segunda separação em três grupos em função do estado trófico das lagoas (Figura 21). Nas lagoas Empadadas, Canário e Fogo, apesar de por vezes o fitoplâncton poder ser muito abundante, ele é dominado por espécies de pequenas dimensões (e.g. *Cosmarium ragnesii*, *C. tinctum*, *Peridinium unbumatum*, *Rhizosolenia eriensis*) que apresentam pouca biomassa e conseqüentemente um estado trófico mais baixo (mesotrófico a meso-eutrófico). Com o aumento do estado trófico (eutrófico nas Lagoas das Sete Cidades, Congro, Furnas e eu-hipertrófico na Lagoa de São Brás) a biomassa fitoplanctónica aumenta principalmente pelo aparecimento de espécies de maiores dimensões (e.g. *Aulacoseira ambigua*, *Asterionella formosa*, *Microcystis flos-aquae*, *Woronichinea naegeliana*, *Peridinium cinctum*).

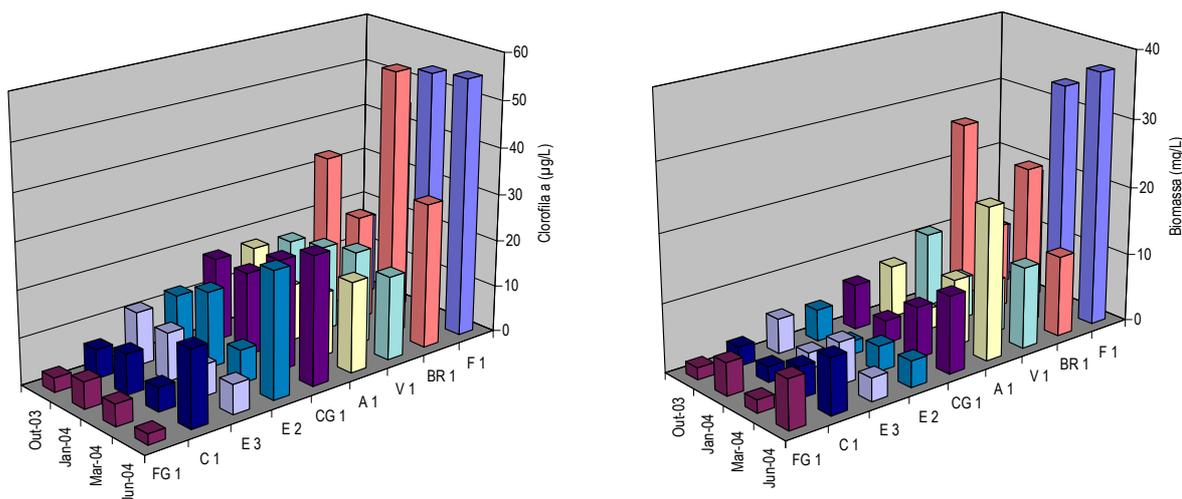


Figura 22. Variação da Concentração de clorofila a à superfície da coluna de água e biomassa fitoplanctónica total nas lagoas analisadas.

Como se constata na Figura 22, a maioria das lagoas apresenta elevadas quantidades de fitoplâncton (concentração de clorofila *a* superior a 10 µg/L, biomassa total superior a 5 mg/L) e, como tal, o seu estado trófico é elevado. Das 9 lagoas estudadas, apenas as Lagoas do Fogo, Canário e Empadadas (33%) podem ser consideradas mesotróficas. As restantes lagoas (66%) são eutróficas.

5.2.6 Lagoas – Diatomáceas bentónicas

Nas 9 lagoas estudadas foram analisadas 61 amostras de diatomáceas que permitiram identificar 206 *taxa*. Embora o género *Navicula* apresente maior número de *taxa* (52), contrariamente ao que se observa nas ribeiras, nas lagoas as espécies dominantes pertencem quase sempre aos géneros *Achnanthes*, *Fragilaria* e *Cymbella*. As *Navicula* são frequentemente co-dominantes. As *Nitzschia* que caracterizavam a maioria das ribeiras, só muito raramente têm presença significativa nas lagoas.

A Figura 23 apresenta o diagrama de ordenação (MDS) das amostras em função da abundância relativa de cada *taxa*. Como se pode verificar, existe uma grande similaridade entre as amostras da mesma lagoa. Tal como para o fitoplâncton, o MDS aplicado às diatomáceas distingue claramente as que provêm de lagoas profundas das que são originárias de lagoas de pequena profundidade. A análise conjunta deste MDS e do PCA da Figura 17 parece indicar que a alcalinidade e a condutividade são os factores físico-químicos que mais contribuem para a diferenciação das comunidades diatomológicas.

