



Paula Susana Monteiro Efeito da drenagem ácida da mina do Lousal nas
Novais Teixeira comunidades de diatomáceas



Paula Susana Monteiro Novais Teixeira **Efeito da drenagem ácida da mina do Lousal nas comunidades de diatomáceas**

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Geoquímica, realizada sob a orientação científica do Doutor Eduardo Anselmo Ferreira da Silva, Professor Catedrático do Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro e Doutora Salomé Fernandes Pinheiro de Almeida, Professora Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Dedico este trabalho aos meus pais.

o júri

presidente

Doutora Cristina Maria de Almeida Bernardes

Professora Associada da Universidade de Aveiro

Doutor Eduardo Anselmo Ferreira da Silva

Professor Catedrático da Universidade de Aveiro

Doutor Vítor Manuel de Oliveira e Vasconcelos

Professor Associado com Agregação da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Doutora Salomé Fernandes Pinheiro de Almeida

Professora Auxiliar da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Gostaria de expressar a minha gratidão a todos que um modo directo ou indirecto participaram na elaboração deste trabalho.

Em primeiro lugar queria agradecer aos meus orientadores científicos, Dr.^a Salomé de Almeida e Dr. Eduardo Ferreira da Silva, pela oportunidade da realização deste trabalho, mas também pela transmissão dos seus conhecimentos científicos, bem como o apoio constante.

Ao Eng. Barrosinho pela ajuda prestada no trabalho de campo e na preparação física das amostras. Ao Sr. Graça também pelo auxílio nas campanhas de amostragem. À Eng. Carla Patinha pela análise dos parâmetros físicos das águas.

Ao Dr. António Calado e Dr.^a Sandra pelo esclarecimento de dúvidas relacionadas com a taxonomia das diatomáceas.

Às colegas de mestrado nomeadamente à Sara Poças, Mafalda Costa, Anabela Cachado e Ana Luís que muito contribuíram com os seus conselhos e sugestões.

A todos os amigos que conheci em Aveiro, especialmente ao Paulo Brioso, pelo incansável apoio e paciência.

À família Carvalho, especialmente à Carla Carvalho, pelo auxílio em questões matemáticas, nas traduções e principalmente pela amizade.

À Clara Magalhães e Carla Oliveira, não podendo esquecer Duarte Castro por me incentivarem a continuar e pela amizade demonstrada.

À princesa Sofia e ao afilhado Alexandre, por colorirem os momentos difíceis.

À minha irmã Lucilia pelo incentivo. À minha avó Belmira pelo exemplo de coragem. Finalmente aos meus pais pelo apoio incondicional, sem eles não teria sido possível a realização deste trabalho.

palavras-chave

Mina do Lousal, elementos vestigiais, sedimentos de corrente, águas de superfície, drenagem ácida de minas, diatomáceas.

resumo

Na mina do Lousal foi explorada, durante 88 anos, a pirite para extracção de enxofre, tendo cessado a sua actividade em 1988. A drenagem ácida proveniente da mina e das escombrelas abandonadas provoca alterações das características físico-químicas da água e conseqüentemente biológicas na ribeira de Corona, devido, essencialmente, ao seu pH baixo e às elevadas concentrações de metais.

Com o intuito de compreender estas alterações efectuaram-se 4 campanhas de amostragem, uma por estação do ano, em 7 locais de amostragem previamente seleccionados.

As amostras de água superficial foram caracterizadas do ponto de vista físico-químico mediante a determinação de pH, condutividade e oxigénio dissolvido, carência química de oxigénio (CQO) e da análise de elementos maiores e vestigiais por ICP-MS. As amostras de sedimento de corrente (fracção <170 µm) foram analisadas por ICP-OES. Quando presentes foram caracterizadas as comunidades epilíticas, epipsâmicas e epífitas de diatomáceas em cada local amostrado.

A caracterização geoquímica das águas de superfície e dos sedimentos de corrente revelou valores muito acima do fundo geoquímico local, valores esses que de acordo com o critério estabelecido pela “Contaminated Sediment Standing Team” conferem uma elevada toxicidade ao meio aquático.

