

Tu-4/200

**Estudo da comunidade de diatomáceas e utilização de índices para  
a avaliação da qualidade da água de algumas ribeiras da ilha da  
Madeira**

Cristina Gomes da Horta Rodrigues



DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA E ANTROPOLOGIA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO

2007

 **FC** **Biblioteca**  
Faculdade de Ciências  
Universidade do Porto



D000055188

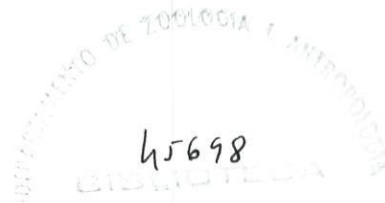
Accepto universalis  
final

Vita Nova

**Estudo da comunidade de diatomáceas e utilização de índices para  
a avaliação da qualidade da água de algumas ribeiras da ilha da  
Madeira**

Cristina Gomes da Horta Rodrigues

Dissertação de Mestrado em Hidrobiologia apresentada à Faculdade de Ciências  
da Universidade do Porto.



DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA E ANTROPOLOGIA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO

2007

Por todo o apoio dado, confiança depositada, dedicação e sacrifícios feitos...  
dedico este trabalho aos meus pais.

## AGRADECIMENTOS

À Professora Doutora Maria Natividade Vieira agradeço a orientação deste trabalho, o apoio técnico e científico, a disponibilidade e a amizade.

Ao Professor Doutor Mário Pereira agradeço a co-orientação deste trabalho, o apoio nas saídas de campo realizadas e, em todas as fases do trabalho, a disponibilidade e a amizade.

Ao Professor Doutor Fernando Gonçalves agradeço o acompanhamento nas saídas de campo, o apoio e a amizade.

Um agradecimento a todos aqueles com quem trabalhei ao longo deste tempo e que de uma forma ou de outra me ajudaram ou apoiaram neste trabalho: Daniela, Viviana, Ana Marta, Bruno, Catarina e Sónia.

À Paula agradeço de forma particular toda a sua ajuda, conhecimento transmitido e apoio dado, desde o início até ao fim do trabalho.

Agradeço à Dona Hélia o apoio demonstrado e os conhecimentos partilhados.

À Professora Doutora Cândida Gil e ao Professor Doutor Rino, agradeço as conversas que tivemos, que muito enriqueceram os meus conhecimentos acerca das microalgas.

À Professora Doutora Cândida Gil agradeço particularmente o esclarecimento de dúvidas taxonómicas e a bibliografia cedida.

À Marta agradeço a leitura da tese e das correcções ao nível da escrita.

Ao meu irmão e à Ana agradeço as palavras de apoio e incentivo.

Ao Germano agradeço o apoio, o companheirismo e a paciência.

## RESUMO

As diatomáceas têm sido muito utilizadas para monitorização dos sistemas aquáticos na Europa. Vários estudos têm sido feitos em Portugal durante as últimas décadas, utilizando diatomáceas mas nenhum estudo foi ainda efectuado na Madeira. Este trabalho teve assim o objectivo de estudar as comunidades de diatomáceas de 12 locais de 5 ribeiras da ilha da Madeira, de forma a conhecer a sua ecologia e de testar a aplicabilidade dos índices diatómicos na determinação da qualidade da água. Parâmetros ambientais e biológicos foram estudados sazonalmente.

As águas superficiais da Madeira são bem oxigenadas e neutras a alcalinas em todos os locais amostrados. Um total de 189 *taxa* (espécies e ou variedades) foi identificado durante o estudo e foram encontradas espécies endémicas nos locais altos de Laurissilva: *Navicula madeirensis* e *Nitzschia macaronesica*. Os dados foram submetidos a uma análise multivariável de forma a relacionar a taxocenose de diatomáceas com as variáveis ambientais. Este estudo mostra que as diatomáceas nas ribeiras da Madeira, são mais influenciadas por características locais desta região biogeográfica do que por variáveis de poluição. A variação na distribuição das diatomáceas entre os vários locais, foi mais fortemente relacionada com variáveis fisiográficas como a altitude. Os parâmetros ambientais pH e  $\text{Ca}^{2+}$  foram também importantes na distribuição das diatomáceas. Estes factores parecem estar relacionados com a geologia regional. Várias espécies foram dominantes e ubíquas com largas tolerâncias para as variáveis ambientais. O método das médias ponderadas foi usado para estimar o óptimo e as tolerâncias do pH para algumas espécies de diatomáceas. As preferências ecológicas calculadas para o pH foram em geral mais altas que aquelas já estabelecidas que acentua a importância de estimar regionalmente o pH.

As variáveis associadas à poluição, embora com menor significância, também influenciaram a distribuição das diatomáceas. Segundo os resultados obtidos, as diatomáceas epilíticas podem ser utilizadas na monitorização da qualidade da água na Madeira e o IPS é o melhor índice aplicável. A qualidade da água variou em geral, entre uma muito boa qualidade nos locais de referência de maiores altitudes e uma má qualidade no local a jusante da Ribeira de Machico (M1). Houve de uma maneira geral segundo os índices uma melhoria da qualidade da água na Primavera.

Para o melhor desempenho dos índices sugere-se no futuro a sua adequação às características da ilha da Madeira, particularmente aquele que apresenta melhor aplicabilidade, o IPS.

## ABSTRACT

Diatoms have been used a lot for monitoring aquatic systems in Europe. Many studies have been done in Portugal during the last decades using diatoms, but no study had been done still in Madeira. This work had the purpose of studying the diatom communities of 12 sites of 5 rivers of the Island of Madeira in order to know their ecology and to test the applicability of the diatom indices in determining the water quality. Environmental and biological parameters were seasonally studied.

The surface waters of Madeira are well oxygenated and neutral to alkaline at all the studied sites. A total of 189 *taxa* (species and or varieties) were identified during the study and endemic species were found at the high altitude sites of laurisilva: *Navicula madeirensis* and *Nitzschia macaronesica*. Data was processed by multivariate analysis to relate the biological assemblages of *taxa* with the environmental variables. This study shows that diatoms in Madeira are more influenced by local characteristics of this biogeographical region than by pollution variables. The variation in diatom assemblages between sites was most strongly related to physiographical variables such as altitude. The environmental parameters pH and  $\text{Ca}^{2+}$  were also important in diatom distribution. These factors seem to be linked to regional geology. Many species were dominant and ubiquitous with broad tolerances for the environmental variables. Weighted averaging was used to estimate pH optima and tolerances of some diatom *taxa*. The ecological preferences calculated for pH were in general higher than the ones already established, which enhances the importance of regional estimations of pH.

Pollution factors although with less significance, also influenced diatom assemblages. The results obtained in this study indicate that epilithic diatoms can also be used in monitoring the water quality of the rivers of Madeira and that IPS seems to be the best applicable index. The water quality varied between a very good quality in general at the high altitude, reference sites and a bad quality at the downstream site of River Machico (M1). The indices indicated in general a better water quality in Spring.

A suggestion for the best performance of the indices is that they are adjusted to the characteristics of the Island of Madeira, in particular the one that presents better applicability, the IPS.

## RÉSUMÉ

Les diatomées ont été très utilisées pour la surveillance des systèmes aquatiques en Europe. Plusieurs études, utilisant des diatomées, ont menées au Portugal durant les dernières décennies, mais aucune étude n'avait été effectuée à Madère. L'objectif de ce travail a donc été celui d'étudier les communautés de diatomées de 12 lieux de 5 rivières de Madère, de manière à connaître son écologie et expérimenter l'applicabilité des indices diatomiques dans la détermination de la qualité de l'eau. Des paramètres environnementaux et biologiques ont été étudiés de façon saisonnière.

Les eaux superficielles de Madère sont bien oxigenées et neutres aux alcalines, dans tous lieux échantillonnés. 189 *taxa* (espèces ou variétés) ont été identifiées durant l'étude et des espèces endémiques ont été trouvées dans les lieux hauts de Laurissilva: *Navicula madeirensis* et *Nitzschia macaronesica*. Les données ont été soumises à une analyse multivariée pour mettre en rapport les communautés de diatomées et les variables environnementales. Cette étude a montré que les diatomées des rivières de Madère sont plus influencées par des caractéristiques locales de la région bio-géographique que par des variables de pollution. La variation de la distribution des diatomées entre les divers lieux a été plus fortement mise en relation avec des variables physiographiques comme l'altitude. Les paramètres environnementaux pH et  $\text{Ca}^{2+}$  ont aussi été importants dans la distribution des diatomées. Ces facteurs semblent être en relation avec la géologie régionale. Plusieurs espèces ont été dominantes et ubiques, avec de larges tolérances aux variables environnementales. La méthode des moyennes pondérées a été utilisée pour estimer l'optimum et les tolérances du pH pour quelques espèces de diatomées. Les préférences écologiques calculées pour le pH ont été en général plus importantes que celles déjà établies, ce qui accentue l'importance de calculer le pH par régions.

Les variables associées à la pollution ont aussi influencé la distribution des diatomées bien que dans une moindre mesure. Selon les résultats obtenus, les diatomées *epiphyllum* peuvent aussi être utilisées pour la surveillance de la qualité de l'eau dans les rivières de Madère et l'IPS semble être le meilleur indice applicable. La qualité de l'eau a varié entre très bonne, en général dans les lieux de référence de plus haute altitude, et mauvaise, dans le lieu en aval de la Rivière de Machico (M1). De façon générale, il a y eu selon les indices une amélioration de la qualité de l'eau au printemps. Pour une meilleure performance des indices nous suggérons à l'avenir son adéquation aux caractéristiques de Madère, en particulier celui qui a une meilleure applicabilité, l'IPS.

# ÍNDICE

<b>Agradecimentos</b>	<b>5</b>
<b>Resumo</b>	<b>6</b>
<b>Abstract</b>	<b>7</b>
<b>Résumé</b>	<b>8</b>
<b>1. Introdução</b>	<b>11</b>
1.1. Caracterização da ilha da Madeira	13
1.2. A água e a legislação	14
1.3. A sua monitorização físico-química e biológica	15
1.4. As diatomáceas: caracterização e ecologia	16
1.5. Os índices de qualidade da água	18
1.6. Objectivos	19
<b>2. Material e métodos</b>	<b>21</b>
2.1. Área de estudo	23
2.1.1. As ribeiras amostradas e os locais de amostragem	23
2.2. Amostragem no campo	26
2.2.1. Parâmetros ambientais	26
2.2.2. Parâmetros biológicos	26
2.3. Análise laboratorial	27
2.3.1. Parâmetros químicos	27
2.3.2. Parâmetros biológicos	27
2.4. Análise estatística	28
2.4.1. Análise de dados: Índices biológicos e estrutura da comunidade	28
2.4.2. Análise multivariável e determinação de óptimos e tolerâncias	28
<b>3. Resultados</b>	<b>31</b>
3.1. Parâmetros ambientais	33
3.2. Parâmetros biológicos	36
3.2.1. Composição específica e estrutura da comunidade de diatomáceas	36
3.2.2. Análise multivariável da comunidade de diatomáceas	39

3.2.3. Preferências ecológicas das diatomáceas	43
3.3. Qualidade biológica da água	46
3.3.1. Índices diatômicos e indicação da qualidade da água	46
3.3.2. A relação entre os diferentes índices diatômicos, o índice de diversidade e as variáveis ambientais	49
3.3.3. A classificação das ribeiras de acordo com os valores do índice IPS	51
<b>4. Discussão</b>	<b>53</b>
<b>5. Conclusões finais</b>	<b>61</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>65</b>

Capítulo 1

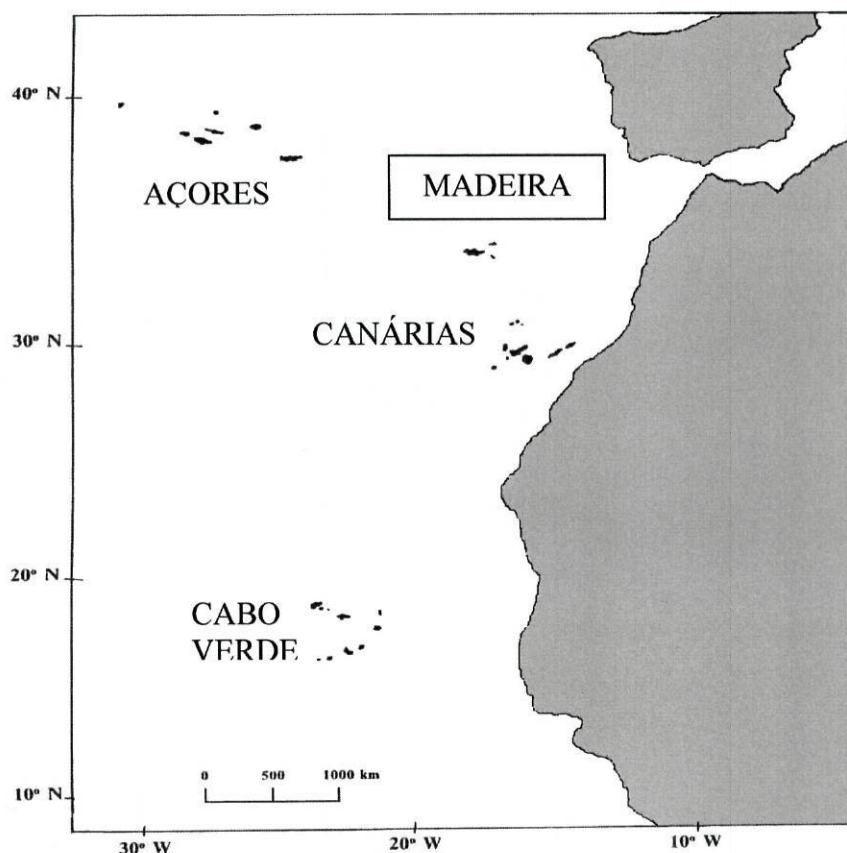
Introdução



## 1.1. Caracterização da Ilha da Madeira

O Arquipélago da Madeira está situado no oceano Atlântico a sudoeste da Península Ibérica entre 32°23' N a 33°07' N e entre 16°15' W a 17°15' W (Scheidegger, 2002) e pertence à Região Biogeográfica da Macaronésia (Figura 1.1). Este é o nome dado ao grupo de arquipélagos composto por Açores, Canárias, Cabo Verde e Madeira (Scheidegger, 2002), que têm em comum uma floresta única chamada Laurissilva, onde predomina uma vegetação pertencente à família *Lauraceae* (SRARN, 2004).

As ilhas que formam o arquipélago da Madeira são a ilha da Madeira, a ilha de Porto Santo e as ilhas desabitadas Desertas e Selvagens (LNEC, 1994). A ilha da Madeira é a ilha de maiores dimensões, apresentando um comprimento máximo de 58 km e uma largura máxima de 23 km (Scheidegger, 2002).



**Figura 1.1.** Mapa da posição geográfica dos arquipélagos da Macaronésia

As ilhas da Macaronésia têm uma geologia distinta, diferem da Península Ibérica por serem predominantemente basálticas e geologicamente novas, em vez de terem uma geologia sedimentar. A diversidade é mais baixa nas comunidades de água doce na Macaronésia do que nos sistemas continentais. Os macroinvertebrados têm sido os mais estudados na Macaronésia especialmente na Madeira. As macrófitas são pouco desenvolvidas e pouco diversificadas. Os peixes são considerados inadequados para a monitorização ecológica nestas ilhas devido à sua baixa diversidade e distribuição restrita (Hughes, 2005).

O fitobentos como é o caso das diatomáceas, não tem ainda sido alvo de estudo na Madeira, enquanto que no continente português especialmente na parte centro e norte, vários estudos têm sido efectuados (Almeida et al., 1999; Almeida & Gil, 2001). As diatomáceas seriam o fitobentos mais adequado a estudar nos sistemas lóticos da Madeira (Hughes, 2005).

Muitos dos sistemas lóticos da ilha estão associados à floresta indígena Laurissilva. A floresta Laurissilva é uma relíquia do Terciário e a maior área do mundo (aproximadamente 15 000 hectares) está na Madeira e é considerada Património Mundial pela UNESCO (SRARN, 2004; Hughes, 2005). Esta floresta é também conhecida pelas suas características hidrófilas, pois contribui na captação da água proveniente da precipitação e dos nevoeiros (SRARN, 2004), garantindo a manutenção dos caudais de ribeiras e nascentes. A Madeira possui aproximadamente 126 bacias hidrográficas e cerca de 234 ribeiras. As águas da ilha são principalmente bicarbonatadas sódicas e cloretadas sódicas e pouco mineralizadas, apresentando uma condutividade média de aproximadamente  $300\mu\text{S cm}^{-1}$  (Hughes, 2003).

## **1.2. A água e a legislação**

A água é essencial à vida e por isso é um recurso natural precioso que deve ser protegido. Têm sido criadas várias Directivas sobre a Água na União Europeia ao longo dos anos, mas foi com a Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho – Directiva Quadro da Água- que um quadro comunitário de políticas de água ficou estabelecido, com vários objectivos ambientais. Esta Directiva Quadro da Água foi aprovada em Junho de 2000, ainda no decurso da Presidência Portuguesa da União Europeia.

Com esta Directiva, todas as águas têm um estatuto de protecção e os Estados Membros são obrigados a garantir a elaboração de programas de monitorização do estado das águas para as regiões hidrográficas. No caso das águas de superfície, a rede de monitorização

deve ser concebida de forma a haver uma avaliação do estado ecológico e químico em cada bacia para permitir a classificação da água em 5 classes: estado excelente, bom, razoável, medíocre e mau (Directiva 2000/60/CE). Esta directiva foi transposta para a ordem jurídica nacional em Dezembro de 2005.