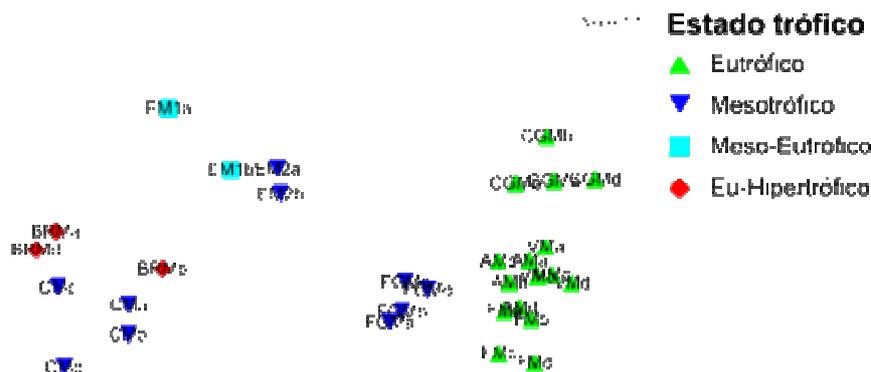


Figura 23. Diagrama de ordenação por MDS da totalidade das amostras de diatomáceas epilíticas das lagoas (MDS elaborado a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis dos valores transformados por $\sqrt{\quad}$ das abundâncias relativas dos taxa observados).

Deve ter-se em atenção, no entanto, que nas lagoas a obtenção de substratos uniformes é bastante mais difícil e que a variação dos mesmos poderá estar a mascarar outros factores igualmente, ou até mesmo mais, importantes para a distribuição das diatomáceas.

Os resultados obtidos sobre a qualidade da água com a análise das diatomáceas bentónicas (epilíticas ou epífitas), divergem significativamente das conclusões retiradas do estudo do fitoplâncton. Como se pode observar na Figura 24, o IBD obteve valores relativamente elevados para as lagoas, indicadores de uma qualidade da água entre razoável e excelente. No conjunto das amostras de diatomáceas bentónicas analisadas, 10 (16%) corresponderam as águas de qualidade razoável, 9 (15%) a águas de excelente qualidade e as restantes 43 (69%) a águas com boa qualidade.

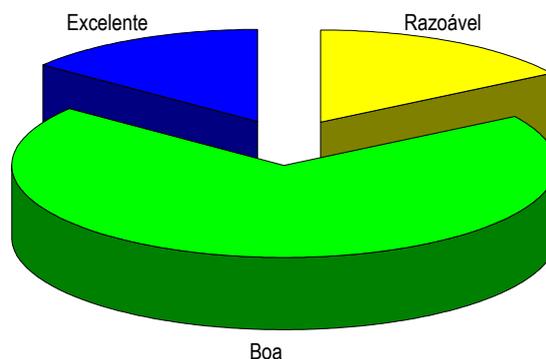


Figura 27. Frequência relativa das classes de qualidade da água das lagoas de acordo com o IBD.

As conclusões retiradas do fitoplâncton e das diatomáceas bentónicas relativas à qualidade da água dos seus ecossistemas são claramente contraditórias, quer em termos gerais, quer em termos particulares. Note-se, por exemplo, a Lagoa de S. Brás cujos dados fitoplanctónicos a classificam como lagoa eutrófica/hipereutrófica e o IBD como de qualidade excelente.

Tanto os dados físico-químicos agora obtidos como os apresentados em estudos anteriores (UNL, 1991; INOVA, 1996, 1999; Gonçalves, 1997) estão mais de acordo com a interpretação feita a partir dos dados fitoplanctónicos. O aparente insucesso da aplicação das diatomáceas bentónicas na avaliação da qualidade da água das lagoas dos Açores pode dever-se a vários factores, nomeadamente: i) o índice utilizado (IBD) foi desenvolvido para ecossistemas lóticos, não tendo sido suficientemente testado em águas paradas; ii) as condições de aplicabilidade do índice não poderem ser cumpridas integralmente em todas as amostras (número de indivíduos contabilizados inferior a 400, utilização de substratos desadequados); iii) reduzido número de taxa abrangidos pelo índice, o que conduziu frequentemente à não contabilização de taxas dominantes (por esse motivo nem sempre foi possível contabilizar 400 indivíduos por amostra).

5.2.6 Lagoas – Macroinvertebrados bentónicos

Num primeiro MDS realizado sobre os dados biológicos seleccionados relevou uma separação muito evidente das estações da lagoa do Congro e Fogo relativamente às restantes devido à baixa abundância de macrofauna bentónica nestas lagoas. Estas estações foram então suprimidas da análise, para que a estrutura de argumento dos outros locais de amostragem se tornasse mais evidente. A ordenação obtida por MDS (Figura 28) dos resultados dos macroinvertebrados bentónicos das estações remanescentes revela uma separação entre as estações consideradas em estado mesotrófico e meso-eutrófico (com a excepção da estação FMa), das estações eutrófico e eu-hipertrófico.



Figura 28 – Ordenação por nMDS da totalidade das amostras colectadas sobre a matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados transformados por $\sqrt{\cdot}$.

Os grupos taxonómicos responsáveis por esta separação entre as várias categorias (Mesotrófico, Meso-eutrófico, Eutrófico e Eu-hipertrófico) e para as dissimilaridades entre estas, foram determinados por uma análise SIMPER. Na separação dos grupos Mesotrófico e Hi-eutrófico (Tab. 14) os Chironomidae, Ostracoda, Oligochaeta, Hidracarina e Libellulidae são os grupos com maior contribuição. Os Ostracoda, Oligochaeta, Hidracarina e Libellulidae são mais abundantes nas lagoas mesotróficas, havendo uma redução destes grupos à medida que se aumenta o trofismo do ambiente. Por outro lado verifica-se, que os Chironomidae evoluem de forma inversa (mais abundantes em sistemas hi-eutrófico do que em mesotróficos).