Este trabalho mostra que a mina também está a provocar um impacto negativo nas comunidades de diatomáceas na área em estudo. Devido às drenagens ácidas as comunidades de diatomáceas apresentam não só modificações na sua estrutura como também anomalias na sua morfologia.

keywords

Lousal mine; trace elements; stream sediments; surface water; acid mine drainage; diatoms.

abstract

Pyrite was explored for 88 years in Lousal mine for sulphur extraction. The mining activities finished in 1988. The acid mine drainage from the mine spring and the abandoned tailing deposits induce physical, chemical and biological changes in Corona stream. Those changes are due to the acidic environment and high trace metal concentration.

In order to understand these changes seasonal sampling took place at 7 sites previously selected.

Superficial water samples were characterized by the determination of some physical and chemical parameters (pH, conductivity, dissolved oxygen, chemical oxygen demand (COD) and trace elements by ICP-MS).

Stream sediment samples (fraction <170 μm) were analysed by ICP-OES. When present the epilithic, epipsamic and epiphytic diatom communities were characterized at each sampling site.

The geochemical characterization of the superficial water and stream sediments revealed much higher concentrations than the local geochemical background values, which according to the "Contaminated Sediment Standing Team" make the aquatic environment very toxic.

Negative impacts on the diatom communities were also observed in the surroundings of the mine. Structural changes were detected in the diatom communities as well as morphological anomalies probably due to the acid mine drainage.

ÍNDICE GERAL

	Pág.
Agradecimento	
Índice Geral	
Índice de Figuras	
Índice de Tabelas	
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO LOUSAL	9
2.1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA	11
2.2 CLIMA	12
2.2.1 - Precipitação	12
2.2.2 - Temperatura	13
2.3 RELEVO E HIDROLOGIA	15
2.4 GEOLOGIA	16
2.4.1 Substrato hercínico	17
2.4.1.1 - Sub-Culm	17
2.4.1.2 - Culm	18
2.4.2 - Terrenos de cobertura	19
2.5 MINERALIZAÇÃO	19
2.6 FONTES DE POLUIÇÃO	20
CAPÍTULO 3 – MÉTODOS E TÉCNICAS DE ANÁLISE	27
3.1 AMOSTRAGEM E ANÁLISE DOS SEDIMENTOS DE CORRENTE	29
3.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISE DAS ÁGUAS DE SUPERFÍCIE	33
3.3 COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS (BACILLARIOPHYCEAE)	34
CAPÍTULO 4 – IMPACTO DA DRENAGEM ÁCIDA MINEIRA NOS SEDIMENTOS DE CORRENTE E ÁGUAS DE SUPERFÍCIE	37
4.1 GEOQUÍMICA DOS SEDIMENTOS DE CORRENTE	39
4.2 GEOQUÍMICA DA ÁGUA DE SUPERFÍCIE	46
4.2.1 - Classificação das águas	53
4.2.1.1 - Diagrama de Piper	54
4.2.1.2 - Diagrama de Ficklin	54
CAPÍTULO 5 - CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS	57
5.1 HABITATS	59
5.2 DIVERSIDADE	62
5.2.1- Índice de diversidade – Shanon-Wiener	63
5.2.2 -Taxa dominantes	65
5.2.3 -Ecologia dos taxa dominantes	70
5.3 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA	75

CAPÍTULO 6 - IMPACTO DA DRENAGEM ÁCIDA MINEIRA NAS COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS	81
6.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS COM IMPACTO NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES	83
6.2 FORMAS TERATOLÓGICAS	91
6.3 VARIAÇÃO MORFOLÓGICA NAS POPULAÇÕES DE <i>BRACHYSIRA VITREA</i>	98
6.3.1 - Variação da abundância relativa	98
6.3.2 - Tamanhos e formas	99
CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES	103
CAPÍTULO 8 - BIBLIOGRAFIA	109
ANEXOS	
ANEXO I – RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DOS SEDIMENTOS	
ANEXO II – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DAS ÁGUAS DE SUPERFÍCIE	
ANEXO III – TAXA IDENTIFICADOS, NUMERADOS E CODIFICADOS COM UMA SIGLA DE QUATRO LETRAS	
ANEXO IV – ÍNDICES BIOLÓGICOS DA QUALIDADE DE ÁGUA	
ANEXO V – COMPRIMENTOS E LARGURAS DAS VALVAS DE <i>Brachysira vitrea</i>	