### **1.3. A monitorização físico-química e biológica**

Uma frequente monitorização dos sistemas aquáticos permite reunir informação sobre a qualidade hídrica. Esta monitorização é geralmente feita pela análise de vários parâmetros físico-químicos e biológicos.

As concentrações de azoto, nos seus diferentes estados de oxidação ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NH}_4^+$ ) são parâmetros importantes na determinação da poluição orgânica. O ciclo natural do azoto no meio pode ser perturbado pelas águas residuais domésticas e industriais e pelos fertilizantes utilizados na agricultura. Quando a concentração de oxigénio é baixa, há uma maior probabilidade dos nitratos se reduzirem às outras formas azotadas. Os nitritos, em sistemas bem oxigenados são rapidamente oxidados a nitratos. A amónia resulta da redução de nitratos e nitritos. Num sistema natural e sem intervenção humana, os nitratos são geralmente mais abundantes, seguidos da amónia e por fim dos nitritos (Waite, 1984).

O fósforo encontra-se nos meios aquáticos sob a forma de fosfatos. Os fosfatos são um outro parâmetro físico-químico importante que pode resultar dos detergentes dos esgotos e dos fertilizantes usados na agricultura (Almeida, 1998; Giller & Malmqvist, 1998).

Os sulfatos podem ser encontrados naturalmente no meio aquático devido à erosão, presença de sais e actividade geotérmica. É um importante parâmetro porque elevados níveis de sulfato no meio aquático podem indicar poluição atmosférica. Noutros casos, esta pode resultar da utilização de fungicidas contendo enxofre, utilizados no tratamento de vinhas (Hughes, 2003).

Um outro parâmetro utilizado é o oxigénio dissolvido na água e a sua percentagem de saturação. Os meios limpos são geralmente saturados de oxigénio enquanto os meios poluídos organicamente podem ter baixos níveis de oxigénio (Giller & Malmqvist, 1998). É necessário, contudo, um certo cuidado na interpretação destes parâmetros pois o oxigénio pode variar em função de factores como a temperatura, pressão atmosférica, velocidade da corrente, fotossíntese e respiração. Torna-se importante por isso, determinar o maior número possível

de parâmetros físico-químicos. Dois outros parâmetros importantes são o pH e a condutividade.

O pH de certos compostos químicos varia ao dissolverem-se. A condutividade corresponde à quantidade de sais ionizáveis dissolvidos na água. Por exemplo: a condutividade da água destilada é praticamente zero (Jeffries & Mills, 1990).

A concentração de cloretos pode ser uma boa indicação do grau de eutrofização da água (Nisbet & Verneaux, 1970) embora maiores concentrações possam também ser encontradas nas zonas litorais resultantes do efeito de aerossóis nas águas superficiais (Hughes, 2003).

A “dureza” da água expressa em  $\text{mg l}^{-1}$  é geralmente definida pela presença de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ .

Apesar da importância destes parâmetros, a interpretação do estado físico-químico de um habitat torna-se difícil, dado que é uma caracterização insuficiente devido a múltiplos e complexos efeitos que ocorrem nas formações aquáticas (Round, 1991). A análise das características físico-químicas do meio aquático é pontual no espaço e no tempo e os parâmetros analisados são limitados. É por isso importante incluir parâmetros biológicos no estudo hídrico. Os estudos biológicos permitem determinar mudanças na estrutura das comunidades de um dado meio aquático (Suess, 1982). Um exemplo de organismos que têm sido usados na monitorização biológica da água são as diatomáceas.

As diatomáceas são os produtores primários mais comuns e diversos nos rios e ribeiras. Estas algas têm sido usadas como indicadores na determinação de condições ambientais, desde o início do século XX, porque podem detectar directamente várias mudanças físicas, químicas e biológicas nestes ecossistemas. As diatomáceas têm um curto tempo de geração e por conseguinte podem rapidamente indicar diferentes tipos de impactos, ao modificarem a sua abundância e composição taxonómica. Estas microalgas existem também um pouco por todo o lado. Por todas estas razões, as diatomáceas representam um grupo de bons organismos indicadores de acordo com a Directiva Quadro da Água (Stoermer & Smol, 1999; Jüttner & Cox, 2000; Licursi & Gómez, 2002; Schaumburg et al., 2004).

#### **1.4. As diatomáceas - caracterização e ecologia**

As diatomáceas são organismos eucariotas pertencentes ao Phylum Heterokontophyta e à classe Bacillariophyceae. Esta classe pode ser dividida em dois grupos: diatomáceas cêntricas, se tiverem simetria radiada, e diatomáceas pinuladas, se tiverem simetria bilateral.

Existem mais de 250 géneros de diatomáceas e cerca de 100 000 espécies (Van den Hoek et al., 1995). A principal característica destas algas microscópicas é a sua parede celular que é muito silicificada e cujo tamanho, forma e ornamentação é importante para a classificação taxonómica das diatomáceas (Round et al., 1990; Stoermer & Smol, 1999).

Actualmente as diatomáceas são utilizadas na monitorização da qualidade da água, com base fundamentalmente, no conhecimento mais ou menos aprofundado da ecologia dos *taxa*. As espécies que são menos frequentes e que têm uma distribuição espacial restrita são melhores indicadores do meio, pois têm preferências ecológicas distintas enquanto que as espécies mais frequentes apresentam uma grande tolerância aos diversos factores ecológicos (Almeida, 1998; Gil, 1988).

As diatomáceas bênticas ou perifíticas vivem associadas a substratos. A comunidade perifítica é classificada como epilítica se o substrato for material rochoso (Prygiel & Coste, 2000). No estudo da avaliação biológica da qualidade da água, a análise das diatomáceas epilíticas adquire maior importância em relação ao fitoplâncton. Pois estes organismos são sésseis, traduzindo bem as características do meio.

A abundância de espécies de diatomáceas e a maneira como estão distribuídas nas comunidades biológicas depende de vários factores, como competição e factores ambientais que são necessários ao seu crescimento e reprodução. Esta relação entre as abundâncias das diatomáceas e as variáveis ambientais pode ser investigada através de instrumentos matemáticos como a análise canónica de correspondências (ter Braak & Verdonschot, 1995; Gevrey et al., 2004). Esta análise é um método multivariável que relaciona as comunidades biológicas com o ambiente (ter Braak & Verdonschot, 1995).

Várias espécies de diatomáceas são indicadores para uma variedade de parâmetros ambientais. Existem valores indicadores propostos por van Dam et al. (1994) para o pH, a salinidade, os níveis tróficos e de saprobia, entre outros, para a maioria dos *taxa* identificados nas floras mais usadas (Denys, 2004). A distribuição das diatomáceas pode variar, porém, em função de vários factores, incluindo factores biogeográficos e biogeoquímicos (Leira & Sabater, 2005). É importante por isso definir as suas características autoecológicas nos diferentes locais geográficos (Almeida & Gil, 2001). Nos estudos autoecológicos, os óptimos e as tolerâncias dos *taxa* podem ser determinados pelo método das médias ponderadas (Line et al., 1994). Estes estudos baseiam-se na ideia de que as espécies que têm os seus óptimos semelhantes à variável ambiental medida na água (ex. pH), serão as espécies mais abundantes naquele local (Birks et al., 1990).

## 1.5. Os índices de qualidade da água

As diatomáceas têm sido alvo de estudo um pouco por todo o mundo (Giorgi & Malacalza, 2002; Wu & Kow, 2002; Lobo et al., 2004; Taylor et al., 2005; Tang et al., 2006) particularmente na Europa (Whitton et al., 1991; Whitton & Rott, 1996; Prygiel et al., 1999) onde têm sido muito utilizadas para a monitorização dos sistemas aquáticos.

Na Europa, as diatomáceas bênticas têm sido utilizadas regularmente na monitorização dos sistemas lóticos (Gomà et al., 2004). Estas microalgas conseguem dar informação sobre o meio em que estão. A informação é resumida pelos índices bióticos num número que corresponde a uma classe de qualidade da água. Os índices bióticos baseiam-se no conceito de organismo indicador e na autoecologia das espécies (Almeida, 1998). A maioria dos índices calculados utiliza a fórmula de Zelinka e Marvan (1961), que é uma média ponderada dos valores indicadores das espécies. Os índices diferem basicamente no número de indicadores e na lista de *taxa* utilizada nos cálculos. Existem vários índices bióticos: o índice de Descy ou DES (Descy, 1979); o índice de poluossensibilidade específica ou IPS (Coste *in* CEMAGREF, 1982); o índice de Sládeček ou SLA (1986); o índice de Leclercq e Maquet ou L&M (Leclercq & Maquet, 1987); o índice da Comunidade Económica Europeia (Descy & Coste, 1990, 1991)- CEE; o índice diatómico genérico ou GDI (Coste & Ayphassorho, 1991); o índice de poluição/eutrofização ou EPI-D (Dell'Uomo, 1996); o índice diatómico de Artois-Picardie ou IDAP (Prygiel et al., 1996); o índice biológico diatómico ou IBD (Lenoir & Coste, 1996); o índice de Schiefele e Schreiner ou SHE (Schiefele & Schreiner, 1991); o índice de Rott ou ROTT (Rott, 1991); o índice trófico diatómico ou TDI (Kelly & Whitton, 1995) e o índice de Watanabe ou WAT (Watanabe, 1986). A maioria destes índices foram criados para indicar a qualidade geral da água. Índices como o EPI-D e o TDI indicam principalmente nutrientes ou eutrofização. Além dos índices bióticos, índices de diversidade podem também ser úteis na detecção de mudanças na estrutura da comunidade através da comparação entre condições de referência e condições de impacto (Sabater, 2000).

Vários estudos têm sido feitos em Portugal, durante as últimas décadas, utilizando diatomáceas como bioindicadores e aplicando os índices diatómicos na avaliação da qualidade da água (Gil, 1988; Almeida, 1998; Almeida et al., 1999; Almeida & Gil, 2001; Nunes et al., 2003). O índice IPS é aquele que tem sido mais aplicado em Portugal continental devido a ter uma boa correlação com os parâmetros físicos e químicos (Almeida, 1998; Nunes et al.,

2003). Este índice é considerado um índice de referência, é regularmente actualizado e tem em conta quase todos os *taxa* (Nunes et al., 2003).

## 1.6. Objectivos

Enquanto os macroinvertebrados têm sido usados como bioindicadores da qualidade da água (Hughes, 2003), a utilização de diatomáceas e de índices bióticos na avaliação dos sistemas aquáticos ainda não foi levada a cabo na Madeira. Dada a ausência de estudos efectuados sobre microalgas em geral e de diatomáceas em particular, nesta ilha, resumindo-se a informação apenas a alguns registos de *taxa* de diatomáceas publicadas em Lange-Bertalot (1993), pretendeu-se com este trabalho efectuar um estudo sobre as comunidades de diatomáceas de algumas ribeiras, de forma a tentar atingir os seguintes objectivos:

- conhecer a sua abundância, diversidade e equitabilidade;
- observar a relação entre as diatomáceas e os parâmetros ambientais analisados;
- determinar as preferências ecológicas, estimando óptimos e tolerâncias para parâmetros ambientais como o pH;
- testar a aplicabilidade dos índices diatómicos na determinação da qualidade da água na Madeira;
- correlacionar a avaliação fornecida pelos parâmetros ambientais com os dados obtidos através dos índices diatómicos;
- avaliar a qualidade da água nas ribeiras amostradas.



Capítulo 2

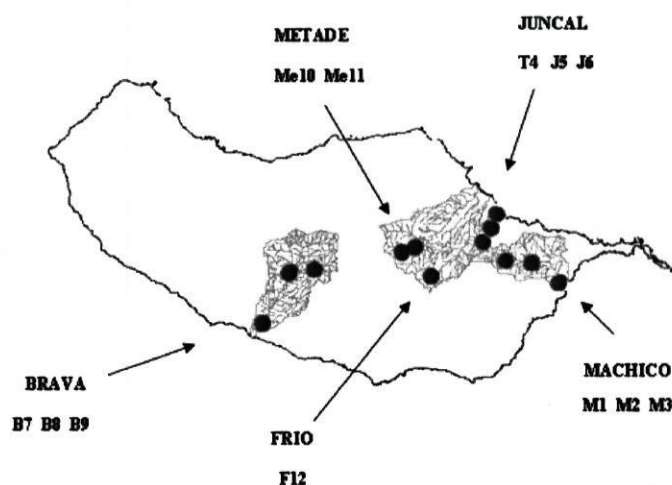
Material e Métodos



## 2.1. Área de estudo

A escolha dos locais de amostragem não foi feita ao acaso, mas deveu-se ao facto de já terem sido alvo de estudo em termos de qualidade da água. Contudo estes estudos restringiram-se ao uso dos macroinvertebrados na avaliação da qualidade da água. Outro factor importante na escolha foi o fácil acesso a estes locais.

Foram seleccionados 12 locais de amostragem de cinco ribeiras, na ilha da Madeira: **Ribeira de Machico, Ribeira do Juncal, Ribeira Brava, Ribeira da Metade e Ribeiro Frio** (Figura 2.1). A amostragem decorreu entre Outubro de 2003 e Julho de 2004, nas quatro estações do ano.

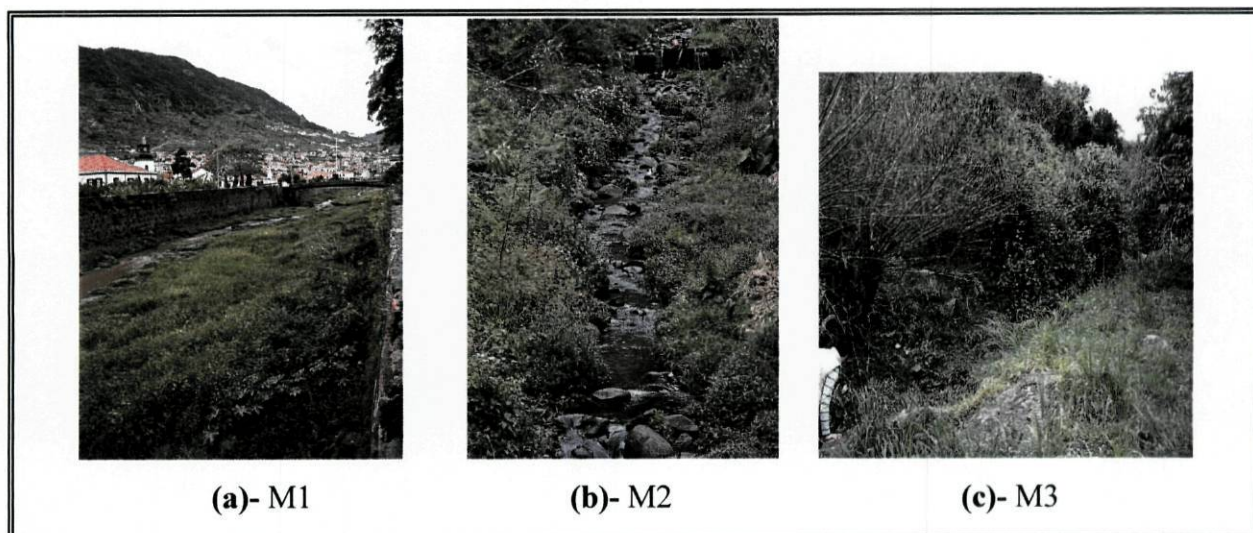


**Figura 2.1.** Localização dos pontos de colheita das ribeiras amostradas.

### 2.1.1. As ribeiras amostradas e os locais de amostragem

- **Ribeira de Machico**

Esta ribeira localizada na zona sudeste da ilha (Figura 2.1), desagua na baía de Machico, na cidade de Machico. Três locais foram amostrados nesta ribeira: M1, M2 e M3 (Figura 2.2). A estação M1 localizada a cerca de 3 metros de altitude, é a mais impactada pois localiza-se na foz da ribeira, recebendo todos os efluentes provenientes de montante e as descargas da própria cidade. O local M2 está situado acima do local M1 a aproximadamente 209 metros de altitude, numa zona habitada e de alguma actividade agrícola. Este local é afectado também por lixo doméstico. A estação M3 está situada a montante da ribeira (300 metros de altitude) numa zona de agricultura e de algumas habitações.