Tabela 14. Abundância média dos taxa do conjunto das lagoas Mesotrófico e Eutrófico e respectiva contribuição para a dissimilaridade entre a macrofauna bentónica dos grupo.

Taxa	Abundância média		Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
	Mesotrófico	Eu-hipertrófico			
Chironomidae	2,52	9,73	26,28	36,69	36,69
Ostracoda	3,59	0,28	12,42	17,35	54,04
Oligochaetas	3,61	1,13	12,24	17,09	71,13
Hidracarina	3,94	0,87	12,03	16,80	87,93
Libellulidae	1,41	0,20	4,89	6,83	94,75

6. Conclusão

A caracterização microbiológica e físico-química realizada, ao longo de um ano, nas diversas massas de águas de S. Miguel e Santa Maria permitiu verificar a ausência de contaminação orgânica (fenóis, hidrocarbonetos e pesticidas), enquanto que a contaminação por metais e por poluentes agrícolas é praticamente nula na totalidade das amostras quando confrontada com os valores paramétricos legalmente fixados para produção de água para consumo humano.

Em termos globais, dos resultados obtidos para as **águas subterrâneas** destaca-se que a não conformidade se deve, essencialmente, a valores de pH e contaminação microbiológica das amostras. Tal decorre do facto de apenas 21% e 4% da população de S. Miguel e de Santa Maria, respectivamente, se encontrar servida por sistemas de tratamento de águas residuais, e, por outro lado, da expressividade da actividade agropecuária. Tais ilações alertam para a necessidade da Região encetar um esforço no sentido de implementar sistemas de tratamento de águas residuais que permitam a conformidade ambiental, bem como a implementação de boas práticas agrícolas em paralelo com a devida protecção das nascentes e das zonas envolventes.

Os ecossistemas de água doce dos Açores apresentam uma significativa taxa de poluição. Tanto nas ribeiras como nas lagoas, a poluição orgânica, fundamentalmente de origem agrícola, mas também de origem doméstica, é a que

mais fortemente altera as características dos ecossistemas e conseqüentemente as comunidades biológicas. Na generalidade das ribeiras verifica-se uma tendência para o agravamento dos valores obtidos ao longo do seu percurso, isto é, as concentrações dos constituintes químicos e a densidade microbiológica aumentam em direcção à foz. No entanto, e apesar deste aumento, a maioria das águas pode ser classificada como para produção de água para consumo humano.

As comunidades de macroinvertebrados bentónicos que povoam os sistemas dulciaquícolas de S. Miguel e Santa Maria, são dominadas pelos Dípteros, à semelhança do que é reportado pela literatura para as várias comunidades de macroinvertebrados bentónicos de outras partes do mundo (e.g. Barnes e Mann, 1991; Tachet et al., 1994). Em regra, as comunidades insulares tendem a ser pobres em diversidade de espécies quando comparadas a comunidades continentais. Assim e devido ao isolamento físico do Arquipélago dos Açores, os elementos da fauna do seus ecossistemas aquáticos são caracterizados por baixos níveis de diversidade o que dificulta a interpretação dos dados biológicos.

Relativamente às **ribeiras**, as comunidades pristina de **microalgas** apresentam já uma ocorrência muito limitada. A utilização das diatomáceas bentónicas mostrou-se um bom instrumento na avaliação e monitorização da qualidade da água destes ecossistemas. Por seu turno, em matéria de **macrofauna bentónica** verificou-se que a presença de Simulídeos, Ácaros e Hydroptilídeos, está correlacionada com águas menos poluídas, e que a presença de Oligochaetas e grandes abundâncias de Chironomidae [(possuem um pigmento respiratório – a hemoglobina – que lhes permite armazenar oxigénio, possibilitando-lhes a sobrevivência em ambientes de anóxia quase total, e com elevado grau de poluição (Boué e Chanton, 1962; Resh e Rosenberg, 1984)], está relacionada com a presença de poluição do tipo orgânica e microbiológica. Os Oligochaetas mais tolerantes a este tipo de poluição, estando presentes nas situações em que essas condições são mais evidentes, aliás como já foi o descrito por Rosenberg e Resh (1993), em estudos semelhantes.

Em relação às **lagoas** podemos afirmar que a situação global é um pouco melhor, pois ainda se conseguem encontrar comunidades com um bom estado ecológico quer nas lagoas profundas, quer nas de baixa profundidade. No entanto, no mesmo tipo de ecossistemas encontramos fortes desvios relativamente às condições de referência. Neste caso incluem-se as lagoas eutróficas cuja qualidade da água é medíocre ou má.

O **fitoplâncton** mostrou-se o melhor instrumento para avaliação e monitorização da qualidade da água destes ecossistemas, no entanto subsiste a necessidade de criar um índice que sistematize e simplifique a análise dos resultados. Apesar do índice de diatomáceas utilizado não ter revelado a eutrofização das lagoas pelas razões anteriormente expostas, as diatomáceas mostraram poder caracterizar a qualidade dos ecossistemas. Para tal será necessário desenvolver ou adaptar este ou outro índice à Região. O aumento do número de dados com futuras campanhas de amostragem deverá permitir compreender melhor a ecologia destas comunidades bentónicas e a sua aplicabilidade em sistemas de monitorização da qualidade da água/qualidade ecológica de ecossistemas lênticos dos Açores.