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig.		Pág.
2.1	Enquadramento geográfico da área de estudo	11
2.2	Gráfico da precipitação média mensal para o período compreendido entre Abril de 2004 e Abril de 2005	13
2.3	Variação da temperatura média mensal para o período compreendido entre Abril de 2004 e Abril de 2005	14
2.4	Bacia hidrográfica do rio Sado onde se localiza a ribeira de Corona	14
2.5	Pormenor do relevo e da rede de drenagem da área em estudo	15
2.6	Mapa geológico modificado da região do Lousal (SCHERMERHORN <i>et al.</i> , 1987)	17
2.7	Localização dos diferentes pontos de poluição [adaptado de MATOS 2005]	21
2.8	Pormenor dos depósitos de escombrelras	22
2.9	Pormenor da Corta da mina e da drenagem ácida	23
2.10	Pormenor de algumas neofomações mineralógicas	24
3.1	Mapa de localização das amostras de sedimentos de corrente e de águas de superfície colhidas na ribeira de Corona.	30
4.1	Diagramas de extremos e quartis dos elementos Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, S e Zn relativos às análises dos sedimentos de corrente.	40
4.2 (a)	Variação temporal e espacial de Al, As em sedimentos de corrente na ribeira de Corona e comparação com os valores de PEC e TEC.	42
4.2 (b)	Variação temporal e espacial de Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo em sedimentos de corrente na ribeira de Corona e comparação com os valores de PEC e TEC.	43
4.2 (c)	Variação temporal e espacial de Ni, Pb, S, Sb e Zn em sedimentos de corrente na ribeira de Corona e comparação com os valores de PEC e TEC.	44
4.3	Diagramas de extremos e quartis dos elementos Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, SO_4^{2-} e Zn relativos às análises das águas superficiais.	47
4.4 (a)	Variação temporal e espacial de Al, As, Cd, Co, Cu e Fe em água superficial da ribeira de Corona e comparação com os valores de VMR.	48

4.4 (b)	Variação temporal e espacial de Mn, Mo, Ni, Pb, SO ₄ ²⁻ e Sb em água superficial da ribeira de Corona e comparação com os valores de VMR.	49
4.4 (c)	Variação temporal e espacial de Zn em água superficial da ribeira de Corona e comparação com os valores de VMR.	50
4.5	Diagrama de Piper onde se encontra representada a composição da água da ribeira de Corona.	53
4.6	Diagrama de Ficklin (pH versus Σmetais dissolvidos) das águas recolhidas na ribeira de Corona.	55
5.1	Projectção no primeiro plano factorial das amostras representativas das quatro campanhas de amostragem (P:Primavera, V:Verão, O:Outono, I:Inverno)	60
5.2	Projectção do primeiro plano factorial das espécies representativas das quatro campanhas de amostragem	61
5.3	Variação do número de taxa identificados nos diferentes substratos (R: rocha, S: sedimento e P: plantas) em função dos locais (E1 a E7) e dos diferentes períodos de amostragem (Primavera, Verão, Outono e Inverno)	62
5.4	Variações sazonais e espaciais do índice de SHANNON-WIENER	64
5.5	Variação dos índices diatomológicos na campanha de Primavera.	77
5.6	Variação dos índices diatomológicos na campanha de Verão.	78
5.7	Variação dos índices diatomológicos na campanha de Outono.	78
5.8	Variação dos índices diatomológicos na campanha de Inverno.	79
6.1	Representação da ACC nos dois primeiros eixos, das estações de amostragem e dos parâmetros físico-químicos (R: rochas, S: sedimentos, P: plantas)	86
6.2	Representação da ACC nos dois primeiros eixos dos taxa perifíticos e dos parâmetros físico-químicos (R: rochas, S: sedimentos, P: plantas)	86
6.3	Representação da AC nos dois primeiros eixos, das estações de amostragem e dos taxa perifíticos (R: rochas, S: sedimentos, P: plantas)	91
6.4	Representação do comprimento vs. largura em µm dos valores máximos, mínimos e médios nos diferentes momentos de amostragem	100
6.5	Fotografias tiradas no microscópio óptico Zeiss Axioplan 2 Imaging, com a objectiva de 100x, da <i>Brachysira vitrea</i>	102