**Figura 2.2. a-c:** Locais de amostragem da Ribeira de Machico

- **Ribeira do Juncal**

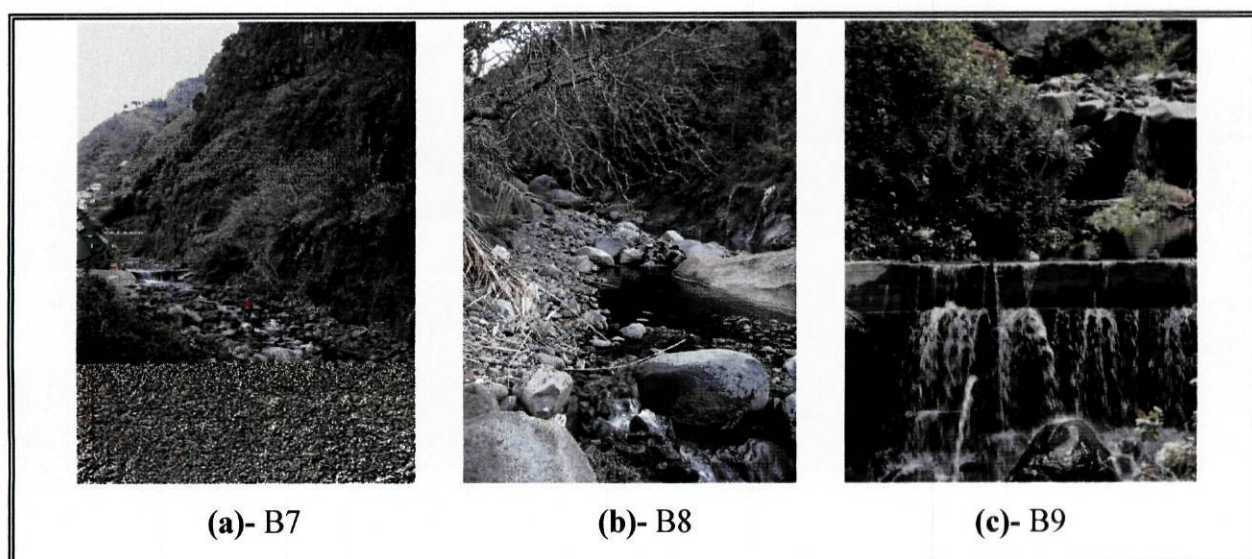
Esta ribeira está situada na zona nordeste da ilha (Figura 2.1) e desagua na Vila do Porto da Cruz. Três locais foram amostrados nesta ribeira: T4, J5 e J6 (Figura 2.3). A estação T4 está situada a montante, numa ribeira afluenta chamada Ribeira Tem-te-não-caias, a aproximadamente 320 metros de altitude numa zona de agricultura. A uma altitude mais baixa (90 metros) localiza-se a estação J5 numa zona povoada. Este local é influenciado pela actividade agrícola e pelo despejo de lixo doméstico. A estação J6 é o local mais a jusante da ribeira, localizado na foz da Ribeira do Juncal a cerca de 8 metros de altitude. Este local sofre a influência de poluição urbana e agrícola, além da contaminação fecal de patos que são criados dentro da ribeira.



**Figura 2.3. a-c:** Locais de amostragem da Ribeira do Juncal

- **Ribeira Brava**

Esta ribeira está situada na parte sul da ilha (Figura 2.1). Três locais foram amostrados nesta ribeira: B7, B8 e B9 (Figura 2.4). A estação B7 está localizada mais a jusante da ribeira a cerca de 59 metros de altitude. Este local sofre de poluição urbana e agrícola. O local B8, localizado acima deste local, a 200 metros de altitude encontra-se numa zona de algumas habitações dispersas, onde predomina a prática agrícola. O local a montante B9 está situado na Serra de Água, numa zona de Laurissilva e de castanheiros.



**Figura 2.4. a-c:** Locais de amostragem da Ribeira Brava

- **Ribeira da Metade e Ribeiro Frio**

Na Ribeira da Metade foram amostrados os locais Me10 e Me11. A estação Me10 está localizada acima da central hidroeléctrica da Fajã da Nogueira, a 750 metros de altitude. A estação Me11 está situada abaixo da central hidroeléctrica a 585 metros de altitude num tributário da ribeira. As duas estações desta ribeira encontram-se numa zona de vegetação Laurissilva. No Ribeiro Frio foi amostrado o local F12, que está situado acima dos viveiros de trutas, numa zona florestal a 1100 metros de altitude. Estes três pontos de amostragem (Figura 2.5.) estão localizados na montanha e não sofrem qualquer tipo de influência humana.



**Figura 2.5. a-c:** Locais de amostragem da Ribeira da Metade e do Ribeiro Frio

## **2.2. Amostragem no campo**

### **2.2.1. Parâmetros ambientais**

Em cada local de amostragem foram medidos *in situ* alguns parâmetros físico-químicos, como a temperatura da água, o oxigénio dissolvido, o pH e a condutividade, com um aparelho WTW MultiLine P4. Foram colhidas amostras de água para posterior análise química no laboratório.

### **2.2.2. Parâmetros biológicos**

Em cada local de amostragem, foi feita a recolha de perifíton, efectuando uma raspagem de um substrato rochoso do local seguindo as recomendações de Kelly et al., (1998). O material colhido foi guardado em frascos de vidro de aproximadamente 50 ml de volume e fixado com formaldeído a uma concentração final de 4% (V/V). Teve-se o cuidado de lavar a área raspada e de a juntar ao material colhido de forma a não ocorrer perdas de material. Cada frasco foi identificado com o local, data e área amostrada.

## 2.3. Análise laboratorial

### 2.3.1. Parâmetros químicos

No laboratório, as amostras de água foram filtradas por filtros GF/C (1,2 µm de diâmetro do poro) antes de se proceder à análise química. A quantificação de sólidos voláteis (SV) foi feita segundo APHA (1995). A concentração de nitratos foi determinada pelo método do salicilato de sódio e a determinação da concentração de nitritos foi feita pelo método da  $\alpha$ -naftilamina – ácido sulfanílico, ambos de acordo com Rodier (1996). A concentração de fosfatos foi determinada pelo método do molibdato de amónio, sendo o cloreto estanhoso o redutor (APHA 1995). A concentração de amónia foi determinada pelo método do azul de indofenol (Hall & Lucas 1981). A dureza da água foi determinada por complexometria pelo EDTA e os cloretos foram determinados por recurso ao método de Mohr (Rodier, 1996). A determinação dos sulfatos foi feita pelo método “SulfaVer 4 - powder pillows” (Hach, 1993).

### 2.3.2. Parâmetros biológicos

No laboratório, ajustou-se o volume das amostras previamente preservadas com formaldeído 4% (V/V), de forma a ter uma área por volume conhecidos. Retirou-se subamostras e de seguida procedeu-se de forma a obter preparações definitivas, submetendo-as primeiro a uma oxidação química. Este processo teve como objectivo eliminar a matéria orgânica existente na amostra, de forma a poder visualizar melhor as frústulas das diatomáceas e proceder à sua identificação e contagem. Procedeu-se da seguinte forma:

- colocou-se um volume definido de amostra num tubo de centrífuga (cerca de 5 ml);
- adicionou-se ácido nítrico concentrado (cerca de 5 ml) e um pouco de dicromato de potássio;
- a amostra foi deixada a oxidar durante dois dias;
- foram feitas três lavagens com água destilada na centrífuga a 3000 rpm durante 10 minutos.

Após isto, colocaram-se volumes definidos de amostra em lamelas que foram deixadas a secar à temperatura ambiente. Depois montaram-se as lamelas em lâminas microscópicas com NAPHRAX<sup>®</sup> de modo a obter preparações definitivas.

A identificação foi feita quando possível até ao mais baixo nível taxonómico (espécie ou variedade) num microscópio óptico Olympus CX 31 com a objectiva de imersão de 100x e

com abertura numérica de 1,25. Nos casos duvidosos usaram-se o microscópio óptico DIALUX 20 EB com uma objectiva de 100x e com abertura numérica de 1,32 e o Microscópio Electrónico de Varrimento (SEM) JEOL JSM-6301 F. Para observar as diatomáceas no Microscópio Electrónico, as amostras foram previamente metalizadas com uma mistura de ouro e paládio. Para cada preparação, fez-se a identificação das valvas das diatomáceas e contou-se a preparação inteira (nunca contando menos que 400 valvas). A determinação taxonómica das diatomáceas foi baseada principalmente nas floras de Germain (1981) e de Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991) e Lange-Bertalot (1993).

## **2.4. Análise estatística**

### **2.4.1. Análise de dados: Índices biológicos e estrutura da comunidade**

Os dados das contagens das espécies foram introduzidas no programa de software 'OMNIDIA 4.1' (Lecointe et al., 1993) de forma a calcular os valores dos índices diatómicos: IDAP, EPI-D, IBD, SHE, ROTT, WAT, IPS, SLA, DES, L&M, IDG, CEE e TDI. Este programa calculou os índices, apresentando os resultados numa escala de 0 a 20 (excepto para o TDI cuja escala varia entre 0 a 100), que corresponde a uma escala de qualidade da água, que varia desde águas muito poluídas até águas de muito boa qualidade. A Diversidade ( $H'$ ) e a equitabilidade ( $E$ ) foram também calculadas com a ajuda deste software.

Antes da análise, foram verificadas a normalidade e a homocedascidade dos dados. As correlações entre os vários índices e as correlações entre os parâmetros de qualidade da água e os índices, a diversidade e a equitabilidade foram determinadas através da correlação de Pearson. As diferenças na estrutura da comunidade (diversidade e equitabilidade) entre locais amostrados e estações do ano foram testadas através de uma análise de variância bi-factorial (ANOVA) sem replicação. As diferenças foram consideradas significativas a  $P \leq 0.05$  (Zar, 1996).

### **2.4.2. Análise multivariável e determinação de óptimos e tolerâncias**

De forma a relacionar os factores ambientais com a comunidade de diatomáceas estudada, foi efectuada uma análise canónica de correspondências (ACC), utilizando o programa informático CANOCO versão 4.0 (ter Braak & Smilauer, 1998). A ACC permite a determinação das variáveis ambientais que estão mais correlacionadas com a distribuição das espécies. Nesta análise de correspondências, as espécies e os locais são representados por

pontos e as variáveis ambientais são representadas por vectores. O comprimento dos vectores reflecte a importância relativa de cada variável ambiental na ordenação e a direcção dos vectores pode indicar correlações positivas, negativas ou falta de correlação.

De forma a efectuar a Análise Canónica de Correspondências, as abundâncias das diatomáceas foram previamente logaritmizadas e os parâmetros ambientais standardizados. Fez-se o 'downweighting' das espécies raras e a selecção progressiva das variáveis ambientais de forma a determinar o número mínimo de variáveis ambientais para explicar a maior variância na distribuição das espécies. O teste de permutação de Monte Carlo com 199 permutações ( $P \leq 0.05$ ) foi usado para testar a significância de cada variável, seleccionando só as significativas.

O método das médias ponderadas foi feito de forma a estimar as preferências ecológicas (o valor óptimo ( $\hat{u}_k$ ) e a tolerância ( $t_k$ )) para alguns *taxa* que apresentaram preferências bem marcadas por parâmetros ambientais seleccionados pela análise (ACC) (Birks et al. 1990). Foram usadas as seguintes fórmulas:

$$\hat{u}_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}$$

$$t_k = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - \hat{u}_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}} \right]^{1/2}$$

onde  $\hat{u}_k$  e  $t_k$  são respectivamente, o valor óptimo e a tolerância para o *taxon*  $k$ ;  $y_{ik}$  é a abundância do *taxon*  $k$  na amostra  $i$  e  $x_i$  é o valor do parâmetro ambiental na amostra  $i$ .



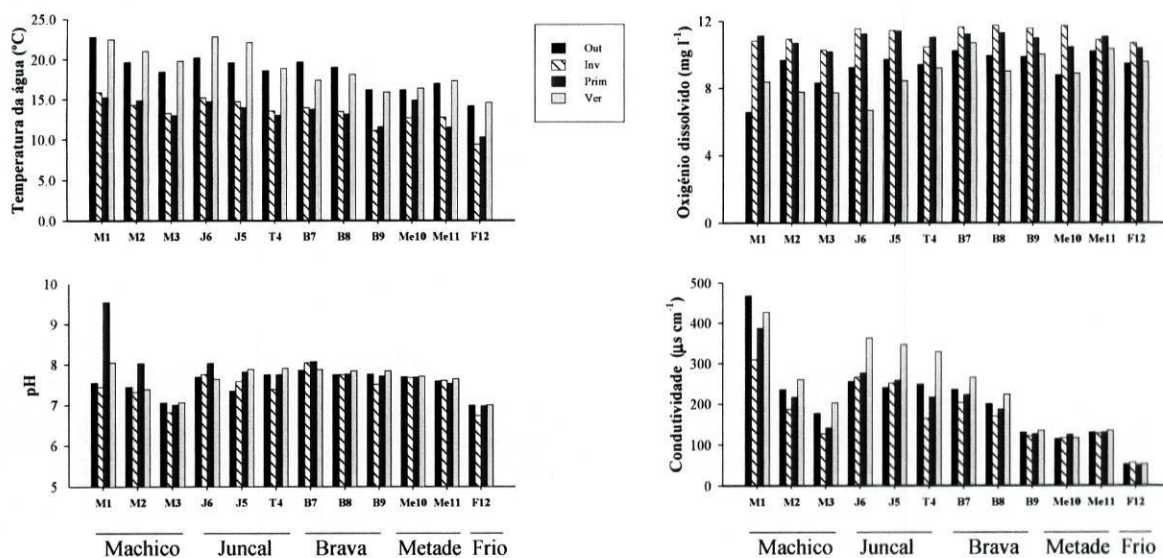
Capítulo 3

Resultados



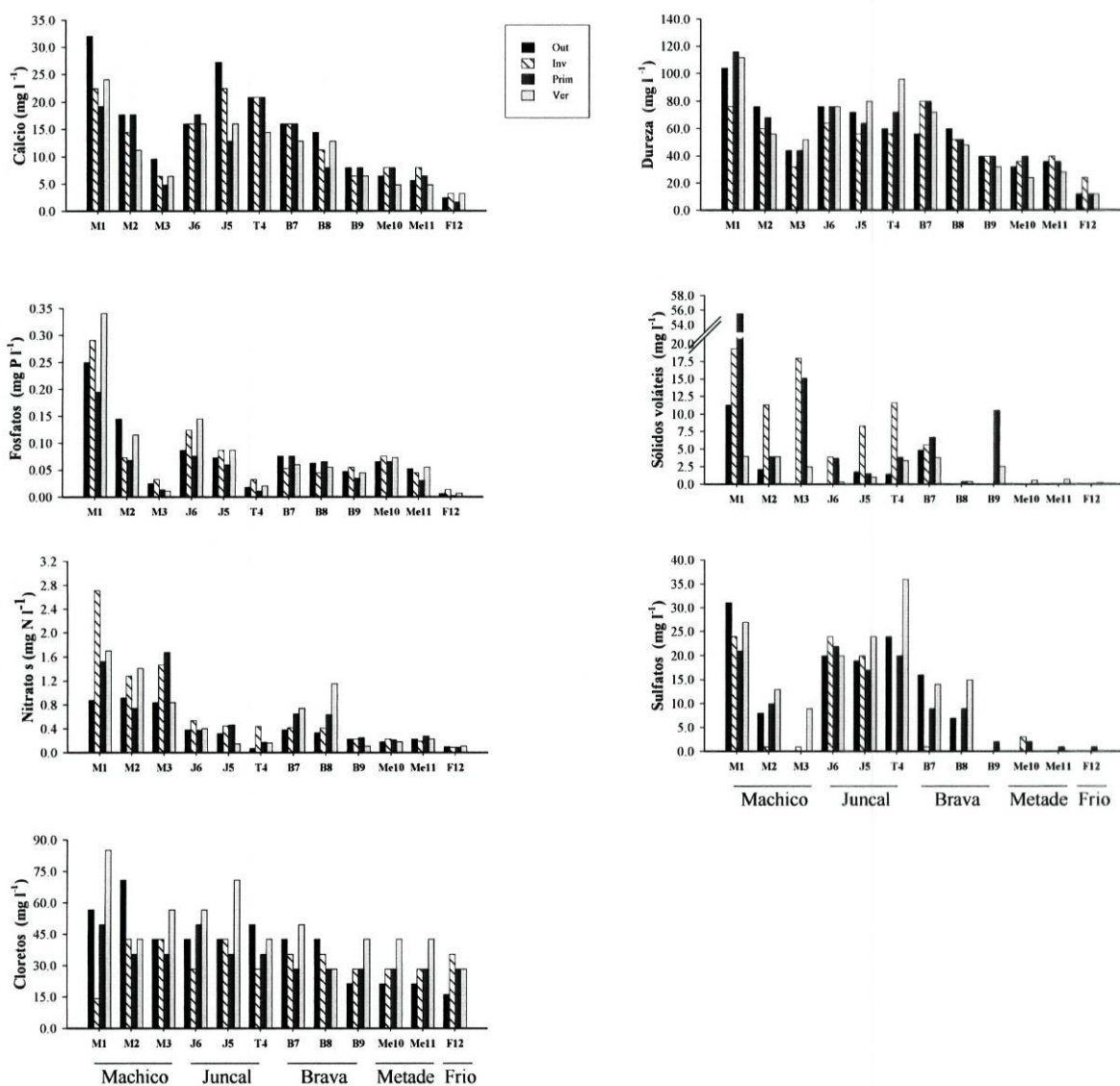
### 3.1. Parâmetros ambientais

Os locais estudados são, em geral, bem oxigenados, com uma temperatura da água relativamente constante. A variação dos parâmetros ambientais medidos *in situ* ao longo do período de estudo está representada na Figura 3.1.



**Figura 3.1.** Variação dos parâmetros ambientais medidos *in situ* ao longo das quatro estações do ano em todas as estações de amostragem das cinco ribeiras: Machico, Juncal, Brava, Metade e Frio.

Os valores mais elevados de oxigénio dissolvido e os valores mais baixos da temperatura da água foram registados na época das chuvas (Inverno e Primavera). Em todos os locais, o pH variou entre neutro a alcalino. Os valores mais baixos foram registados no Inverno, no local M3 (6,8) e no local F12 (6,7). O valor mais elevado foi registado na Primavera, no local M1 (9,6). A condutividade variou desde um mínimo de 52  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a um máximo de 468  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e foi mais elevada na estação M1. Além da condutividade, os fosfatos (Figura 3.2) registaram também valores mais elevados no local M1 e variaram entre 0,195  $\text{mg l}^{-1}$  P- $\text{PO}_4^{3-}$  e 0,341  $\text{mg l}^{-1}$  P- $\text{PO}_4^{3-}$ . O local F12 assim como os locais M3 e T4 situados a montante tiveram os valores mais baixos de condutividade e os valores mais baixos de fosfatos. Os valores de condutividade foram mais baixos nas ribeiras que não sofrem impactos e aumentaram em geral nas estações secas (Verão e Outono). Na Figura 3.2 estão representados, além dos fosfatos, os restantes parâmetros ambientais analisados.