No que respeita à **macrofauna bentónica** verificou-se ausência e/ou baixa abundância nas lagoas do Congro e Fogo, que poderá estar relacionada com o substrato existente. Na primeira o substrato vegetal (se houver grande quantidade de matéria vegetal em decomposição podemos ter condições de baixo oxigénio, metano e ácidos húmicos, o que pode impedir o estabelecimento de comunidades), no segundo caso o substrato arenoso (pode não ser adequado por não proporcionar abrigo nem condições para o desenvolvimento de alimento). Em contraste as lagoas que apresentam substrato rochoso e macrófitas, as abundâncias de macroinvertebrados bentónicos aumenta significativamente. Os grupos que estão mais relacionados com uma melhor qualidade de água, são os Ostrocodas, Onodatas e Hidracarina. Em contraste os Chironomidae são o grupo mais abundante em sistemas mais alterados.

Parece ser necessário de, à semelhança do que foi realizado para outras regiões (Hughes, 2001), adequar e desenvolver para o Arquipélago dos Açores, um índice de qualidade biológica das águas, que possa de alguma forma estabelecer relações entre a qualidade da água e o biota que nele se desenvolve, já que a aplicação dos índices (IBMWP e IASPT) revelam não se ajustam para a realidades das massas de água do Arquipélago.

O aprofundamento do conhecimento nesta área parece ser assim primordial não só para uma correcta monitorização do estado ecológico das águas a nível regional, como também para precaver a ameaça sobre as comunidades de macroinvertebrados dulciaquícolas causada pela degradação ambiental que já se verifica em

muitos sistemas dulciaquícolos. De facto, estudos efectuados sobre a fauna aquática de Tenerife (Malmqvist et al. 1993) e de Gran Canaria (Nilsson et al. 1998), demonstram claramente a ameaça do desaparecimento de comunidades e espécies da Macaronésia, pela redução e degradação dos cursos de água das ribeiras.

O controlo analítico da qualidade das águas configura uma ferramenta crucial para avaliação do seu estado e diagnóstico dos problemas actuais e que se perspectivam nos Açores face à relativa escassez de elementos que, presentemente, a Região dispõe. Os resultados da rede desenhada, que poderá ser reajustada em função dos dados entretanto obtidos, constituem o ponto de partida para a implementação de um adequado programa de monitorização conforme exigido pela DQA.

A monitorização conjunta dos aspectos químicos e ecológicos certamente que contribuirá para um melhor planeamento e gestão dos recursos hídricos em toda a Região e justifica, plenamente, o esforço humano e financeiro exigido maximizando os benefícios decorrentes de um conhecimento técnico e científico permanente, actualizado e disponível para todos em geral.

ANEXO 1

Tabela 1.1. Locais de amostragem nas lagoas e afluentes e seus respectivos códigos (em itálico os locais onde não foram efectuadas colheitas).

Lagoa	Plâncton			Bentos		Afluentes	
	Local	Profundidade	Código	Local	Código	Local	Código
Furnas		Superfície	F1	Margem N-O	FM1	Salto da Inglesa	FA1
	Ponto central	Meio		Margem E	FM2	Ribeira do Rosal	FA2
		Fundo		Margem S	FM3	Salto do Alemão	FA3
Fogo		Superfície	FG1	Margem S	FGM1	Ribeira N-O	FGA1
	Ponto central	Meio		Margem S-E	FGM2	Ribeira S-E	FGA2
		Fundo		Margem N	FGM3		
Sete Cidades	Lagoa Azul	Superfície	A1	Margem O	AM1	<i>Grota do Alferes</i>	<i>AA1</i>
	Ponto central	Meio		Margem S-E	AM2	<i>Vala Sete Cidades</i>	<i>AA2</i>
		Fundo		Margem N	AM3	<i>Grota do Inferno</i>	<i>AA3</i>
	Lagoa Verde	Superfície	V1	Margem N-O	VM1	<i>Vala P. Campismo</i>	<i>VA1</i>
	Ponto central	Meio		Margem S	VM2		
		Fundo					
Congro		Superfície	CG1	Margem S	CGM1		
	Ponto central	Meio		Margem N	CGM2		
		Fundo					
S. Brás	Ponto central	Superfície	BR1	Margem S-O	BRM1		
Empadadas	Ponto central Norte	Superfície	E2	Margem S	EM1		
	Ponto central Sul	Superfície	E3	Margem N-E	EM2		
Canário	Ponto central	Superfície	C1	Margem E	CM1		