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela		Pág.
2.1	Valores diários da quantidade de precipitação (em mm), para o período compreendido entre Abril de 2004 e Abril de 2005.	12
2.2	Valores diários de temperatura média do ar (°C), para o período compreendido entre Abril de 2004 e Abril de 2005.	13
2.3	Mina do Lousal: composição média do minério extraído.	20
2.4	Valores da mediana e variação de teores dos elementos As, Cd, Cu, Fe, Pb, S e Zn nas amostras das escombreyras.	22
2.5	Variação de teores registados em águas da lagoa, nascente ácida e de águas de escorrência de depósitos de escombreyras.	24
3.1	Localização dos pontos de amostragem. A latitude e longitude é dada em relação ao datum EURO50.	31
3.2	Limites de detecção do método analítico (ICP-ES) utilizado na análise das amostras de sedimentos de corrente.	32
3.3	Limites de detecção do método analítico (ICP-MS) utilizado na análise das amostras de águas de superfície.	34
4.1	Valores guia de As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb e Zn recomendados (TEC, MEC e PEC) e níveis associados para a avaliação da qualidade do sedimento (adaptado de Consensus - Based Sediment Quality Guidelines; Recommendations for Use & Application, developed by the CONTAMINATED SEDIMENT STANDING TEAM, 2003).	41
4.2	Valores médios do fundo geoquímico de alguns parâmetros físico-químicos dos sedimentos da ribeira do Corona e valores de TEC e PEC. Adaptado de Consensus Based Sediment Quality Guidelines, (2003)	42
4.3	Valores do grau de toxicidade (AIT), em percentagens, nos locais de amostragem para as duas campanhas.	46
4.4	Valores médios do fundo geoquímico de alguns parâmetros físico-químicos da água na ribeira de Corona e valores máximos recomendados e admissíveis, relativos às águas destinadas à rega (Decreto – Lei nº 236/98 de 1 de Agosto)	47
4.5	Valores de pH, condutividade, HCO_3^- , temperatura, % de saturação de O_2 e CQO	52
5.1	Valores próprios e variância explicadas pelos eixos factoriais	60
5.2	Dominância e co-dominância dos taxa nas amostras do sedimento, das	70

plantas e das pedras tendo em consideração os diferentes locais de estudo.

5.3	Classificação das massas de água doce relativamente ao estado trófico, ao nível sapróbico e ao pH.	71
5.4	Valores óptimos (u_k) e tolerância (t_k) para os taxa dominantes.	72
5.5	Índices diatomológicos, valores indiciais e a transformação necessária para a uniformização da escala de variação dos índices (1-20) .	76
5.6	Valores dos índices da qualidade de água referentes a cada classe.	79
6.1	Análise Canónica das Correspondências dos dados perifíticos quantitativos	87
6.2	Correlações entre as variáveis ambientais e os eixos canónicos extraídos pela ACC, dos dados biológicos quantitativos	89
6.3	Análise das Correspondências dos dados perifíticos quantitativos.	90
6.4	Percentagens de valvas teratológicas de cada taxon encontradas em alguns momentos de amostragem	96
6.5	Mecanismos de resistência/tolerância das algas aos metais pesados em ambientes ácidos	97
6.6	Abundância relativa de <i>Brachysira vitrea</i> , expressa em percentagem, nos locais de amostragem ao longo do ano	98
6.7	Máximos, mínimos e médias dos valores de comprimento (C) e largura (L) em μm e da razão C/L em alguns locais de amostragem	99
6.8	P-value do teste t-student aplicado à relação comprimento/largura dos indivíduos das várias populações.	101
6.9	Valores de SO_4^{2-} , Cu, Pb, Cd e pH nos locais onde se efectuou o estudo morfométrico de <i>Brachysira vitrea</i>	101

ÍNDICE DE ESTAMPAS

Est.		Pág.
5.1	Microfotografía de taxa dominantes e co-dominantes obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400)	67
5.2	Microfotografía de taxa dominantes e co-dominantes obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400)	69
6.1	Microfotografía de taxa com formas teratológicas obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400)	93
6.2	Microfotografía de taxa com formas teratológicas obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400)	95