**Figura 3.2.** Variação dos parâmetros ambientais analisados no laboratório ao longo das quatro estações do ano em todos os locais de amostragem das cinco ribeiras: Machico, Juncal, Brava, Metade e Frio.

Os valores mais baixos de dureza ( $\leq 40 \text{ mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ) ocorreram nos locais de maior altitude (B9, Me10, Me11 e F12). O local a montante da Ribeira de Machico (M3) também registou valores baixos de dureza, com um valor máximo de  $52 \text{ mg l}^{-1} \text{ CaCO}_3$  no Verão. A dureza da água pode ser definida pela quantidade de iões  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . A variação da concentração de cálcio, ao longo do tempo, teve uma variação parecida com a da dureza da água. Os valores mais baixos do ião cálcio ( $1,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$ ) ocorreram no local de maior

altitude: Ribeiro Frio, na Primavera, enquanto a concentração máxima de  $32,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$  foi registada no Outono na Ribeira de Machico (M1).

A matéria orgânica particulada no meio aquático, indicada pelos sólidos voláteis, foi mais elevada no local M1 na Primavera ( $55,5 \text{ mg l}^{-1}$ ). Os locais de águas limpas situados a altitudes mais elevadas, apresentaram os valores mínimos de matéria orgânica particulada, apesar do local B9 registar um pico na Primavera.

De uma forma geral, a Ribeira de Machico (M1, M2, M3) teve os valores mais elevados de nitratos ao longo de todo o ano. O valor máximo ( $2,717 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ ) foi obtido no Inverno, no local M1.  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^-$  não estão representados na Figura 3.2 mas seguem o mesmo padrão que  $\text{N-NO}_3^-$ . A maior parte dos valores de  $\text{N-NH}_4^+$  detectados durante o período de estudo situaram-se abaixo de  $0,008 \text{ mg l}^{-1}$ , à excepção da Ribeira de Machico (M1, M2 e M3) e do local J6. As concentrações máximas de amónia foram detectadas na estação M1 e variaram entre  $0,014 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$ , no Outono, e  $0,265 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$ , na Primavera. M2 registou os valores mais elevados de  $\text{N-NH}_4^+$  ( $0,014 \text{ mg l}^{-1}$ ) no Outono, enquanto no local M3 e J6 foram detectadas concentrações máximas de amónia ( $0,028 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$  e  $0,121 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$ , respectivamente) no Verão. Os valores de nitritos foram sempre abaixo de  $0,02 \text{ mg l}^{-1}$ , em todos os locais e durante as quatro estações do ano, excepto no local J6 que no Verão registou  $0,032 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_2^-$  e no local M1 que obteve os valores mais elevados de  $\text{N-NO}_2^-$ , variando entre  $0,027 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_2^-$ , no Outono, e  $0,158 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_2^-$  no Verão.

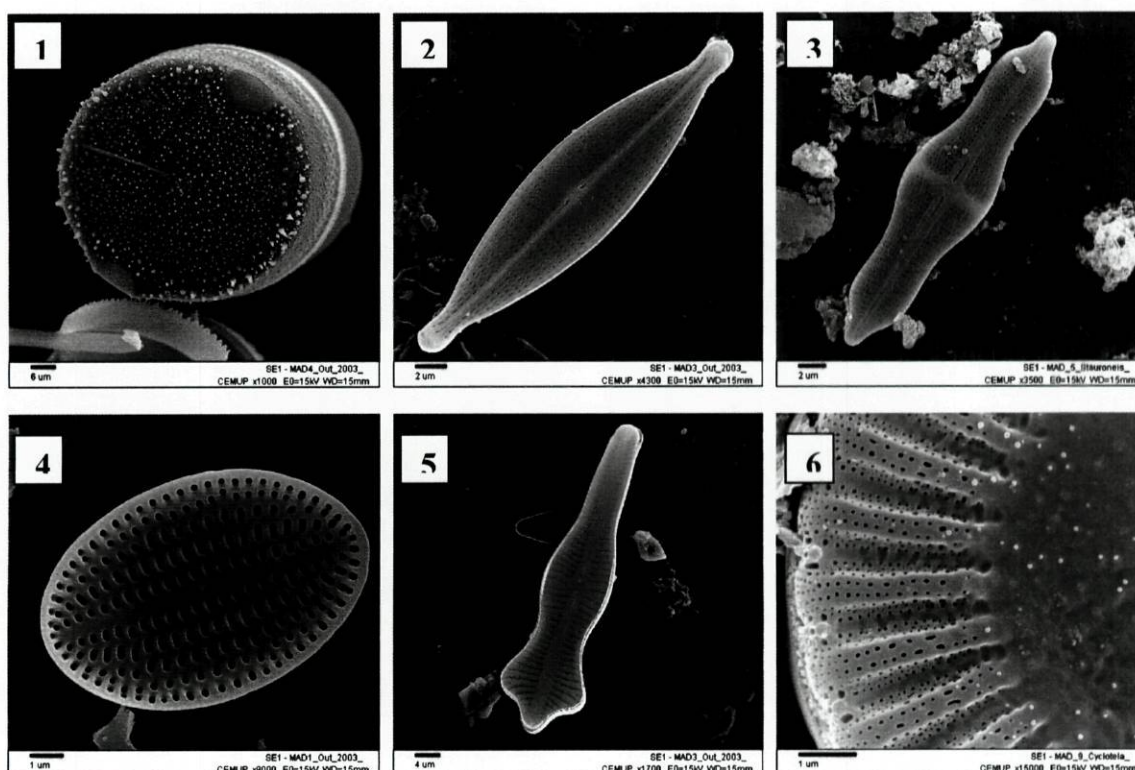
A concentração mais elevada de sulfatos ( $36,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$ ) foi obtida na estação T4, no Verão. Este local junto com os locais J5 e J6 da Ribeira do Juncal registaram de uma forma geral (excepto no Inverno) os valores mais elevados de sulfatos. A estação M1 também apresentou valores mais altos de sulfatos, registando um valor máximo de  $31,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$  no Outono. Foram também registados sulfatos nos locais M2, B7 e B8, mas em concentrações mais baixas.

Os cloretos não variaram muito entre os locais, apesar dos valores terem sido mais baixos nas ribeiras de maior altitude. Em geral, os valores mais elevados de cloretos ocorreram durante o Verão e o Outono. As concentrações de cloretos variaram entre  $14,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}^-$  no local M1, no Inverno, e  $85,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}^-$  no Verão, no mesmo local.

## 3.2. Parâmetros biológicos

### 3.2.1. Composição específica e estrutura da comunidade de diatomáceas

Durante o período de estudo, 189 espécies pertencendo a 53 gêneros, foram identificadas. *Nitzschia* e *Navicula* foram os gêneros mais frequentemente representados, com 42 e 25 *taxa*, respectivamente. Alguns dos *taxa* encontrados estão representados na Figura 3.3



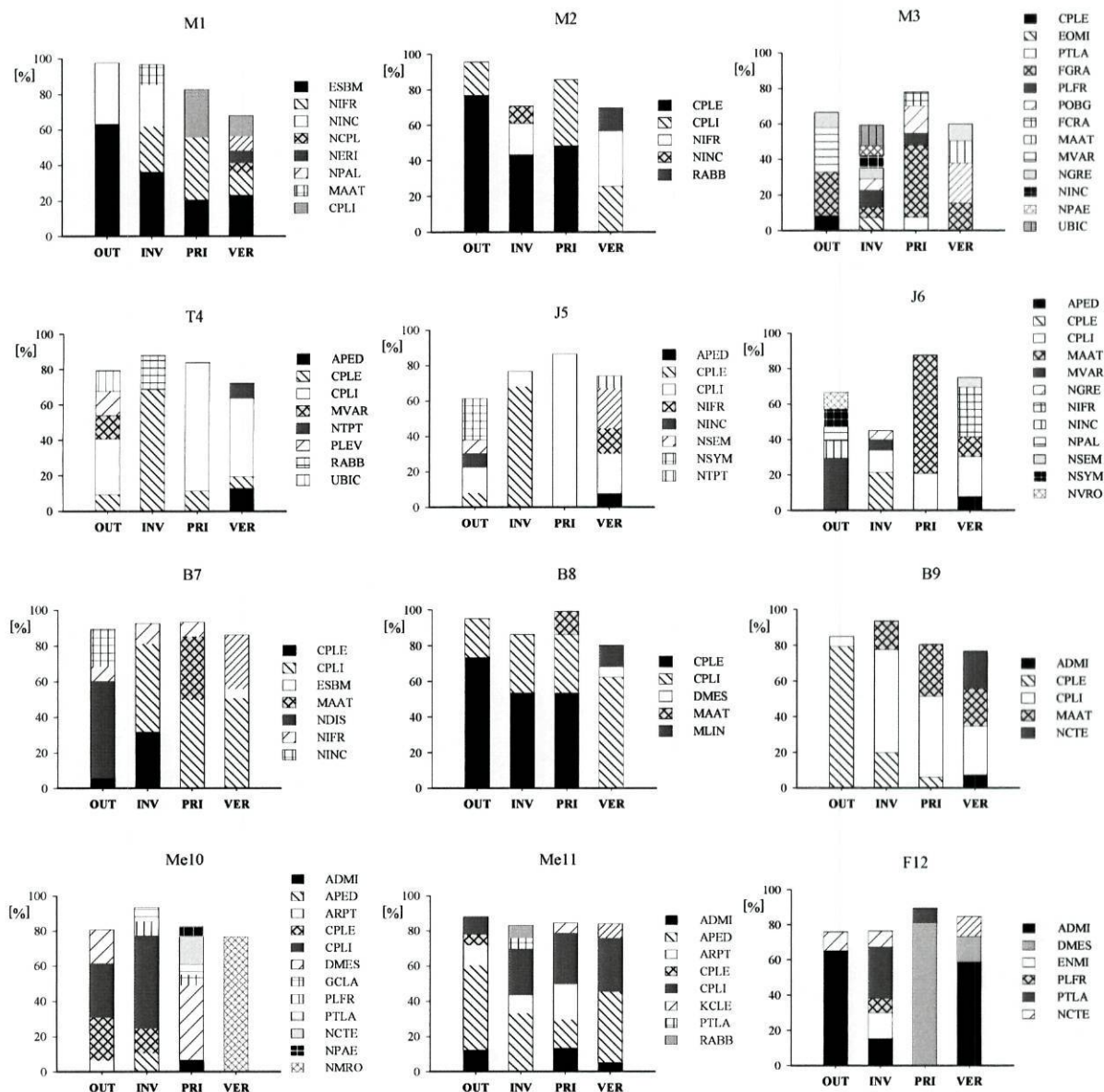
**Figura 3.3.** Microfotografias de algumas espécies de diatomáceas encontradas: 1) *Pleurosira laevis*. 2) *Navicula gregaria*. 3) *Stauroneis smithii*. 4) *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. 5) *Gomphonema acuminatum*. 6) *Cyclotella meneghiniana*.

Os *taxa* dominantes, com uma abundância específica relativa superior a 5%, em pelo menos uma amostra, resumiram-se a 36 (Tabela 3.1).

**Tabela 3.1.** *Taxa* com abundâncias relativas  $\geq 5\%$ .

<b>Código</b>	<b>Taxa</b>
ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow
ARPT	<i>Achnanthes rupestoides</i> Hohn
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck
DMES	<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing
ENMI	<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabenhorst) D.G. Mann
EOMI	<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot
ESBM	<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser, Lange-Bertalot et Metzeltin
FCRA	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>radians</i> (Kützing) Lange-Bertalot
FGRA	<i>Fragilaria gracilis</i> Oestrup
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg
KCLE	<i>Karayevia clevei</i> (Grunow in Cleve et Grunow) Round and Bukhtiyarova
MAAT	<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot
MLIN	<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) Agardh
MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow
NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot
NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow
NMRO	<i>Nitzschia macaronesica</i> Lange-Bertalot
NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
NSEM	<i>Navicula seminulum</i> Grunow
NSYM	<i>Navicula symmetrica</i> Patrick
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory
NVRO	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg var. <i>rostellata</i> (Kützing) Cleve
PLEV	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compere
PLFR	<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
POBG	<i>Psammothidium oblongellum</i> (Oestrup) Van de Vijver
PTLA	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brebisson ex Kützing) Lange-Bertalot
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot
UBIC	<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère

Durante o estudo, foram encontradas várias espécies raras e esporádicas. A maioria das espécies predominantes encontradas são ubíquas. *Cocconeis placentula* var. *euglypta* e *Cocconeis placentula* var. *lineata* foram os *taxa* mais abundantes, ocorrendo em cerca de 96% de todas as amostras. Estas espécies foram menos abundantes no local F12. *Cocconeis placentula* var. *lineata* foi dominante na Primavera, na estação J5, com uma abundância relativa de 86% e os restantes *taxa* encontrados tiveram abundâncias relativas inferiores a 5% (Figura 3.4).



**Figura 3.4.** Variação sazonal da abundância relativa das espécies dominantes (abundância relativa > 5%) nos locais de amostragem.

*Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Planothidium lanceolatum*, *Planothidium frequentissimum*, *Amphora pediculus*, *Mayamaea atomus* e *Navicula gregaria* foram os *taxa* com uma distribuição mais vasta, aparecendo em quase todos os locais. *Nitzschia capitellata* e *Navicula erifuga* tiveram abundâncias superiores a 5% só na estação M1. *Eolimna subminuscula* registou também maiores abundâncias neste local. *Nitzschia frustulum*, *Nitzschia inconspicua* e *Nitzschia palea* foram encontradas no local M1. *Achnantheidium minutissimum* surge em maior abundância nos locais limpos de maiores altitudes do Ribeiro Frio, da Ribeira da Metade e do local a montante da Ribeira Brava (B9),

embora a sua presença fosse comum na maioria dos locais e parecesse ter uma distribuição ubíqua. Também se verificou a presença de espécies endémicas em locais situados na floresta *Laurissilva*: *Navicula madeirensis* e *Nitzschia macaronesica*. Constatou-se a presença de *Navicula madeirensis* nos locais B9, Me10, Me11 e F12, mas com abundâncias relativas inferiores a 1%. *Nitzschia macaronesica* foi encontrada nos locais Me10 e Me11, no Outono, Inverno e Primavera. No Verão, esta espécie também se observou nos locais M1, J5, J6, B8 e B9, mas sempre com uma abundância relativa inferior a 1%, enquanto que na estação Me10 a sua abundância relativa foi de 76,6 %. A espécie *Pleurosira laevis* apareceu unicamente nos locais T4, J5 e J6 (Ribeira do Juncal) e foi mais abundante no Outono, no local T4 (13,7%). Em relação à estrutura da comunidade, a diversidade ( $H'$ ) e a equitabilidade (E) não mostraram variações significativas entre locais ou entre estações do ano (Tabela 3.2).

**Tabela 3.2.** Resumo da ANOVA para a diversidade ( $H'$ ) e para a equitabilidade (E). O efeito dos locais e das estações do ano foram analisados para cada parâmetro (g.l.-graus de liberdade; NS-não significativo).

Parâmetros	Fonte de variação	F	g.l.	P
Diversidade	Local	1.6	11, 33	NS
	Estação	2.3	3, 33	NS
Equitabilidade	Local	1.4	11, 33	NS
	Estação	2.2	3, 33	NS

### 3.2.2. Análise multivariável da comunidade de diatomáceas

O gráfico de ordenação resultante da ACC, que mostra a distribuição das espécies e a sua relação com os parâmetros ambientais está representado na Figura 3.5. A selecção progressiva das variáveis ambientais e os testes de permutação de Monte Carlo reduziram as variáveis ambientais para seis variáveis, que explicaram de forma significativa a distribuição das espécies: altitude, fosfatos, pH, cálcio, sulfatos e sólidos voláteis (SV). As seis variáveis ambientais consideradas na ACC explicaram 33,5% da variação total da distribuição das diatomáceas. Os dois primeiros eixos explicaram 23,0% da variância dos dados das diatomáceas e 68,5% da variância explicada pelas variáveis ambientais (Tabela 3.3). As

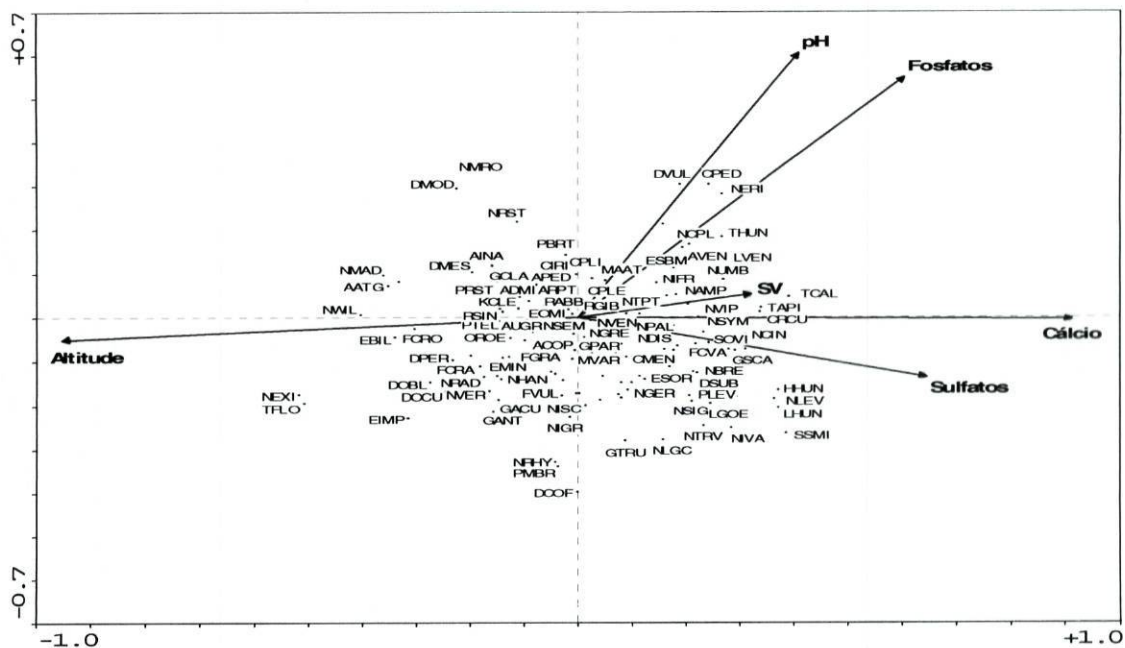
correlações espécies-ambiente foram elevadas: o eixo 1 e o eixo 2 obtiveram correlações de 0,967 e 0,886 respectivamente.