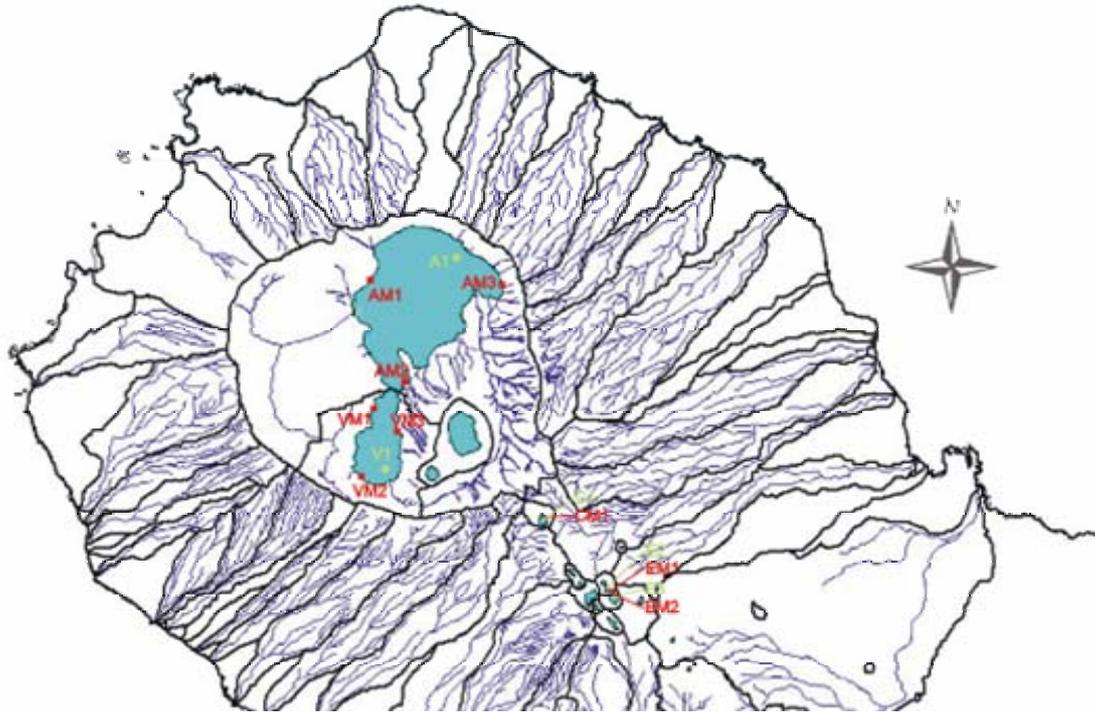
Tabela 2.2. Locais de amostragem nas ribeiras e seus respectivos códigos.

Ilha	Ribeira	Local	Código	
São Miguel	Guilherme	Referência (viveiros)	RGU1	
		Foz	RGU2	
	Caldeirões	Fluxo Lenho	RC1	
		Fluxo Caldeirões	RC2	
		Foz	RC3	
		Foz	RSG1	
	Salga Grande	Referência (Lombadas)	RG1	
		Captação	RG2	
		Foz	RG3	
		Foz	RSC1	
	Praia Quente	Referência	RP1	
		Estaleiro	RQ1	
		Promineral	RQ2	
		Central	RQ3	
	Pelâmes	Foz	RQ4	
		Foz	RPL1	
		Povoação	Rocha Alta	RPV1
			Ribeira O	RPV2
	Ribeira E		RPV3	
	Foz		RPV4	
Faial da Terra	Fluxo	RFT1		
	Foz	RFT2		
Santa Maria	São Francisco	Referência	RSF1	
		Fluxo	RSF2	
		Foz	RSF3	



INTERREG III B
AÇORES-MADEIRA-GAÉLIAS

Monitorização da qualidade das águas interiores das ilhas de Santa Maria e São Miguel da Região Autónoma dos Açores