CAPÍTULO 1

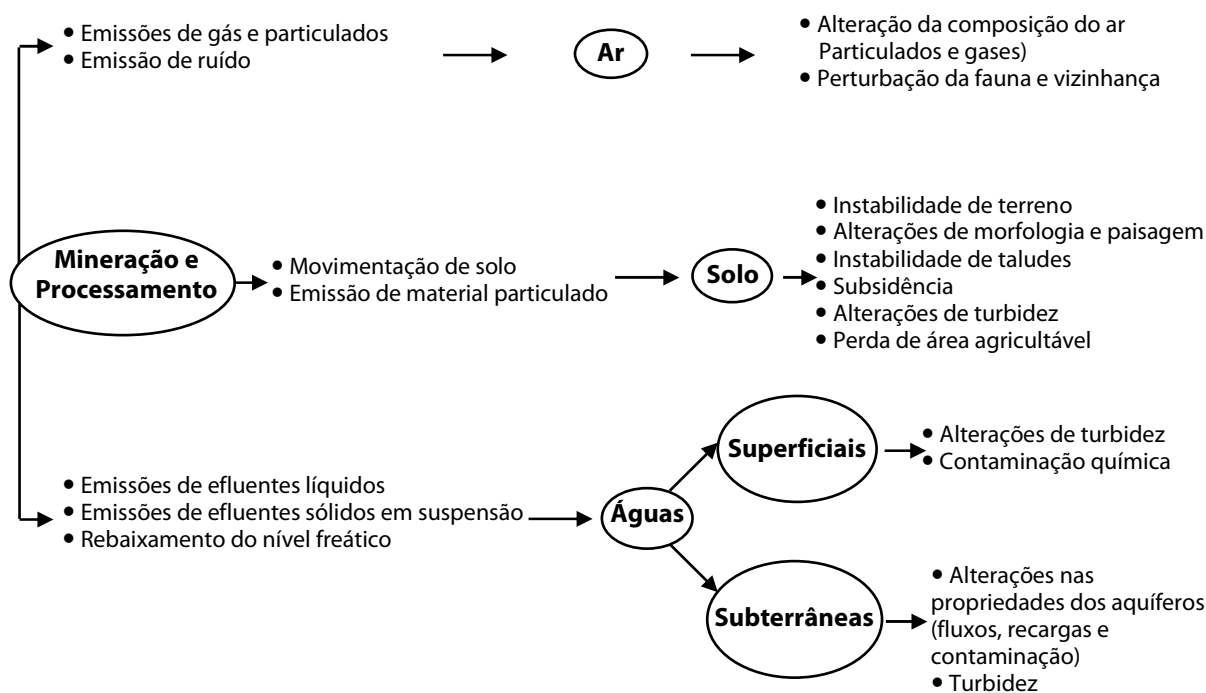
INTRODUÇÃO

Capítulo 1 – Introdução

A actividade mineira exerce uma influência significativa nos ciclos da matéria e da energia no meio ambiente natural pelo que se reveste de particular acuidade, do ponto de vista de protecção ambiental, estudar a distribuição e formas de dispersão dos elementos químicos considerados tóxicos, particularmente quando as suas concentrações se afiguram anómalas relativamente aos fundos geoquímicos naturais (OLIVEIRA *et al.*, 2002).

Os desequilíbrios físicos, químicos e bióticos adquirem magnitudes consideráveis, quando o desmonte e separação de minérios incide sobre materiais com potencial poluente, como é o caso das paragénese com sulfuretos metálicos.

Alguns dos principais aspectos e impactos ambientais decorrentes das actividades mineiras estão representados esquematicamente no seguinte diagrama [W₁]:



Entre estes, o impacto associado à contaminação dos corpos hídricos superficiais pelas denominadas drenagens ácidas de mina (DAM) é provavelmente um dos mais significativos.

A DAM pode ser definida como a solução ácida gerada quando sulfuretos presentes nos resíduos da actividade mineira são oxidados em presença de água. A denominação drenagem ácida de rochas (DAR) é algumas vezes empregue em lugar de DAM. Isto ocorre particularmente quando se faz referência a drenagens ácidas geradas a partir de depósitos de material estéril produzido nas operações de lavra. A drenagem ácida é tratada neste trabalho sempre associada a actividades mineiras desenvolvidas na mina do Lousal.

Capítulo 1 – Introdução

A oxidação de sulfuretos que pode dar origem à formação de Drenagem Ácida de Minas, é um processo natural acelerado pela movimentação de materiais sólidos no decurso de lavra e de beneficiação. As actividades de escavação e desmonte de rochas alteram as condições de permeabilidade ao ar, facilitando o contacto do oxigénio com a superfície do material reactivo (RITCHIE, 1994).