**Tabela 3.3.** Resumo da Análise Canónica de Correspondências entre as espécies de diatomáceas e as variáveis ambientais para o período estudado (só os dois primeiros eixos estão representados).

	Eixo 1	Eixo 2
Valores próprios ( $\lambda$ )	0,224	0,102
Correlações espécies-ambiente	0,962	0,865
% de variância cumulativa:		
dos dados das espécies	15,7	23,0
da relação espécies-ambiente	47,0	68,5
Soma de todos os valores próprios não canónicos		1,420
Soma de todos os valores próprios canónicos		0,476

A ACC revelou a presença de muitas espécies com largas tolerâncias às variáveis ambientais, estando ordenadas próximas do centro da origem dos eixos (Figure 3.4). Estas espécies de larga distribuição incluem *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Amphora pediculus*, *Mayamaea atomus*, *Navicula gregaria*, *Navicula seminulum* e *Eolimna minima*.

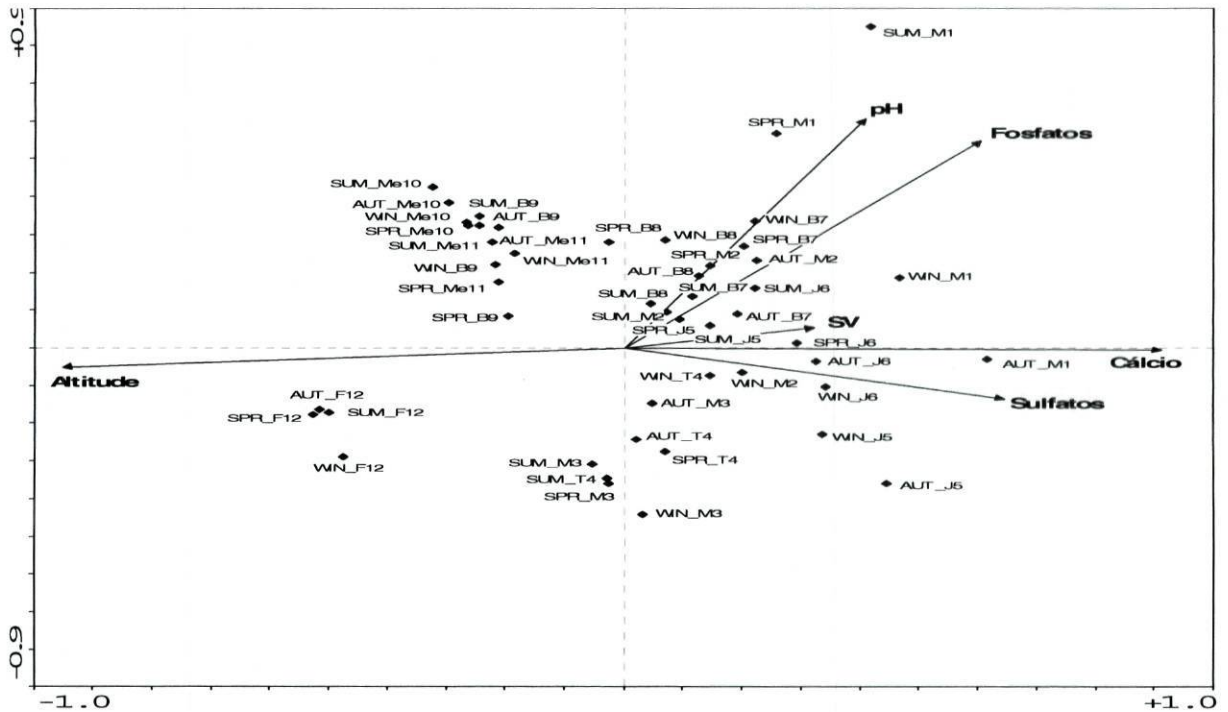
Analisando o pH, taxa alcalibiontes (de acordo com van Dam et al., 1994), como é o caso de *Diatoma vulgare*, *Amphora veneta*, *Epithemia sorex* e *Pleurosira laevis* estão projectados no lado direito do gráfico (lado positivo) junto com taxa alcalifílicos como *Cocconeis pediculus*, *Navicula erifuga*, *Nitzschia capitellata* e *Tryblionella hungarica* entre outros. Estas espécies estão associadas a valores mais elevados de pH, em oposição às espécies acidofílicas como *Tabellaria flocculosa*, *Eunotia implicata* e *Eunotia minor* que estão localizadas no lado esquerdo do primeiro eixo (lado negativo), junto com muitas espécies características de águas circumneutras, que estão também situadas á volta do centro da origem dos eixos. Estes incluem espécies como *Diploneis oculata*, *Navicula radiosa*, *Diademsis perpusilla*, *Diademsis confervacea*, *Pinnularia microstauron* var. *brebissonii*, *Nitzschia gracilis*, *Nitzschia hantzschiana*, *Fragilaria gracilis*, *Navicula seminulum*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum*, *Achnantheidium minutissimum*, *Gomphonema clavatum* e *Diatoma mesodon*.



**Figura 3.5.** Resultados da ACC: representação das espécies de diatomáceas e dos parâmetros ambientais para o período estudado. Os pontos representam as espécies de diatomáceas. Só os *taxa* seleccionados (ver Tabela 3.4) estão identificados com abreviação correspondente.

As diferenças entre as características ambientais das várias ribeiras foram mostradas pelo gráfico de ordenação dos locais (Figura 3.6). O local F12 do Ribeiro Frio está associado a valores mais baixos de pH estando situado no quadrante inferior esquerdo. Em oposição, o local M1 da Ribeira de Machico está relacionado a valores mais elevados de pH (sendo o valor máximo no verão) estando situado no quadrante superior direito. Ribeiras situadas a altitudes mais elevadas situadas na serra em zonas florestais foram projectadas no lado esquerdo (lado negativo) do gráfico de ordenação. O local F12 do Ribeiro Frio esteve associado a altitudes mais elevadas e a concentrações mais baixas do ião cálcio. Este local está situado no quadrante inferior esquerdo, associado a valores mais baixos de variáveis de poluição como matéria orgânica (SV), fosfatos, sulfatos e pH. Algumas espécies características de F12 são: *Tabellaria flocculosa* e *Navicula exilis*. Outras espécies foram também encontradas nos locais de maiores altitudes como a da Ribeira de Metade e o local B9: *Eunotia implicata*, *Diploneis oculata*, *Eunotia bilunaris*, *Fragilaria crotonensis*, *Navicula wildii*, *Achnantheidium alteragracillima*, *Diademsis perpusilla*, *Diploneis modica* e *Diatoma*

*mesodon*. Estes taxa preferem condições menos tróficas, sendo a maioria classificados (de acordo com van Dam et al., 1994) como oligotróficos e mesotróficos. Algumas destas espécies têm no entanto preferências tróficas desconhecidas.



**Figura 3.6.** Resultados da ACC: representação dos locais de amostragem e das variáveis ambientais (AUT- Outono; WIN- Inverno; SPR- Primavera; SUM- Verão).

Espécies endêmicas como *Navicula madeirensis* e *Nitzschia macaronesica* foram também encontradas nestes locais. *Navicula madeirensis* foi observada no local a montante da Ribeira Brava (B9) e na Ribeira de Metade e no Ribeiro Frio, enquanto *Nitzschia macaronesica* foi observada em grande abundância apenas na Ribeira da Metade (Me10 e Me11). *Achnantheidium minutissimum* teve também maior expressão nos locais mais altos do Ribeiro Frio, Ribeira da Metade e no local B9, apesar de ser comum na maioria dos locais amostrados.

O local a jusante da Ribeira de Machico (M1) está no outro extremo do gradiente de altitude e parece estar associado a pH mais elevado e a variáveis de poluição como fosfatos e matéria orgânica (SV) e a concentrações iónicas (cálcio). Espécies que preferem meios hipereutróficos (de acordo com van Dam et al., 1994), como é o caso de *Nitzschia capitellata* e meios eutróficos como *Cocconeis pediculus*, *Navicula erifuga*, *Tryblionella hungarica*, *Tryblionella apiculata* e *Tryblionella calida* estiveram associadas a este local. Outras espécies abundantes neste local são: *Eolimna subminuscula*, *Nitzschia frustulum* e *Nitzschia palea*.

Os locais J6 e J5, ocupam o lado direito do primeiro eixo, estando associados a concentrações mais elevadas de matéria orgânica (SV), sulfatos e concentração iónica (especialmente no Inverno e no Outono) e a altitudes mais baixas. Os taxa característicos destes locais são hipereutróficos (*Nitzschia levidensis* e *Lemnicola hungarica*) e eutróficos (*Luticola goeppertiana*, *Surirella ovalis*, *Tryblionella apiculata* e *Tryblionella calida*). A espécie eutrófica *Pleurosira laevis* é também característica destes locais, aparecendo só na Ribeira do Juncal durante o período de estudo. Esta espécie foi mais abundante no Outono no local T4 (13,7%).

Em geral, não houve uma grande variação sazonal para os diferentes locais excepto para M1. Este local esteve associado a elevados valores de pH na Primavera e no Verão e a concentrações mais altas de matéria orgânica no Outono e no Inverno.

### 3.2.3. Preferências ecológicas das diatomáceas

O método das médias ponderadas pode prever as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas. O óptimo de uma certa espécie pode estar relacionado com os parâmetros ambientais consoante a sua localização e proximidade ao extremo do vector na ACC. A Tabela 3.4 mostra o óptimo de pH ( $\hat{u}_k$ ) e tolerâncias ( $t_k$ ) calculadas para os taxa que se destacaram na ACC e a sua classificação (de acordo com van Dam et al., 1994): indiferente, alcalibionte, alcalifílico, circumneuro e acidofílico. Para alguns taxa (17) as preferências de pH não são conhecidas segundo a classificação de van Dam et al., 1994. O óptimo de pH variou entre 6,9 (*Diadesmis confervacea*) e 8,7 (*Diatoma vulgare*) (Tabela 3.4). A maioria dos taxa encontrados durante o estudo preferem águas alcalinas.

**Tabela 3.4.** Os códigos e nomes das espécies que se destacaram na análise da ACC, as suas classes de pH de acordo com van Dam et al. (1994), e os óptimos ( $\hat{u}_k$ ) e tolerâncias ( $t_k$ ) de pH estimados.

Código	Taxa	Classe de pH	pH	
			$\hat{u}_k$	$t_k$
AATG	<i>Achnantheidium alteragracillima</i> (Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova	Alcalifílico	7,5	0,3
ACOP	<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald	Alcalifílico	7,2	0,3
ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	Circumneutro	7,2	0,3
AINA	<i>Amphora inariensis</i> Krammer	Desconhecido	7,6	0,1
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	Alcalifílico	7,6	0,2
ARPT	<i>Achnanthes rupestoides</i> Hohn	Alcalifílico	7,6	0,1
AUGR	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	Alcalifílico	7,1	0,4
AVEN	<i>Amphora veneta</i> Kützing	Alcalibionte	7,7	0,1
CIRI	<i>Cyclotella iris</i> Brun & Heribaud	Desconhecido	7,7	0,4
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	Alcalifílico	7,5	0,3
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	Alcalifílico	8,0	0,6
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	Alcalifílico	7,5	0,4
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	Alcalifílico	7,8	0,3
CRCU	<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Mann	Alcalifílico	7,5	0,2
DCOF	<i>Diadsmis confervacea</i> Kützing	Circumneutro	6,9	0,1
DMES	<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	Circumneutro	7,2	0,3
DMOD	<i>Diploneis modica</i> Hustedt	Desconhecido	7,6	0,1
DOBL	<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	Desconhecido	7,1	0,3
DOCU	<i>Diploneis oculata</i> Brébisson Cleve	Circumneutro	7,2	0,3
DPER	<i>Diadsmis perpusilla</i> (Grunow) D.G. Mann in Round & al,	Circumneutro	7,2	0,3
DSUB	<i>Denticula subtilis</i> Grunow	Desconhecido	7,4	0,3
DVUL	<i>Diatoma vulgaris</i> Bory	Alcalibionte	8,7	0,9
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i>	Indiferente	7,0	0,1
EIMP	<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lange-Bertalot & Alles	Acidofílico	7,0	0,1
EMIN	<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck	Acidofílico	7,1	0,3
EOMI	<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	Alcalifílico	7,3	0,3
ESBM	<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser, Lange- Bertalot & Metzeltin	Alcalifílico	7,9	0,5
ESOR	<i>Epithemia sorex</i> Kützing	Alcalibionte	7,8	0,1
FCRA	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>radians</i> (Kützing) Lange-Bertalot	Desconhecido	7,3	0,3
FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	Alcalifílico	7,1	0,2
FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	Alcalifílico	7,7	0,2
FGRA	<i>Fragilaria gracilis</i> Oestrup	Circumneutro	7,1	0,1
FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	Alcalifílico	7,1	0,1
GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	Alcalifílico	7,0	0,1
GANT	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	Alcalifílico	7,5	0,4
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	Circumneutro	7,7	0,1
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	Circumneutro	7,5	0,3

GSCA	<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve	Desconhecido	7,6	0,2
GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	Alcalifilico	7,6	0,3
HHUN	<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	Alcalifilico	7,6	0,1
KCLE	<i>Karayevia clevei</i> (Grunow in Cleve & Grunow) Round & Bukhtiyarova	Alcalifilico	7,6	0,1
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann	Alcalifilico	7,6	0,3
LHUN	<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	Alcalifilico	7,5	0,2
LVEN	<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G. Mann	Circumneutro	7,7	0,2
MAAT	<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	Alcalifilico	8,0	0,2
MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh	Alcalifilico	7,3	0,3
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	Alcalifilico	7,7	0,2
NBRE	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	Circumneutro	7,4	0,3
NCIN	<i>Navicula cariocincta</i> Lange-Bertalot	Alcalifilico	7,7	0,1
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A.Schmidt & al.	Alcalifilico	7,8	0,3
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>dissipata</i>	Alcalifilico	7,6	0,4
NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	Alcalifilico	7,7	0,1
NEXI	<i>Navicula exilis</i> Kützing	Desconhecido	7,0	0,1
NGER	<i>Navicula germainii</i> Wallace	Alcalifilico	7,4	0,3
NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin	Alcalifilico	7,2	0,3
NHAN	<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	Circumneutro	7,7	0,3
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	Alcalifilico	8,0	0,5
NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	Circumneutro	7,0	0,2
NISC	<i>Nitzschia scalpelliformis</i> (Grunow) Grunow in Cleve & Grunow	Desconhecido	7,7	0,1
NIVA	<i>Nitzschia valdestrata</i> Aleem & Hustedt	Alcalifilico	7,5	0,2
NLEV	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow in Van Heurck	Alcalifilico	7,6	0,2
NLGC	<i>Navicula longicephala</i> Hustedt var. <i>longicephala</i>	Desconhecido	7,1	0,1
NMAD	<i>Navicula madeirensis</i> Lange-Bertalot	Desconhecido	7,3	0,4
NMRO	<i>Nitzschia macaronesica</i> Lange-Bertalot	Desconhecido	7,7	0,1
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	Circumneutro	7,6	0,3
NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing	Circumneutro	7,1	0,1
NRHY	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	Alcalifilico	7,6	0,4
NRST	<i>Nitzschia rosenstockii</i> Lange-Bertalot	Desconhecido	7,7	0,1
NSEM	<i>Navicula seminulum</i> Grunow	Circumneutro	7,3	0,3
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith	Alcalifilico	7,7	0,2
NSYM	<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	Alcalifilico	7,6	0,2
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	Alcalifilico	7,9	0,1
NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot var. <i>trivialis</i>	Alcalifilico	7,2	0,1
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	Circumneutro	8,0	0,1
NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing	Alcalifilico	7,5	0,3
NVER	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	Alcalifilico	7,0	0,1
NWIL	<i>Navicula wildii</i> Lange-Bertalot	Alcalifilico	7,5	0,3
OROE	<i>Orthoseira roeseana</i> (Rabenhorst) O' Meara	Desconhecido	7,8	0,1
PBRT	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg f. <i>rectangularis</i> Carlson	Desconhecido	7,6	0,3
PLEV	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compere f. <i>laevis</i> Ehrenberg	Alcalibionte	7,7	0,1
PMBR	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve var. <i>brebissonii</i> (Kützing) Mayer	Circumneutro	7,0	0,1
PRST	<i>Planothidium rostratum</i> (Oestrup) Lange-Bertalot	Alcalifilico	7,4	0,8
PTEL	<i>Planothidium ellipticum</i> (Cleve) Round & Bukhtiyarova	Alcalifilico	7,2	0,3

RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	Alcalifilico	7,3	0,3
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O.Müller var. <i>Gibba</i>	Alcalibionte	7,9	0,1
RSIN	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	Desconhecido	7,1	0,3
SOVI	<i>Surirella ovalis</i> Brebisson	Alcalifilico	7,7	0,1
SSMI	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	Alcalifilico	7,4	0,1
TAPI	<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	Alcalifilico	7,7	0,1
TCAL	<i>Tryblionella calida</i> (Grunow in Cleve & Grunow) D.G. Mann	Desconhecido	7,6	0,2
TFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	Acidofilico	7,0	0,1
THUN	<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann	Alcalifilico	7,7	0,1

### 3.3. Qualidade biológica da água

#### 3.3.1. Índices diatômicos e indicação da qualidade da água

Os valores dos diferentes índices diatômicos estão representados na Tabela 3.5. A maioria dos índices indicaram pior qualidade da água no local M1 durante todo o período de estudo, mas especialmente no Outono. A água nos locais J6 e B7, na Primavera, foram também de pior qualidade. Em geral os índices indicaram uma melhor qualidade da água nos locais limpos das Ribeiras da Metade e no Ribeiro Frio. As ribeiras apresentaram menos poluição na Primavera e no Verão.