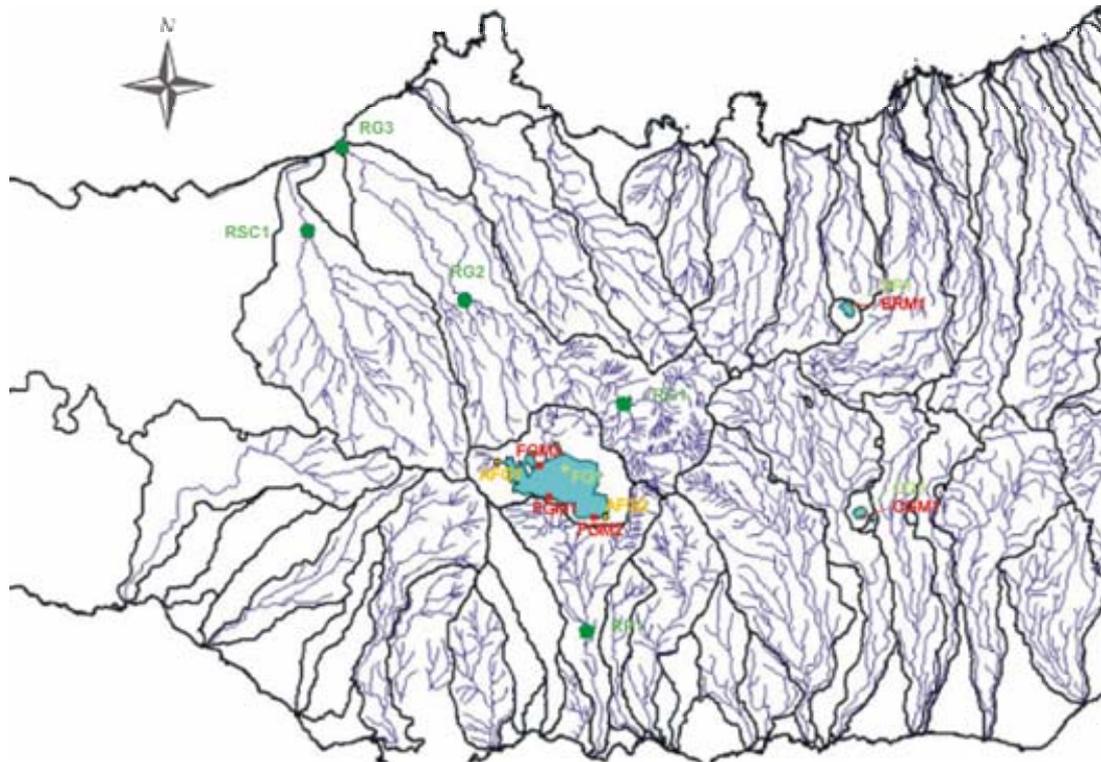


ANEXO I - A1 - Lagoa Azul (Ponto Central); AM - Lagoa Azul (Margem 1 - Oeste; 2 - Sudeste; 3 - Nordeste); C1 - Lagoa da Garça (Ponto Central); CM1 - Lagoa do Caranau (Margem Este); F - Lagoa das Fungacidas (Ponto Central) (Norte; 3 - Sul); FP - Lagoa das Empadoca (Margem 1 - Sul; 2 - Nordeste); V1 - Lagoa Verde (Ponto Central); VM - (Margem 1 - Nordeste; 2 - Sul; 3 - Nordeste);



INTERREG III B
AÇORES-MADEIRA-GAÉLIAS

Monitorização da qualidade das águas interiores das ilhas de Santa Maria e São Miguel da Região Autónoma dos Açores

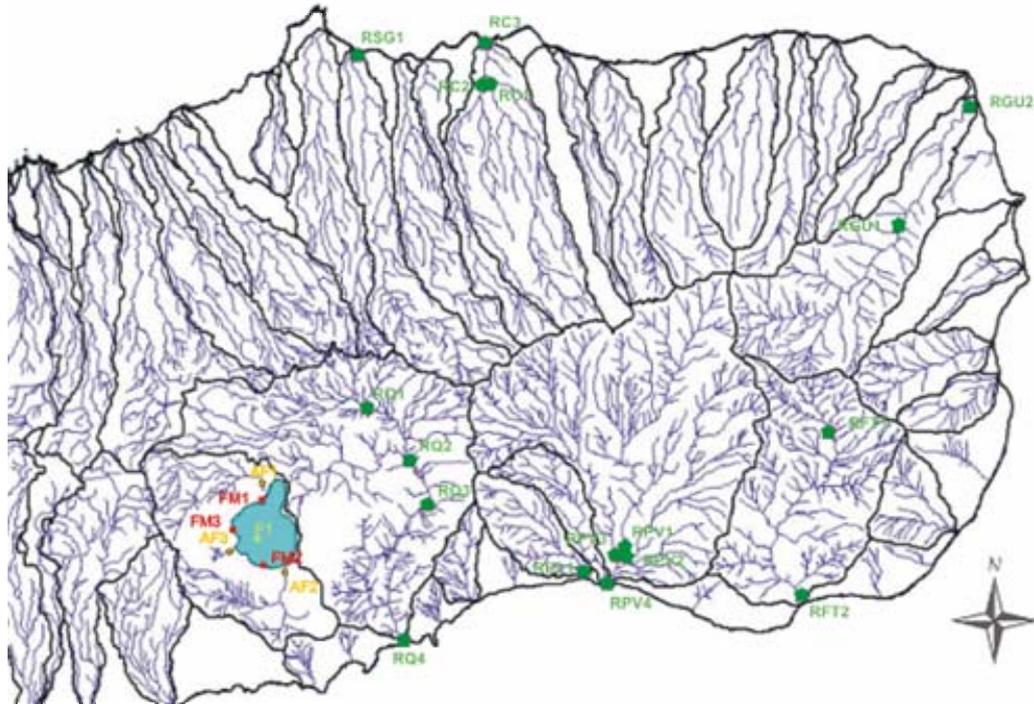


ANEXO II - AFG - Alentejo Alto (1 - Nordeste, 2 - Sudoeste), BR1 - Lagoa de São Bras (Ponte Central), BRU1 - Lagoa de São Bras (Margem Nordeste), CG1 - Lagoa do Gongu (Ponte Central), CGM1 - Lagoa do Gongu (Margem Sul), FG1 - Lagoa do Lago (Ponte Central), FGM - Lagoa das Fozas (Margem 1 - Sudoeste, 2 - Su., 3 - Nordeste), V1 - Lagoa Verde (Ponte Central), VM - Margem 1 - Nordeste, 2 - Su., 3 - Nordeste, RG - Ribeira Grande (1 - Ribeirão, 2 - Captação, 3 - Luz), R11 - Ribeira Verde (Referência), RSC1 - Ribeira Seca (Santa Bárbara)