Sendo catalisada por processos microbiológicos que actuam principalmente quando o pH da água atinge valores inferiores a 3,5, a oxidação dos sulfuretos e consequente acidificação das águas que circulam pelos resíduos é inicialmente uma reacção de cinética lenta e não é a única condição necessária à formação de drenagem ácida.

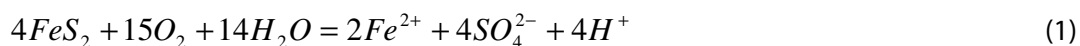
O ácido produzido durante a oxidação pode ser consumido em reacções com outros componentes naturais eventualmente presentes no resíduo tais como os carbonatos e aluminosilicatos [W₁]. A matéria orgânica eventualmente presente nos estéreis e rejeitados da actividade mineira têm também potencial para retardar a DAM. Além de competir com os sulfuretos pelo consumo de oxigénio, a matéria orgânica, ao oxidar-se, produz gás carbónico (CO₂), que tende a expulsar o oxigénio dos poros do resíduo. A reduzida precipitação é também um factor inibidor da DAM.

Drenagens ácidas de mina ocorrem significativamente quando são satisfeitas simultaneamente as seguintes condições [W₁]:

- o resíduo contém sulfuretos em quantidade suficiente para reagir química e biologicamente, gerando ácido em volume e velocidade maior que aquela pela qual pode ser neutralizado pelos alcalis presentes no meio;
- as propriedades físicas dos resíduos são tais que permitem a infiltração de água e oxigénio em quantidade suficiente para promover a ocorrência de reacções químicas e biológicas;
- um clima húmido para que a água da chuva se infiltre e percole através do resíduo e/ou o resíduo esteja localizado numa área exposta às águas que o atravessam, transportando a drenagem ácida ao meio ambiente.

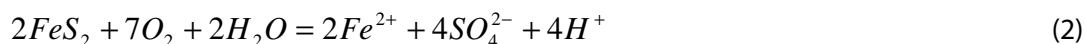
Embora a pirite seja amplamente citada nos estudos de DAM, vários outros sulfuretos são frequentemente encontrados em rejeitados da actividade mineira tais como a marcassite, pirrotite, calcopirite, calcosite, bornite, arsenopirite, molibdenite, blenda, galena e cobaltite.

Tomando como exemplo a pirite, o processo de geração de DAM pode ser representado de forma simplificada pela equação:

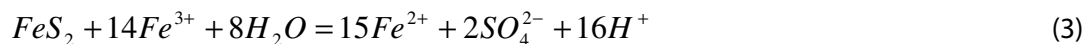


Na realidade, a oxidação da pirite é um processo que ocorre em vários estágios, alguns dos quais simultâneos, em função do tempo de exposição ao oxigénio atmosférico, dos processos microbiológicos e das condições predominantes nos depósitos de escombreliras. As reacções químicas associadas a estes estágios são frequentemente representadas pelas seguintes equações:

oxidação da pirite pelo O_2 atmosférico (oxidação directa):



oxidação da pirite pelo Fe^{3+} (oxidação indirecta):



oxidação do Fe^{2+} a Fe^{3+} :



precipitação de $Fe(OH)_3$:



A oxidação directa pela reacção com o oxigénio ocorre segundo a equação (2). A velocidade dessa reacção é dependente da superfície da pirite exposta ao oxigénio, da concentração do oxigénio no meio e da temperatura.

Além do oxigénio, a oxidação da pirite pode-se dar pela presença do ião férrico (Fe^{3+}) em solução (equação 3). Esse processo é denominado de oxidação indirecta. Segundo SINGER & STUMM (1970) essa reacção é rápida desde que exista Fe^{3+} em concentração suficiente para que ela ocorra. À medida que o Fe^{3+} presente no sistema é consumido, a velocidade de oxidação decresce e passa a ser dependente da velocidade de produção desse ião, representada pela equação (4).