Correlações positivas significativas foram encontradas entre a maioria dos índices calculados (Tabela 3.6). A correlação mais forte foi entre os índices IPS e CEE e entre IPS e IBD. O índice CEE teve também uma forte correlação com o índice IDAP. TDI só correlacionou com dois índices, tendo uma correlação positiva com SHE (0,409) e uma correlação negativa com WAT (-0,523).

A maioria dos índices diatômicos não reflectiu bem a qualidade da água nas diferentes ribeiras. O índice IDAP pareceu subestimar os locais limpos de maior altitude. Os resultados dados por IDAP nunca foram superiores a 15. O índice SLA teve o mesmo problema, com um valor máximo de 14,8 no Verão no local F12 além de este índice não discriminar bem a qualidade da água entre os diversos locais.

O índice IDG revelou valores mais baixos do que os esperados nos locais mais altos B9, Me10 e Me11, especialmente no Verão, dando um valor de 3,6 a Me11, enquanto o índice EPI-D pareceu subestimar os locais de maiores altitudes no Outono e no Inverno. Os valores deste índice também não parecem ser realistas. Na Primavera e no Verão, quando as condições ambientais eram as melhores, este índice apresentou valores baixos em muitos dos locais.

**Tabela 3.5.** Valores dos índices de diatomáceas durante o período de estudo.

	AMOSTRA	IDAP	EPI-D	IBD	SHE	ROTT	WAT	IPS	SLA	DES	L&M	IDG	CEE	TDI	%PT
OUT	M1	5,7	7,9	6,6	6,4	7,9	4,6	7,2	7,1	15,2	8,8	6,3	5,0	73,5	34,6
	M2	5,2	14,9	14,4	5,4	9,3	19,5	14,4	13,3	11,3	15,1	12,8	9,0	50,2	0,8
	M3	13,1	9,9	14,4	11,8	14,9	11,2	14,8	11,1	12,1	10,5	12,7	11,3	72,2	11,9
	J6	10,1	8,6	10,3	10,2	10,5	9,9	9,0	10,6	9,0	9,5	9,0	7,7	78,3	23,0
	J5	4,8	7,2	12,2	7,3	10,2	11,6	10,2	11,7	13,6	10,5	10,7	6,9	66,2	16,7
	T4	13,1	10,3	15,5	11,8	16,6	13,3	12,5	12,4	11,7	12,3	11,3	13,2	58,0	2,3
	B7	13,3	9,0	13,1	12,1	12,4	16,0	15,6	13,4	18,2	13,0	10,9	12,6	90,6	30,6
	B8	6,2	14,5	14,8	8,3	10,3	19,4	14,5	13,2	12,1	15,0	12,7	9,7	50,7	1,0
	B9	10,6	13,4	13,3	10,8	13,4	18,5	13,7	13,0	13,2	14,7	12,2	11,8	51,5	2,6
	Me10	14,1	14,0	17,0	11,1	12,1	17,0	17,0	13,1	15,3	14,1	12,2	16,0	57,2	0,3
	Me11	12,9	13,2	14,2	12,7	12,3	17,2	16,0	13,1	17,3	14,1	11,2	17,0	76,0	0,3
	F12	12,2	14,0	14,2	14,3	14,8	12,1	17,0	13,2	13,2	13,1	16,1	17,5	69,4	1,2
INV	M1	5,8	5,5	6,7	7,0	9,2	7,2	6,9	8,7	15,1	9,4	4,8	5,0	74,5	49,9
	M2	7,0	11,0	10,4	10,2	11,5	14,8	10,8	12,2	14,5	12,5	8,2	9,6	59,2	32,3
	M3	7,9	9,4	11,4	10,2	13,7	9,1	11,6	11,4	14,0	11,3	10,6	9,0	79,4	23,1
	J6	8,7	9,6	12,4	10,8	11,9	13,9	11,5	11,2	14,0	11,9	10,6	9,9	65,2	20,3
	J5	10,8	13,3	13,3	12,1	12,8	18,2	13,3	12,8	16,3	14,6	12,2	12,8	54,6	6,4
	T4	14,3	14,0	12,4	13,4	12,8	19,3	14,0	12,9	15,4	14,6	12,8	12,6	51,7	0,7
	B7	9,1	10,3	11,5	11,8	11,5	14,2	14,0	13,1	15,0	12,9	12,1	10,0	74,3	22,0
	B8	9,5	11,7	15,6	8,3	9,4	19,1	15,1	13,0	16,6	13,9	12,4	11,8	52,3	2,3
	B9	11,9	14,9	17,8	8,9	18,3	16,7	16,0	13,3	16,5	11,4	12,6	15,8	51,7	0,3
	Me10	15,0	14,8	17,3	11,5	12,1	18,0	17,6	13,4	15,9	14,4	12,6	17,0	57,8	0,3
	Me11	13,3	13,6	14,3	13,0	12,6	17,8	15,7	13,2	18,0	14,2	11,9	16,6	76,1	0,3
	F12	12,8	14,2	14,8	14,6	15,0	12,3	17,5	13,7	13,9	13,6	16,2	15,3	70,6	1,3
PRIM	M1	5,8	8,1	12,3	8,0	9,9	11,5	10,1	10,0	14,8	9,8	6,7	7,7	62,3	38,9
	M2	8,0	13,2	15,8	8,6	10,7	18,7	15,4	13,0	14,2	14,0	12,2	11,6	50,8	4,9
	M3	9,2	12,8	15,9	12,7	17,3	10,8	16,5	11,2	14,8	11,4	14,2	12,6	78,0	8,0
	J6	8,0	2,2	15,2	2,0	4,8	12,8	9,9	10,5	14,7	8,4	10,8	9,6	54,2	4,4
	J5	11,8	14,1	19,3	10,8	12,0	19,2	19,0	13,2	17,8	12,1	12,5	15,8	52,8	2,2
	T4	14,5	14,6	18,5	13,4	14,1	18,9	18,3	13,2	17,5	14,3	12,8	14,7	52,8	1,2
	B7	5,8	4,4	17,0	3,2	6,4	15,0	13,4	11,1	15,2	8,5	10,6	9,6	52,4	9,4
	B8	8,2	9,0	18,5	4,5	6,9	18,0	16,8	12,4	15,1	10,4	12,4	11,1	51,3	2,0
	B9	13,4	14,6	17,1	9,6	17,8	13,0	14,5	13,1	16,8	9,4	12,3	16,2	57,2	0,2
	Me10	12,7	16,2	18,7	15,6	16,7	15,1	18,8	12,8	18,7	16,0	12,5	15,8	84,9	0,3
	Me11	15,1	14,6	16,4	15,3	15,3	17,7	17,4	13,6	18,3	15,3	13,9	18,3	65,1	0,1
	F12	12,5	17,2	20,0	16,5	17,7	18,3	19,7	10,7	19,6	17,3	14,7	15,8	77,9	0,4
VER	M1	7,1	7,1	10,1	6,7	9,3	9,0	7,2	8,4	10,6	9,1	7,8	6,5	72,7	39,2
	M2	8,0	11,1	12,8	11,8	12,0	15,2	12,1	12,7	14,5	10,9	7,7	11,1	68,3	36,9
	M3	10,2	6,5	14,9	11,5	15,8	10,3	14,2	10,3	13,3	9,6	14,5	9,6	74,0	14,5
	J6	6,3	6,8	13,0	8,9	10,9	12,9	10,6	12,0	15,8	10,5	7,6	9,0	70,8	33,3
	J5	6,4	8,0	13,7	9,6	11,0	11,7	10,6	13,3	17,2	12,2	9,5	9,0	74,3	22,0
	T4	14,4	14,2	17,0	13,7	14,0	17,3	17,2	13,2	18,6	14,3	12,0	15,8	64,2	3,2
	B7	5,8	10,8	15,7	9,6	11,2	15,3	13,9	12,3	15,5	10,6	8,4	8,8	55,8	30,7
	B8	6,1	13,4	19,0	12,1	13,4	17,3	14,4	12,6	17,1	13,4	12,3	11,6	53,5	4,4
	B9	14,5	7,1	16,0	10,5	11,6	13,5	14,9	11,5	16,9	11,5	12,1	12,2	73,4	7,2
	Me10	15,0	16,4	18,6	16,2	17,5	12,2	18,8	13,4	19,7	16,3	3,6	17,9	61,1	0,1
	Me11	15,0	14,4	14,8	14,0	14,2	18,4	16,8	13,4	19,5	15,0	11,6	17,9	77,6	0,6
	F12	14,2	13,6	17,6	16,2	16,0	11,8	18,9	14,8	16,8	15,5	16,4	18,5	93,3	0,7

O índice WAT também apresentou grandes discrepâncias. O local B8 teve sempre uma melhor qualidade da água que locais limpos de maiores altitudes, como B9 e Me10, enquanto F12 variou entre 11,8 e 12,3 no Outono, Inverno e Verão. O índice DES não pareceu dar valores realistas também. Este índice apresentou valores que variaram entre 14,8 e 15,2 para o Outono, Inverno e Primavera no local a jusante M1. Os índices SHE e L&M pareceram subestimar locais limpos a montante, especialmente B9. Este local variou entre 8,9 e 10,8 durante todo o período de estudo para SHE e entre 9,4 e 11,5 durante o Inverno, Primavera e Verão para L&M, atingindo um valor mais alto no Outono (14,7).

Os valores do índice Rott parecem estar sobrestimados em alguns locais como M3 e T4 especialmente no Outono, e outros locais de maiores altitudes e limpos como Ribeira Brava, Ribeira da Metade e Ribeiro Frio revelam valores mais baixos do que o esperado.

O índice TDI revelou os resultados mais inesperados. Locais limpos a montante indicaram elevadas concentrações de nutrientes, tal como os locais poluídos a jusante. Só alguns dos índices diatómicos reflectiram bem as diferenças na qualidade da água das ribeiras amostradas.

**Tabela 3.6.** A correlação de Pearson entre os índices diatómicos (n=48). Valores numéricos indicam significativo a  $p < 0,05$  (Não significativo é indicado por ..).

	SLA	DES	L&M	IDG	CEE	SHE	IDAP	EPI-D	IBD	ROTT	WAT	TDI
<b>IPS</b>	0,698	0,584	0,703	0,557	0,870	0,627	0,681	0,686	0,856	0,580	0,631	..
<b>SLA</b>		0,369	0,648	0,472	0,707	0,453	0,466	0,599	0,617	0,398	0,767	..
<b>DES</b>			0,470	..	0,644	0,485	0,449	0,343	0,509	0,348	0,325	..
<b>L&amp;M</b>				0,343	0,675	0,698	0,503	0,784	0,462	0,477	0,620	..
<b>IDG</b>					0,451	..	0,394	0,328	0,506	0,300	0,504	..
<b>CEE</b>						0,714	0,845	0,670	0,726	0,676	0,545	..
<b>SHE</b>							0,717	0,700	0,355	0,817	..	0,409
<b>IDAP</b>								0,493	0,468	0,652	0,328	..
<b>EPI-D</b>									0,442	0,666	0,512	..
<b>IBD</b>										0,433	0,631	..
<b>ROTT</b>											..	..
<b>WAT</b>												-0,523

Os índices IPS, CEE e IBD deram bons resultados, pois os valores mais elevados correspondem aos locais mais altos e limpos. O índice IBD foi o que atribuiu o valor mais alto: 20,0 (F12, Primavera). Porém, este índice pode ter sobrestimado os locais a jusante e a

altitudes médias. Dos três índices, o CEE pareceu discriminar melhor os locais na Ribeira Brava especialmente na Primavera e no Inverno, mas este índice atribuiu valores de 11,8 e 12,2 no Outono e no Verão ao local limpo B9. A aparente melhoria da qualidade da água na Primavera é só ligeiramente indicada por este índice. Nesta estação do ano, J5 e T4 tiveram valores mais elevados e, no Verão, T4 continuou com valores elevados. Estes resultados foram inclusive mais elevados para os índices IPS e IBD. Além destes resultados estranhos, o índice IPS pareceu apresentar uns dos melhores valores, atingindo valores extremos, desde muito boa qualidade da água, a má qualidade da água e indicando uma melhor qualidade da água na Primavera.

### **3.3.2. A relação entre os diferentes índices diatómicos, o índice de diversidade e as variáveis ambientais,**

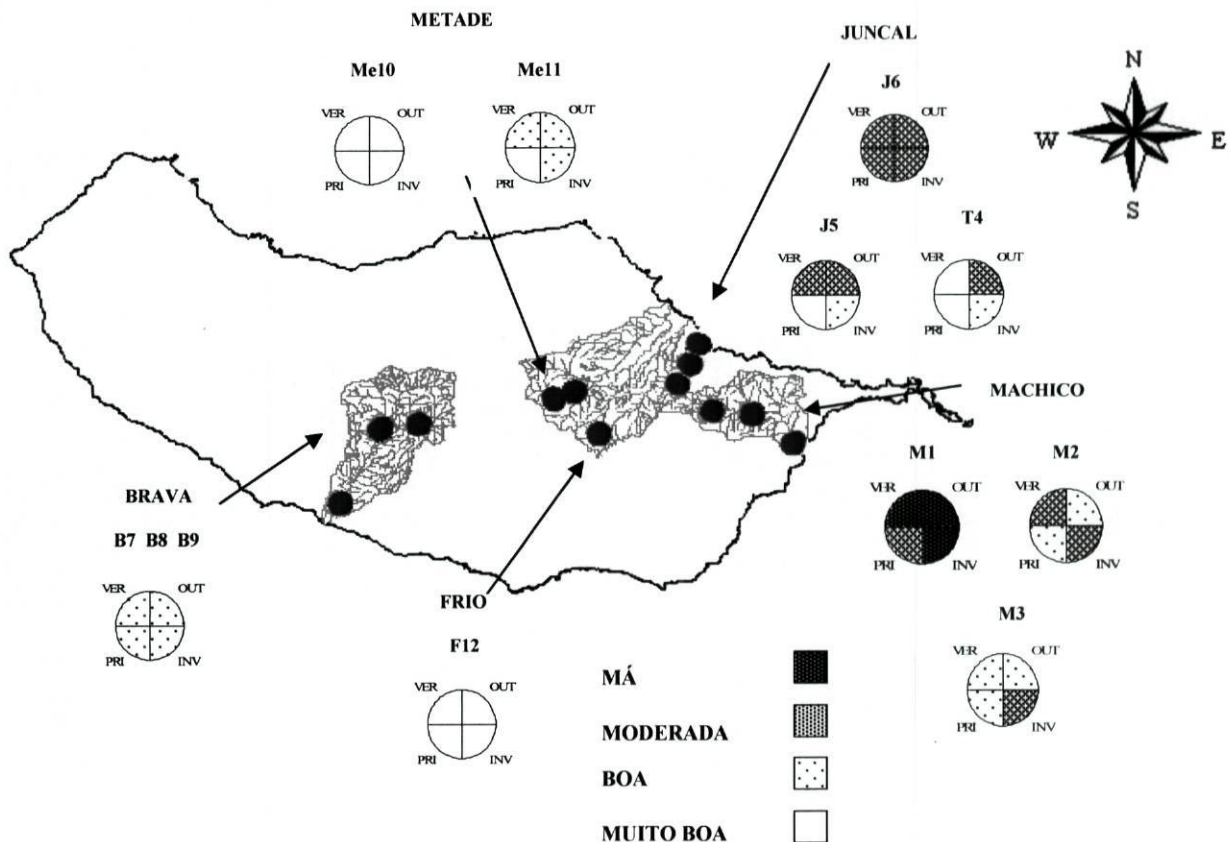
Excepto pelo TDI, os índices diatómicos mostraram uma clara relação com as variáveis ambientais (Tabela 3.7). Todos os índices, excepto o TDI, correlacionaram-se significativamente com condutividade, dureza e fosfatos. Só os índices IPS e CEE, porém, correlacionaram-se significativamente com todas as variáveis de qualidade da água testadas. As correlações foram negativas em todos os casos, excepto para o oxigénio dissolvido, indicando que valores mais elevados de condutividade, nitratos, sulfatos, dureza, cloretos, fosfatos e sólidos voláteis corresponderam a resultados mais baixos e consequentemente a pior qualidade da água. As correlações mais elevadas encontradas atribuem-se também a estes dois índices, excepto para o oxigénio dissolvido que teve uma correlação significativamente mais elevada com o índice WAT. O índice IPS obteve as correlações negativas mais elevadas com condutividade, nitratos, fosfatos e sólidos voláteis. Não foram encontradas correlações significativas entre variáveis de qualidade da água e diversidade e equitabilidade.