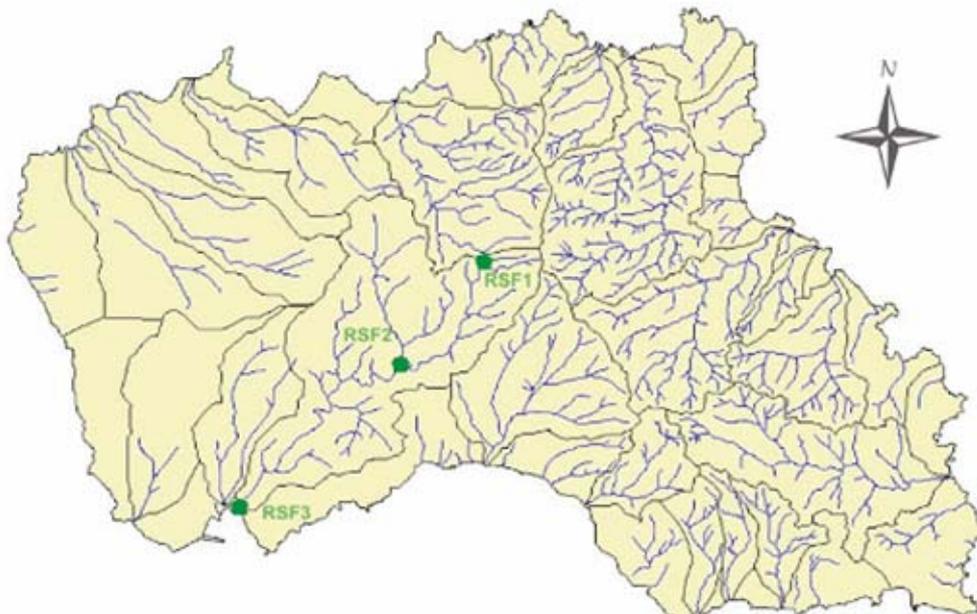


INTERREG III B
AÇORES-MADEIRA-GAÉLIAS

Monitorização da qualidade das águas interiores das ilhas de Santa Maria e São Miguel da Região Autónoma dos Açores



ANEXO III - AF - Afluente Furnas (1 - Lago da Inglesa; 2 - R. Cora do Rosa; 3 - Salto do Azenha); FM - Lagoa das Furnas - Margem 1 - Norte; 2 - S; 3 - Sul; RC - Ribeira dos Galinheiros; 1 - Foz; 2 - Fluxo; 3 - Foz; RFT - Ribeira Foz da Terra; 1 - Foz; 2 - Fluxo; 3 - Foz; RQ1 - Ribeira da Quinta; 1 - Referência; 2 - Fluxo; 3 - Foz; RQ2 - Ribeira da Quinta; 1 - Referência; 2 - Fluxo; 3 - Foz; RQ3 - Ribeira da Quinta; 1 - Referência; 2 - Fluxo; 3 - Foz; RQ4 - Ribeira da Quinta; 1 - Referência; 2 - Fluxo; 3 - Foz; RPV - Ribeira da Passoa; 1 - Referência; 2 - Fluxo; 3 - Foz; RSG1 - Ribeira da Salga; Foz.



ANEXO IV - RSF - Ribeira de São Francisco (1 - Referência; 2 - Fluxo; 3 - Foz)

REFERÊNCIAS

- Agostinho, J. (1938). Clima dos Açores (1ª parte). *Açoreana*, 2: 35-65.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *Proceedings IV Simposio sobre el agua en Andalucía*, Vol. II, Almería, Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid, 203-213.
- Barnes, R.S.K. e K.H. Mann. (1991). *Fundamentals of Aquatic Systems*. Blackwell Scientific Publications, 270 pp.
- Barrois, Th. (1896). *Recherches sur la Faune des Eaux Douces des Açores*. Société des Sciences, de l'Agriculture et des Artes de Lille, Memoires – V, Fascicule VI, Lille, 172 pp.
- Bettencourt, M.L. (1979). O clima dos Açores como recurso natural, especialmente em agricultura e indústria de turismo. *O Clima de Portugal*, 18, INMG, Lisboa, 103 pp.
- Boué, H. e Chanton, R., (1962). *Biologie Animale. Zoologie I*. G. Doin & Cie, 723 pp.
- Castany, G. (1963). *Traité pratique des eaux souterraines*. Dunod, Paris, 657 pp.
- Cattaneo, A. (1997). Phytoplankton. In: St.-Cyr, L., Cattaneo, A., Chassé, R. e Fraikin, C. G. J. (Eds.), *Technical Evaluation of Monitoring Methods Using Macrophytes, Phytoplankton and Periphyton to Assess the Impacts of Mine Effluents on the Aquatic Environment*, Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ontario, pp 89-112.
- Chassé, R. (1997). Periphyton. In: St.-Cyr, L., Cattaneo, A., Chassé, R. e Fraikin, C. G. J. (Eds.) *Technical Evaluation of Monitoring Methods Using Macrophytes, Phytoplankton and Periphyton to Assess the Impacts of Mine Effluents on the Aquatic Environment*, Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ontario, pp 113-131.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, 187 pp.
- Cruz, J.V. (1997). *Hidrogeologia da Ilha do Pico*. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Geologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, 433 pp.
- Cruz, J.V. (2001a). *Recursos Subterrâneos. Plano Regional da Água da Região Autónoma dos Açores. Relatório Técnico-Científico 03/DGUA/01*, Centro de Geologia Ambiental, Universidade dos Açores, Ponta Delgada. 453 pp.
- Cruz, J.V. (2001b) – Salinization of the basal aquifer system at volcanic islands: Azores archipelago (Portugal) Case Study. In: Ribeiro, L. (Ed.), *Proceedings 3th International Conference on Future Groundwater Resources at risk*, CVRM – Geosystems Center, Lisbon, 633-640.
- Cruz, J.V. e Coutinho, R. (1998). Breve nota sobre a importância dos recursos hídricos subterrâneos no arquipélago dos Açores. *Açoreana*, 8: 591-594.
- Cruz, J.V. e Silva, M.O. (2001). Hydrogeologic framework of the Pico island (Azores, Portugal). *Hydrogeology Journal*, 9: 177-189.
- DROTRH/INAG (2001). *Plano Regional da Água. Relatório Técnico. Versão para Consulta Pública*. DROTRH - INAG, Ponta Delgada, 414 pp.
- Ferreira, D.B. (1980). *Contribution à l'étude des vents et de l'humidité dans les îles centrales de l'archipel des Açores*, Centro de Est. Geográficos, Lisboa, 329 pp.
- Gonçalves, V. (1997). *Estrutura da Comunidade Fitoplanctónica da Lagoa das Furnas. Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica*. Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, 229 pp.