Capítulo 1 – Introdução

Segundo APELLO & POSTMA (1994) a cinética da oxidação do ião ferroso (Fe^{2+}) a férrico (Fe^{3+}), representada pela equação (4), além de dependente do pH, é afectada também pela acção de bactérias em especial as do tipo *Thiobacillus ferrooxidans*. Para valores de pH acima de 4, a velocidade de oxidação do Fe^{2+} aumenta rapidamente com o aumento do pH. No entanto, nestas condições, o Fe^{3+} não estará disponível para oxidação da pirite, tendendo a precipitar como hidróxido férrico (equação 5). Para valores de pH inferiores a 4,5 a velocidade de oxidação do ião ferroso é mais lenta.

As bactérias *Thiobacillus ferrooxidans* podem acelerar a produção de Fe^{3+} em mais de cinco vezes em relação aos sistemas puramente abióticos efeito este só observado para baixos valores de pH (NORDSTROM, 1982).

Nas minas do Lousal extraiu-se pirite entre 1900 e 1988. Actualmente estas minas estão inactivas, sendo objecto de um programa de desenvolvimento integrado com uma forte componente cultural, cujo objectivo é a regeneração económica e social do Lousal. A Fundação Frederic Velge, a SAPEC e a Câmara Municipal de Grândola promovem e gerem o projecto RELOUSAL (Programa de Revitalização e Desenvolvimento Integrado do Lousal) que inclui a criação de infra-estruturas turísticas, como por exemplo o museu Mineiro do Lousal (TINOCO *et al.*, 2001).

O impacto dos elementos químicos tóxicos no ecossistema pode ser avaliado utilizando as comunidades de diatomáceas (classe Bacillariophyceae), uma vez que este grupo de algas é bem sucedido no meio aquático, existindo mais de 11 000 espécies diferentes. Para classificar esta classe utiliza-se apenas as frústulas (parede celular siliciosa), cujo comprimento pode variar entre alguns micrómetros e mais de 500 μm . Como são seres autotróficos contribuem significativamente para a produtividade do ecossistema, fazendo parte da base da cadeia alimentar (COX, 1996; PRYGIEL & COSTE, 2000).

A ecologia específica de várias espécies de diatomáceas e a facilidade de colheita, permitem que sejam usadas como indicadores ambientais da qualidade da água e de alterações abióticas nos meios aquáticos, tal como indicadores de pH do meio (COX, 1996).

Para iniciar este estudo procedeu-se à caracterização da região mineira do Lousal, de seguida seleccionaram-se as metodologias de trabalho no campo e no laboratório. Os dados obtidos foram tratados de forma a caracterizar do ponto de vista geoquímico os sedimentos de corrente e a água superficial. Paralelamente também se caracterizaram as comunidades de diatomáceas, com o propósito de analisar/avaliar o possível impacto das drenagens ácidas mineiras nestes organismos. Os objectivos deste trabalho são os seguintes:

- ↪ averiguar o grau de toxicidade dos sedimentos de corrente;

Capítulo 1 – Introdução

- ↪ avaliar a contaminação da água superficial da ribeira de Corona;
- ↪ avaliar as respostas das comunidades de diatomáceas em diferentes habitats, neste meio ambiente;
- ↪ testar a adequação de alguns índices biológicos para avaliação a qualidade da água;
- ↪ verificar o impacto provocado pelas drenagens ácidas nas comunidades de diatomáceas.

CAPÍTULO 2

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO LOUSAL

2.1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA

A região mineira do Lousal localiza-se a Sul de Portugal, em pleno Alentejo a 100km de Lisboa e 35km da costa atlântica - distâncias em linhas rectas), pertencendo à freguesia de Azinheira de Barros do concelho de Grândola. Esta área é limitada a sul pelo concelho de Santiago do Cacém, a norte pelo concelho de Alcácer do Sal, a este pelo concelho de Ferreira do Alentejo e a oeste pelo oceano Atlântico (Figura 2.1).



Figura 2.1 - Enquadramento geográfico da área de estudo.

A região do Baixo Alentejo é caracterizada pelo predomínio da cultura do trigo e de extensas plantações de sobreiros e azinheiras sendo raras e de valor reduzido as explorações hortícolas e os pomares. Contrastando com as características apresentadas para o Baixo Alentejo, a povoação “ Mina do Lousal ” e a sua envolvente apresenta, aos olhos do visitante, um aspecto totalmente diferente do descrito para a grande peniplanície alentejana. Estão ali

Capítulo 2 – Caracterização da área do Lousal

presentes as culturas de regadio, os pomares (citrinos) e alguns eucaliptais. Actualmente, a povoação sofre um processo de reconversão com vista à sua adaptabilidade para fins turísticos.