**Tabela 3.7.** Correlação de Pearson entre variáveis ambientais e índices (diatómicos, de diversidade e sapróbicos), Os valores indicam significativo a  $p < 0,05$ .

	IPS	SLA	DES	LMA	IDG	CEE	SHE	IDAP	EPI-D	IBD	ROTT	WAT	TDI	H'	J'
Cond.	-0,727	-0,597	-0,299	-0,561	-0,546	-0,705	-0,538	-0,602	-0,521	-0,556	-0,590	-0,430	..	..	..
O.D.	0,340	0,346	..	..	0,318	0,334	..	..	..	0,324	..	0,510	-0,384	..	..
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,464	-0,458	..	-0,350	-0,506	-0,430	..	-0,394	-0,346	-0,410	..	-0,354	..	..	..
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,521	-0,387	..	-0,441	-0,333	-0,561	-0,457	-0,525	-0,454	..	-0,510	..	..	..	..
CaCO <sub>3</sub>	-0,675	-0,541	-0,383	-0,552	-0,445	-0,701	-0,620	-0,615	-0,498	-0,498	-0,641	-0,315	..	..	..
Cl <sup>-</sup>	-0,334	..	-0,315	..	..	-0,361	..	-0,298	..	..	..	..	..	..	..
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-0,716	-0,675	-0,300	-0,445	-0,682	-0,641	-0,513	-0,573	-0,412	-0,665	-0,548	-0,510	..	..	..
S.V.	-0,564	-0,517	..	-0,542	-0,441	-0,551	-0,375	-0,458	-0,422	-0,541	-0,309	-0,455	..	..	..

### 3.3.3. A classificação das ribeiras de acordo com os valores do índice IPS

Com base nos valores obtidos pelo índice IPS, a qualidade da água dos diferentes locais, durante o período de estudo, pode ser classificada em quatro grupos: muito boa, boa, moderada e má (Figura 3.7).



**Figure 3.7.** Mapa da qualidade biológica da água baseado no índice diatómico IPS.

Os locais de referência Me10 e F12 têm a melhor qualidade da água. A água é classificada como muito boa ou excelente durante todo o período de estudo. O local a jusante de Machico (M1) registou a pior qualidade da água, seguida pelo local a jusante da Ribeira do Juncal (J6). Na Primavera houve uma melhoria da qualidade da água em M1. A qualidade da água foi, em geral, melhor nesta estação do ano, excepto no local J6 que apresentou sempre uma qualidade da água moderada.



Capítulo 4

Discussão



As águas superficiais da Madeira são neutras a alcalinas em todos os locais amostrados e, em geral, bem oxigenadas. O local a jusante mais afectado pela poluição urbana (M1) registou valores mais elevados de condutividade, fosfatos e dureza, contrastando com os locais limpos situados a maior altitude. As concentrações de nitratos parecem estar associadas a escorrências urbanas. Os cloretos não variaram muito entre locais, mas foram em geral mais elevados nos períodos de estiagem: Verão e Outono quando a qualidade da água foi pior. Porém uma grande variação foi observada em M1, com a mais baixa concentração de cloretos no Inverno (provavelmente devido ao aumento da diluição das águas superficiais resultante das chuvas) e a mais alta no Verão. A matéria orgânica presente no sistema aquático indicado pelos sólidos voláteis foi, em geral, mais elevado na Primavera (provavelmente devido ao crescimento de algas) e no Inverno (possivelmente devido às escorrências das chuvas). Os locais limpos situados em zonas altas nas serras da Madeira obtiveram os valores mais baixos de matéria orgânica, tendo-se registado no local B9 um valor elevado na Primavera. Isto pode ter sido causado pela entrada no meio aquático de florescências provenientes das árvores circundantes. Os sulfatos parecem estar associados aos locais situados nas zonas de agricultura da Ribeira do Juncal e da Ribeira Brava.

A distribuição das diatomáceas nos sistemas lóticos da Madeira está relacionada com variáveis ambientais. O uso da análise multivariável no presente estudo mostrou que existe um claro gradiente físico relacionado com a altitude ao longo das ribeiras estudadas. A altitude foi uma das variáveis mais importantes na determinação da estrutura da taxocenose de diatomáceas nas ribeiras da Madeira. Esta variável fisiográfica tem sido considerada importante na estrutura da taxocenose de diatomáceas em lugares como a Índia (Jüttner & Cox, 2001), Espanha (Leira & Sabater, 2005) e também na Madeira, mas para macroinvertebrados (Hughes, 2003).

Dois outros factores que influem na distribuição das diatomáceas são: cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e pH. A variável pH está relacionada com a alcalinidade, dureza e condutividade (Hughes, 2003). A análise multivariável mostrou, porém, que as variáveis de dureza e de condutividade não foram muito importantes na explicação da distribuição das espécies de diatomáceas porque elas não foram seleccionadas na ACC.

Cálcio e pH parecem estar associados a altitude e à geologia. O cálcio tem uma correlação negativa com a altitude. As concentrações mais baixas de cálcio foram medidas em locais de maior altitude como F12 (Ribeiro Frio), onde o tempo de retenção da água subterrânea é baixo, tal como tinha concluído Hughes (2005). A altitude e o pH também parecem estar relacionados: as águas são geralmente alcalinas a altitudes inferiores a 1000

metros, para altitudes mais elevadas, os valores de pH são mais baixos (LNEC, 1994). Os valores de pH tendem a aumentar a jusante.

As características hidroquímicas das ribeiras são, por vezes, também um resultado da natureza do substrato (Licursi & Gómez, 2002) por isso, a geologia tem sido responsável pela distribuição regional de diatomáceas (Rimet et al., 2004). A natureza basáltica da Madeira origina uma lenta lixiviação dos iões (Hughes, 2003). Os iões  $\text{Na}^+$  e  $\text{Ca}^{2+}$  são os catiões dominantes nas águas da Madeira (LNEC, 1994). A dissolução de  $\text{CaCO}_3$  está relacionada com a alcalinidade (Hughes, 2003) e as águas acídicas são encontradas em locais onde as concentrações de cálcio são baixas (ten Cate et al., 1993),

O pH pode também estar relacionado com factores de poluição porque é correlacionado positivamente com os fosfatos e está também associado a matéria orgânica presente no sistema aquático (sólidos voláteis - apesar desta variável ter uma importância menor quando comparada com outras variáveis seleccionadas). Os locais a jusante mais afectados pela poluição (M1, J6 e B7) estão associados a valores mais elevados de pH, fosfatos e sólidos voláteis. Amostras do Ribeiro Frio (F12), local limpo e mais alto, agrupam-se no sentido oposto. No local mais poluído M1, verificaram-se *taxa* tolerantes á poluição como *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia palea* e *Eolimna subminuscula* que também foram mais abundantes em locais limpos de elevadas altitudes.

Outra variável seleccionada, e associada á poluição foi os sulfatos. Estes parecem estar associados a estações em áreas agrícolas na Ribeira do Juncal, provavelmente devido ao tratamento de vinhas que utilizam o sulfato de cobre e fungicidas contendo enxofre (Hughes, 2003). Os sulfatos também parecem estar relacionados com a combustão automóvel (Hughes, 2003) em áreas urbanas como M1 (especialmente no Outono).

Durante este estudo, os locais não mostraram grandes diferenças sazonais excepto por M1 da Ribeira de Machico. O pH máximo de 9,6 no local a jusante desta ribeira (M1), na Primavera, pareceu estar associado á ocorrência de algas filamentosas. As algas podem contribuir para os níveis elevados de pH, reduzindo as concentrações de  $\text{H}^+$ , devido á fotossíntese (Hughes, 2003).

A estrutura da comunidade definida na base da diversidade ( $H'$ ) e da equitabilidade (E) não mostrou variações significativas entre locais ou estações do ano. A elevada diversidade não é sempre uma indicação de elevada qualidade da água (Wan Maznah & Mansor, 2002).

A flora bêntica de diatomáceas estudada foi na maioria composta por espécies cosmopolitas e ubíquas tal como encontrado em outros estudos de diatomáceas na Europa (Cantonati et al., 2001; Rimet et al., 2004). Os *taxa* cosmopolitas podem tolerar diferentes condições (Sherwood and Sheath, 1999) tal como as correntes fortes de Inverno na Madeira e as ribeiras quase secas no Verão (Hughes, 2003). Espécies cosmopolitas são, contudo consideradas como inadequadas enquanto indicadores ecológicos (Sherwood & Sheath, 1999). Na Madeira, Hughes (2003) também encontrou espécies ubíquas dominantes de macroinvertebrados e a presença de espécies endémicas restritas a locais limpos de altitudes mais elevadas. Apesar do nível de endemismo encontrado para os macroinvertebrados ser maior - 25,5% (72 espécies e subespécies) (Hughes, 2003) a presença de apenas duas espécies endémicas de diatomáceas (*Nitzschia macaronesica*- endémica à Macaronésia e *Navicula madeirensis*- endémica à Madeira) pode dever-se ao limitado número de amostras (tratando-se aqui de um estudo de um ano com 12 locais de amostragem enquanto os macroinvertebrados foram estudados durante 2 anos em 45 locais).

A maioria das espécies não mostrou preferências definidas para as variáveis ambientais, estando ordenadas à volta da origem do centro da ACC. Isto pode dever-se ao facto dos valores de pH medidos situarem-se num intervalo estreito (6,9 - 8,0), excepto por *Diatoma vulgare*, que teve um óptimo de pH de 8,7 e uma tolerância de 0,9. A maioria dos *taxa* são classificados como circumneutros e alcalifílicos baseadas na classificação de van Dam et al. (1994). Apesar da ACC não mostrar claramente grupos diferentes de diatomáceas, existiram diferenças entre a composição e estrutura entre locais elevados e locais de baixa altitude, especialmente para o pH. Espécies alcalifílicas e alcalibionticas foram dominantes em locais de baixa altitude enquanto em locais mais altos como F12, as espécies foram maioritariamente circumneutras e acidofílicas.

Em relação à classificação trófica, em geral, locais de menores altitudes, que estavam também a sofrer impactos de poluição, apresentaram espécies hipereutróficas e eutróficas enquanto as estações limpas de maiores altitudes registaram *taxa* oligotróficos e mesotróficos. Contudo, estas preferências tróficas não foram bem distintas. *Achnanthes rupestoides* é considerada uma diatomácea oligotrófica (van Dam et al., 1994) mas no nosso estudo esta espécie surgiu na maioria dos locais com uma larga distribuição, razão pela qual foi representada á volta da origem dos eixos na ACC. Os factores como nutrientes (fosfatos) já têm sido considerados como tendo menos efeitos na distribuição das diatomáceas que o pH (Potapova et al., 2004).

Uma grande parte da variação (66,5%) não foi explicada pelas variáveis ambientais, o que é esperado na análise multivariável devido aos complexos factores que influenciam a distribuição das espécies (Lobo et al., 2004). Outros factores que podem influenciar a distribuição das diatomáceas são, por exemplo: 'grazing' (pelos macroinvertebrados), velocidade da corrente e caudal do rio (Cantonati et al., 2001; Soininen, 2003). Os gastrópodes, que são importantes 'grazers' epilíticos nas ribeiras (Díaz Villanueva et al., 2004), foram em geral encontrados, durante todo o período de estudo, mas com maior abundância nos locais T4 e J5, na Primavera e no Verão, quando *Cocconeis placentula* var. *lineata* e *Cocconeis placentula* var. *euglypta* predominaram (Díaz Villanueva et al., 2004). *Cocconeis placentula* var. *lineata* e *Cocconeis placentula* var. *euglypta* e *Achnantheidium minutissimum* são diatomáceas resistentes ao 'grazing' e a velocidades de corrente mais elevadas (Peterson et al., 1998; Cantonati et al., 2001; Alverson & Courtney, 2002) e foram largamente distribuídas durante o estudo, apesar de *Achnantheidium minutissimum* estar mais presente nos locais de maiores altitudes. Esta espécie já é conhecida como sendo cosmopolita (Sabater, 2000), apesar de também estar associada a melhores qualidades da água (Lange-Bertalot, 1979). Outro factor que contribui bastante para a variância inexplicada é a presença de várias espécies com largas tolerâncias ecológicas que estão situadas à volta do centro da ACC.

Contudo, os óptimos calculados para algumas espécies foram diferentes do esperado. Comparando com os óptimos de pH, calculados por Almeida e Gil (2001), no território continental português (região centro), os valores estimados para as mesmas espécies encontradas na Madeira foram mais altos (ex. o óptimo de pH estimado para *Diatoma mesodon* no continente foi 6,2 com uma tolerância de pH de 0,2, enquanto neste estudo o óptimo de pH estimado foi 7,2 com uma tolerância de pH de 0,3). Porém esta espécie é conhecida por preferir águas circumneutras (van Dam et al., 1994) o que está de acordo com os nossos resultados. Apesar disso, a maioria das espécies, neste estudo, tem um valor estimado de pH mais elevado do que era esperado. As espécies descritas como acidofílicas em van Dam et al. (1994) parecem preferir águas circumneutras (ex, *Eunotia implicata*, *Eunotia minor* e *Tabellaria flocculosa*) enquanto alguns taxa característicos de águas circumneutras (ex, *Gomphonema clavatum*, *Luticola ventricosa* e *Nitzschia umbonata*) são na realidade alcalibiontes. Isto deve-se provavelmente às águas superficiais serem naturalmente circumneutras a alcalinas, como já mencionado anteriormente. Outras espécies, como *Gomphonema acuminatum*, são conhecidas como sendo alcalifílicas (van Dam et al., 1994), mas esta espécie teve um óptimo de pH de 7,0, preferindo na realidade condições

circumneutras. Diferenças nos óptimos de pH já foram encontrados noutros estudos (Kovács et al., 2006). Estudos anteriores mostraram discrepâncias entre valores indicadores calculados por van Dam et al. (1994) e parâmetros químicos. A razão deve-se provavelmente às diferenças das características autoecológicas entre as diatomáceas encontradas nas diferentes regiões geográficas (em diferentes continentes). As diatomáceas podem desenvolver formas locais devido às razões fitogeográficas e à geologia local. Os substratos alcalinos podem tornar a água alcalina levando à diferenciação das espécies de diatomáceas (Eloranta and Soininen, 2002). Os valores indicadores dados por van Dam et al. (2004) devem ser usados cuidadosamente e as preferências regionais de pH devem ser estimadas com maior precisão (Denys, 2004; Kovács et al., 2006).

O óptimo de pH e as tolerâncias foram estimados para algumas espécies desconhecidas. A espécie *Navicula exilis*, por exemplo, é característica do local limpo e de maior altitude F12 e prefere águas circumneutras. A espécie endémica *Navicula madeirensis* prefere águas que variam entre circumneutras a alcalinas enquanto *Nitzschia macaronesica* pode ser considerada alcalifílica.

Apesar das variáveis de poluição não serem tão fortemente representadas na ACC, elas por serem seleccionadas, também influenciaram a distribuição das diatomáceas. Em relação aos treze índices diatómicos testados, o IPS e o CEE correlacionaram-se melhor com parâmetros de qualidade da água, e o TDI de forma pior. Este índice foi desenvolvido para determinar a eutrofização nos rios e não a qualidade geral da água. Os valores de TDI também dependem da percentagem de diatomáceas tolerantes à poluição na amostra (%PT). Estes valores podem não ser fiáveis se esta percentagem for superior a 20 (Kelly, 1998). Os índices IPS, CEE e IBD pareceram reflectir melhor a qualidade da água estando, em geral, de acordo com as variáveis ambientais. A qualidade da água foi especialmente pior no início do Outono antes das primeiras chuvas, e depois de uma longa estação seca e também no Verão, quando a diluição foi reduzida substancialmente. Houve um progressivo gradiente de poluição ao longo da Ribeira de Machico, mas nas outras ribeiras esta diferenciação não foi evidente. Os locais de qualidade intermédia foram mais difíceis de distinguir, tal como tinha concluído Hughes (2003). Os três locais da Ribeira Brava, por exemplo, tiveram ligeiras variações nos parâmetros ambientais que não foram diferenciadas pelos índices diatómicos. Os índices também não pareceram detectar bem a poluição dos sulfatos na Ribeira do Juncal, especialmente no Verão em T4. Os índices diatómicos IPS e CEE deram os melhores resultados, correlacionando-se melhor com parâmetros ambientais e indicando boa e muito boa qualidade da água nos locais limpos de maiores altitudes e pior qualidade da água em

estações sofrendo impactos provenientes da agricultura e de efluentes urbanos. O IPS, porém, já considerado como um índice de referência (Descy & Coste, 1991) e usado com sucesso em vários países da Europa (Rimet et al., 2005) tem a vantagem de usar todos os *taxa* conhecidos, enquanto o CEE utiliza só 208 *taxa* (Gomà et al., 2005).