- Guerne, J. DE. (1887). Sur la faune des îles de Fayal et de San Miguel (Açores). Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Academie des Sciences 105: 764-767.
- Hillebrand, H. *et al.* (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424.
- Hughes, S.J. e M.T. Furse. (2001). Development of a biotic score for the assessment of the ecological quality of the rivers and streams of Madeira. *Arquipélago. Life and Marine Sciences. Supplement 2 (Part B): 19-32.* Ponta Delgada.
- INAG (2002). Aplicação da directiva relativa ao tratamento das águas residuais urbanas em Portugal. Inag, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa, 78 pp.
- INOVA (1996). Análise das Águas das Lagoas da Região Autónoma dos Açores. Relatório final. Instituto de Inovação Tecnológica dos Açores, Ponta Delgada, 577 pp.
- INOVA (1999). Análise das Águas das Lagoas da Região Autónoma dos Açores. Relatório final. Instituto de Inovação Tecnológica dos Açores, Ponta Delgada, 291pp.
- IPQ (1997). Qualidade da água. Doseamento da clorofila *a* e dos feopigmentos por espectrofotometria de absorção molecular. Método de extracção com acetona. NP 4327/1996. Instituto Português da Qualidade, Monte de Caparica.
- Krásný, J. (1993). Classification of transmissivity magnitude and variation. *Ground Water*, 31: 230-236.
- Lund, J., Kipling, C., e Le Cren, E. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:143-170.
- Malmqvist, B., Nilsson, A.N., Baez, M., Armitage, P. & Blackburn, J. (1993.). Stream macroinvertebrate communities in the island of Tenerife. *Arch. Hydrobiol.* 128: 209-235.
- Medeiros, J., Flores, G., e Ribeiro, F. (1983). Dados preliminares sobre o estado trófico da Lagoa das Sete Cidades. *Arquipélago (Série Ciências da Natureza)* 4: 209-228.
- Mendonça, J.J.L. (1992). Contribuição para o conhecimento da hidrogeologia do arquipélago dos Açores". *Mem. e Notícias do Mus. Lab. Min. Geol.Univ. Coimbra*, 113: 57-74.
- Metcalfe-Smith, J. (1994). Biological water-quality assessment of rivers. Use of macroinvertebrates communities. In *The rivers handbook*, Calow, P. e Petts, G. (Eds.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 144-169.
- Nilsson, A.N., Malmqvist, B., Baez, M., Blackburn, J.H. & Armitage, P. (1998). Stream insects and gastropods in the island of Gran Canaria. *Annls Limnol.* 34: 413-435.
- Pacheco, D.M., Cymbron, R.V., Verdadeiro, R.M., Coutinho, R.S., Rodrigues, A.C., Brito, A.G., Santos, C.R., Rodrigues, A.F. Santana, F.P. (2004). Monitorização da Qualidade das Águas Interiores na Região Autónoma dos Açores. 7º Congresso da Água, Lisboa, 26-28.
- Paradela, P.L. (1980). Hidrogeologia geral das ilhas adjacentes. *Comun. Serv. Geol. Portugal*, 66: 241-256.
- Prygiel e Coste, (2000). Guide Méthodologique por la Mise un Oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. Cemagref, Cestas, 315 pp.
- Pujante, A. (1997). Los artrópodos como bioindicadores de la calidad de las aguas. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 20: 277-284.
- Resh, V. H. e Rosenberg, D. M., (1984). *The ecology of aquatic insects.* Praeger. 625 pp.

Rosenberg, D.M. e V.H. Resh. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg e V.H. Resh (Eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. pp. 1-9.

Richard, J. (1896). Sur la faune dos eaux douces des Açores. Bulletin de la Société Zoologique de France, Paris, 21: 171-178.

Santos, M.C.R., Pacheco, D., Santana, F.J.P., Rodrigues, A.M.F. (2004). A Eutrofização das Lagoas das Sete Cidades e Furnas (S. Miguel – Açores), Análise evolutiva entre 1988 e 2002. 7º Congresso da Água, Lisboa, pp. 39-41.

Stevenson, R. J. e Pan, Y. (1999). Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. in: Stoermeer, E. F. e Smol, J. P. (Eds.). The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11-40.

Tachet, H., Bournand, M. e Richoux, P. (1994). Introduction à l'étude des macroinvertebrés. des eaux douces, 4ª ed. Université Claude Bernard, Lyon, 154 pp.

UNL, (1991). O Controlo da Eutrofização nas Lagoas de S. Miguel - Açores. Publicações do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Monte de Caparica, 136 pp.