Sendo estes índices aplicáveis à Madeira, algumas precauções devem ser tomadas pois certos factores podem afectar o desempenho dos índices: as grandes abundâncias e dominâncias de espécies ubíquas e de *taxa* resistentes ao 'grazing'. A grande abundância e dominância de *Cocconeis placentula* var. *lineata* influenciou os índices de diatomáceas porque esta espécie é considerada mais sensível (Lange-Bertalot, 1979) e os valores dos índices diatómicos devem-se principalmente aos *taxa* que são dominantes (Gomà et al., 2004). A dominância de *Cocconeis placentula* var. *lineata* e *Cocconeis placentula* var. *euglypta* pareceu ser responsável pela falta de discriminação entre a qualidade da água nos três locais amostrados da Ribeira Brava e pela melhor qualidade da água indicada pelos índices IBD, IPS e CEE, nos locais T4 e J5, na Primavera, e no local T4, no Verão.

A escassez de espécies acidofílicas e a grande presença de espécies alcalifílicas com abundâncias relativas superiores a 5%, que apareceram nos locais limpos de maiores altitudes também influenciaram os resultados. Estas espécies são influenciadas pelas características da região variando da mesma maneira que as águas superficiais, sendo neutrofílicas nos locais mais altos ou alcalifílicas nos locais mais baixos. Segundo os índices no entanto são colocadas nas categorias tróficas superiores influenciando o valor do índice de uma maneira errada. A presença de diatomáceas endémicas como *Nitzschia macaronesica*, que não são tidas em conta nos índices, também influenciaram os resultados.

Capítulo 5

Considerações finais



Este estudo representa o primeiro do género sobre a ecologia de diatomáceas nas ribeiras da Madeira e mostra que estas algas são mais influenciadas por características locais desta região biogeográfica do que por variáveis associadas à poluição. A variação na distribuição das diatomáceas entre os vários locais foi mais fortemente relacionada com variáveis fisiográficas como a altitude. Os parâmetros ambientais pH e  $\text{Ca}^{2+}$  foram também importantes na distribuição das diatomáceas. Estes factores poderão estar relacionados com a geologia regional.

A taxocenose de diatomáceas é constituída por várias espécies dominantes e ubíquas com largas tolerâncias para as variáveis ambientais. A maioria das espécies prefere águas circumneutras a alcalinas. Este estudo mostrou a importância de estimar regionalmente o pH pois as preferências ecológicas calculadas foram, em geral, mais altas que aquelas já anteriormente estabelecidas noutras regiões geográficas. O óptimo e as tolerâncias de pH foram estimados para algumas espécies desconhecidas e para duas espécies endémicas encontradas.

Apesar das variáveis de poluição não serem tão fortes, também influenciaram a distribuição das diatomáceas. Os resultados mostraram que as diatomáceas epifíticas podem também ser usadas como indicadores biológicas da qualidade da água na Madeira e que os índices indicadores da qualidade geral da água: IPS e CEE dão melhores resultados. O IPS é na minha opinião, o melhor índice aplicável pois já é considerado um índice de referência, utiliza todos os *taxa* conhecidos e está regularmente a ser actualizado.

A qualidade da água variou entre muito boa, em geral, nos locais de referência de maiores altitudes e má no local a jusante de baixa altitude da Ribeira de Machico (M1). Houve de uma maneira geral, segundo os índices, uma melhoria da qualidade da água na Primavera.

Apesar do índice IPS ser aplicável na Madeira, existem certos obstáculos para o melhor desempenho dos índices nesta região. Algumas das dificuldades encontradas foram as grandes abundâncias e dominâncias de espécies cosmopolitas e de *taxa* resistentes ao 'grazing'. A grande presença de espécies alcalifílicas que, segundo os índices, são colocadas nas categorias tróficas superiores e a presença de diatomáceas endémicas como *Nitzschia macaronesica*, que não são tidas em conta pelos índices.

Os resultados deste trabalho devem ser úteis em estudos futuros nesta região biogeográfica da Macaronesia e na implementação das exigências da Directiva Quadro da Água. Segundo este trabalho, além dos macroinvertebrados, as diatomáceas podem também ser utilizadas na monitorização da qualidade da água na Madeira. É aconselhado mais estudos em mais ribeiras desta ilha para aumentar a certeza dos resultados obtidos e para determinar a

influência de outros factores como a velocidade da corrente e o caudal do rio na distribuição das diatomáceas. Devido a características próprias desta região uma adaptação do índice IPS a esta ilha, deveria ser considerado no futuro.

## Referências bibliográficas



- Almeida S. F. P. (1998). Utilização das diatomáceas na avaliação da qualidade das águas doces. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Doutor em Biologia. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro. 524 pp.
- Almeida S. F. P. & Gil M. C. (1998). As diatomáceas na avaliação biológica da qualidade das águas doces superficiais. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 169-175.
- Almeida S. F. P. & Gil C. (2001). Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. *Cryptogamie Algologie* 22: 109-126.
- Almeida S. F. P., Pereira M. J., Gil M. C. & Rino J. M. (1999). Freshwater algae in Portugal and their use for environmental monitoring. In: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.). *Use of Algae for monitoring Rivers III*, Douai: Agence de l'Eau Artois Picardie. pp. 10-16.
- Alverson A. J. & Courtney G. W. (2002). Temporal patterns of diatom ingestion by larval net-winged midges (Diptera: Blephariceridae: *Blepharicera*). *Freshwater Biology* 47: 2087-2097.
- APHA (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 18<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association. Washington DC.
- Birks H. J. B., Line J. M., Juggins S., Stevenson A. C. & ter Braak C. J. F. (1990). Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical Transaction. Royal Society of London. Series B* 327: 263-278.
- Cantonati M., Corradini G., Jüttner I. & Cox E. J. (2001). Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. *Algae in extreme environments. Nova Hedwigia Beiheft* 123: 37-61.
- CEMAGREF (1982). Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon- Agence financière de Bassin Rhône- Méditerranée- Corse. Pierre- Bénite. 218 pp.
- Coste M. & Ayphassorho H. (1991). Etude de la qualité des eaux du Bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (application des indices diatomiques). Rapport CEMAGREF. Bordeaux- Agence de l'Eau Artois Picardie. Douai.
- Dell'Uomo A. (1996). Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: B. A. Whitton & E. Rott (Eds.). *Use of Algae for monitoring Rivers II*. Institut für Botanik. Universität Innsbruck, Innsbruck. pp. 65-72.

- Denys L. (2004). Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological Indicators* 4: 255-275.
- Descy J. P. (1979). A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia* 64: 305-323.
- Descy J. P. & Coste M. (1990). Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Contrat CEE B-71-23. Rapport final. Univ. Namur. Cemagref Bordeaux.
- Descy J. P. & Coste M. (1991). A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 2112-2116.
- Díaz Villanueva V., Albariño R. & Modenutti B. (2004). Grazing impact of two aquatic invertebrates on periphyton from an Andean-Patagonian stream. *Archiv für Hydrobiologie* 159 (4): 455-471.
- Eloranta P. & Soininen J. (2002). Ecological status of some Finish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* 14: 1-7.
- European Parliament and the Council of the European Union (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council- establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 327: 1-72.
- Germain H. (1981). Flore des diatomées. Diatomophycées eaux douces et saumâtres du Massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe Occidentale. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris. 444 pp.
- Gevrey M., Rimet F., Seuk Park Y., Giraudel J-L., Ector L. & Lek S. (2004). Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques. *Freshwater Biology* 49: 208-220.
- Gil M. C. (1988). Estudo ecológico das diatomáceas dos rios Águeda. Agadão e Alfusqueiro. Dissertação de Doutoramento. Universidade de Aveiro, Aveiro. 389 pp.
- Giller P. S. & Malmqvist B. (1998). *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press Inc. 296 pp.
- Giorgi A. & Malacalza L. (2002). Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in a Pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 107-119.
- Gomà J., Ortiz R., Cambra J. & Ector L. (2004). Water quality evaluation in Catalanian Mediterranean Rivers using epilithic diatoms as bioindicators. *Vie Milieu* 54 (2-3): 81-90.

- Gomà J., Rimet F., Cambra J., Hoffmann L. & Ector L. (2005). Diatom communities and water quality assessment in Mountain Rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya. Oriental Pyrenees). *Hydrobiologia* 551: 209-225. DOI 10.1007/s10750-005-4462-1.
- HACH (1993). Advanced water quality laboratory procedures manual. DREL/2000. HACH Company, USA.
- Hall A. & Lucas M. (1981). Analysis of ammonia in brackish waters by the indophenol's blue technique: comparison of two alternative methods. *Revista Portuguesa de Química* 23: 205-211.
- Hughes S. J. (2003). A study of the freshwater macroinvertebrate fauna of Madeira and their application in a regional ecological monitoring system. Dissertation. PhD thesis. King's College, University of London. 413 pp.
- Hughes S. J. (2005). Application of the Water Framework Directive to Macaronesian freshwater systems. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. Vol. 105B. 3: 185-193.
- Hughes S. J. & Malmqvist B. (2005). Atlantic Island freshwater ecosystems: challenges and considerations following the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 544: 289-297. DOI 10.1007/s10750-005-1695-y.
- Jeffries M. & Mills D. (1990). *Freshwater Ecology- Principles & Applications*. John Wiley & Sons. Great Britain. 285 pp.
- Jüttner I. & Cox E. J. (2000). New or poorly known diatoms from Himalayan streams. *Diatom Research* 15(2): 237-262.
- Jüttner I. & Cox E. J. (2001). Diatom communities in streams from the Kumaon Himalaya. North- West India. In: Economou- Amilli A (Ed.) *Proceedings of the 16th International Diatom Symposium*. University of Athens. Greece. pp 237-248.
- Kelly M. G. & Whitton B. A. (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Kelly M. G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hurlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwandrans J., Laugaste R., Lindstrom E. A., Leitao M., Marvan P., Padisak J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., van Dam H. & Vizinet J. (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215-224.
- Kovács C., Kahlert M. & Padisák J. (2006). Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology* 18: 105-117. DOI: 10. 1007/s10811-006-9080-4.

- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1986). Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heying H. & Mollenhauer D. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/1. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 876 pp.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillareaceae. Epithemiaceae. Surirellaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heying H. & Mollenhauer D. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/2. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 596 pp.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales. Fragilariaceae. Eunotiaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heying H. & Mollenhauer D. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/3. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 577 pp.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. (1991b). Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. In: Ettl H., Gärtner G., Gerloff J., Heying H. & Mollenhauer D. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2/4. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 437 pp.
- Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) (1994). Avaliação dos Recursos hídricos subterrâneos da Ilha da Madeira. Relatório 99/94- GIAS. 159 pp.
- Lange-Bertalot H. (1979). Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285-304.
- Lange-Bertalot H. (1993). 85 Neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa. Vol. 2/1-4. *Bibliotheca Diatomologica* 27. J. Cramer. Berlin Stuttgart.
- Leclercq L. & Maquet B. (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (bassin de la Meuse belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénologiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Document de Travail 38.
- Lecointe C., Coste M. & Prygiel J. (1993). Omnidia: a software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Leira M. & Sabater S. (2005). Diatom assemblages distribution in catalan rivers. NE Spain. in relation to chemical and physiographical factors. *Water Research* 39: 73-82.
- Lenoir A. & Coste M. (1996). Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In: B. A. Whitton & E. Rott (Eds.). *Use of Algae for monitoring Rivers II*. Institut für Botanik. Universität Innsbruck, Innsbruck. pp. 29-43.
- Licursi M. & Gómez N. (2002). Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Ann. Limnol.* 38 (2): 109-118.

- Line J. M., ter Braak C. J. F. & Birks H. J. B. (1994). WACALIB version 3.3- a computer program to reconstruct environmental variables from fossil assemblages by weighted averaging and to derive sample specific errors of prediction. *Journal of Paleolimnology* 10: 147-152.
- Lobo E. A., Callegaro V. L. M., Hermany G., Bes D., Wetzel C. A. & Oliveira M. A. (2004). Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnol. Bras.* 16(1): 25-40.
- Nisbet M. & Verneaux. J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annls. Limnol.* 6 (2): 161-190.
- Nunes M. L., Ferreira da Silva E. & De Almeida S. F. P. (2003). Assessment of water quality in the Caima and Mau River Basins (Portugal) using geochemical and biological indices. *Water, Air and Soil Pollution* 149: 227-250.
- Peterson C. G., Vormitag K. A. & Valett H. M. (1998). Ingestion and digestion of epilithic algae by larval insects in a heavily grazed montane stream. *Freshwater biology* 40: 607-623.
- Potapova M. G., Charles D. F., Ponader K. C. & Winter D. M. (2004). Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia* 517: 25- 41.
- Prygiel J., Lévêque L. & Iserentant R. (1996). Un nouvel indice diatomique pratique pour l'évaluation de la qualité des eaux en réseau de surveillance. *Revue des Sciences de l'Eau* 1: 97-113.
- Prygiel J., Coste M. & Bukowska J. (1999). Review of the major diatom based techniques for the water quality assessment of rivers- state of the art in Europe. In Prygiel J., Whitton B.A. & Bukowska J. (eds). *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois Picardie, Douai, France. pp. 224-238.
- Prygiel J. & Coste M. (2000). Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'indice biologique diatomées. Agence de L'Eau Artois Picardie. NFT 90- 354. 134 + 89 Est.
- Rimet F., Ector L., Cauchie M. & Hoffmann L. (2004). Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia* 520: 105-117.
- Rimet F., Cauchie H. M., Hoffmann L. & Ector L. (2005). Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *Journal of Applied Phycology* 17: 119-128. DOI 10.1007/s10811-005-4801-7.

- Rodier J. (1996). L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie). 8<sup>ed</sup>. Dunoud. Bordas, Paris.
- Rott E. (1991). Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. In: B.A. Whitton. E. Rott & G. Friedrich (Eds.). Use of Algae for monitoring Rivers. Institut für Botanik. Universität Innsbruck. Innsbruck. pp. 9-16.
- Round F. E., Crawford. R. M. & Mann D. G. (1990). The diatoms. Cambridge University Press. 747 pp.
- Round F. E. (1991). Diatoms in river water- monitoring studies. *Journal of Applied Phycology* 3: 129-145.
- Sabater S. (2000). Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River S-W Spain, following a major mine tailings spill. *Journal of Applied Phycology* 12: 113-124.
- Schaumburg J., Schranz C., Hofmann G., Stelzer D., Schneider S. & Schmedtje U. (2004). Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes- a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302-314.
- Scheidegger A. E. (2002). Morphometric analysis and its relation to tectonics in Macaronesia. *Geomorphology* 46: 95-115.
- Schiefele S. & Schreiner C. (1991). The use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: Whitton B. A., E. Rott & G. Friedrich (Eds.). Use of Algae for monitoring Rivers. Institut für Botanik. Universität Innsbruck, Innsbruck. pp. 103-110.
- Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais (SRARN) (2004). The Laurisilva of Madeira World Heritage. Serviço do Parque Natural da Madeira.
- Sherwood A. R. & Sheath R. G. (1999). Seasonality of macroalgae and epilithic diatoms in spring-fed streams in Texas. USA. *Hydrobiologia* 390: 73-82.
- Sládeček V. (1986). Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica Hydrobiologica* 14 (5): 555-566.
- Soininen J. (2003). Heterogeneity of benthic diatom communities in different spatial scales and current velocities in a turbid river. *Archiv für Hydrobiologie* 156: 551-564.
- Stoermer E. F. & Smol J. P. (1999). The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences. Cambridge. University Press

- Suess M. J. (1982). Examination of water for pollution control. Vol III. World Health Organization Regional Office for Europe. Pergamon Press.
- Tang T., Cai Q. & Liu J. (2006). Using epilithic diatom communities to assess ecological condition of Xiangxi River system. *Environmental Monitoring and Assessment* 112: 347-361.
- Taylor J. C., Harding W. R., Archibald C. G. M. & van Rensburg L. (2005). Diatoms as indicators of water quality in the Jukskei-Crocodile river system in 1956 and 1957, a re-analysis of diatom count data generated by BJ Chohnoky. *Water SA* Vol. 31 N° 2.
- ten Cate J. H., Maasdam R. & Roijackers R. M. M. (1993). Perspectives for the use of diatom assemblages in the water management policy of Overijssel (The Netherlands). In: van Dam H (Ed.). Twelfth International Diatom Symposium. *Hydrobiologia* 269/270: 351-359.
- ter Braak C. & Verdonschot P. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57: 255-289.
- ter Braak C. & Smilauer P. (1998). CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows – software for canonical community ordination (version 4). Microcomputer Power. Ithaca, NY.
- van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- van den Hoek C., Mann D. G. & Jahns H. M. (1995). *Algae an introduction to phycology*. Cambridge: Cambridge University Press. 627 pp.
- Waite T. D. (1984). *Principles of water quality. Water Resources and Water Quality Mangement*. Academic Press, Inc.. 289 pp.
- Wan Maznah W. O. & Mansor M. (2002). Aquatic pollution assessment based on attached diatom communities in the Pinang River Basin. Malaysia. *Hydrobiologia* 487: 229-241.
- Watanabe T., Asai K. & Houki A. (1986). Numerical estimation of organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage- Diatom Assemblage Index (DAIpo). *The Science of the Total Environment* 55: 209-218.
- Whitton B. A, Rott E. & Friedrich G. (1991). *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik. Universität Innsbruck. 193 pp.
- Whitton B. A. & Rott E. (1996). *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. 196 pp.

- Wu J.-T. & Kow L.-T. (2002). Applicability of a generic index for diatom assemblages to monitor pollution in the tropical River Tsanwun, Taiwan. *Journal of Applied Phycology* 14: 63-69.
- Zar J. (1996). *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall International, Inc.. London. 662 pp.
- Zelinka M. & Marvan P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407.