A povoação “ Mina do Lousal ” é servida pela linha de caminho de ferro Lisboa-Faro e possui também boas ligações à vizinha povoação de Ermidas.

2.2 CLIMA

O clima que prevalece na zona em estudo é de características mediterrânicas, apresentando-se seco e quente nos meses de Verão e com fraca pluviosidade durante as outras estações do ano.

Para a caracterização climática da região utilizaram-se os dados da precipitação e da temperatura, entre Abril de 2004 e Abril de 2005. Estes dados foram fornecidos pelo Instituto de Meteorologia, tendo sido recolhidos na estação meteorológica de Alvalade, que se localiza a cerca de 15km do Lousal.

2.2.1 Precipitação

Na tabela 2.1 apresentam-se as medidas de tendência central (média e mediana) e as medidas de dispersão (desvio padrão - DP). Também se encontram máximos e mínimos dos valores diários da quantidade de precipitação da estação de Alvalade.

Tabela 2.1 - Valores diários da quantidade de precipitação (em mm), para o período compreendido entre Abril de 2004 e Abril de 2005.

	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
Média	0,6	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1	3,1	0,7	1,1	0,1	1,0	0,5	0,2
DP	1,9	0,0	0,0	0,0	0,9	0,5	6,1	1,7	4,4	0,1	2,6	1,1	0,8
Mediana	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Máximo	9,0	0,1	0,0	0,0	4,0	3,0	30,0	8,0	22,3	0,3	12,0	4,0	4,0
Mínimo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Em Outubro obteve-se o valor máximo de precipitação, sendo o mês mais chuvoso, tal como se observa na figura 2.2. Os meses de Maio, Junho e Julho foram os meses mais secos, não se registando qualquer precipitação.

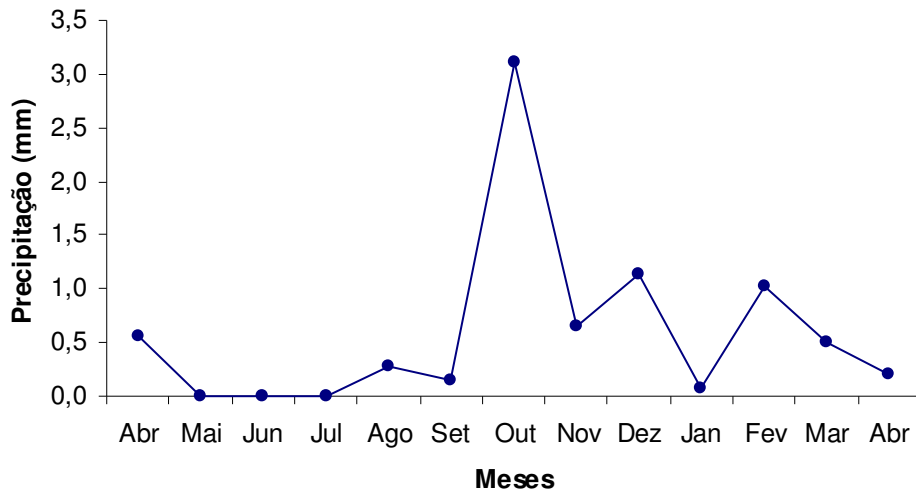


Figura 2.2 - Gráfico da precipitação média mensal para o período compreendido entre Abril de 2004 e Abril de 2005.

2.2.2 Temperatura

Com os resultados obtidos das temperaturas médias diárias calculou-se a média, desvio de padrão, mediana, máximo e mínimo para cada mês (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Valores diários de temperatura média do ar (°C), para o período compreendido entre Abril de 2004 e Abril de 2005.

	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr
Média	13,9	16,9	23,5	23,4	23,1	21,6	17,7	12,0	9,1	6,8	7,0	12,8	15,0
Desvio	2,4	2,9	2,3	2,6	1,5	1,4	2,9	2,9	2,2	2,3	1,5	3,8	2,3
Mediana	13,4	17,4	23,9	23,3	23,1	21,6	16,8	11,8	8,8	7,0	6,9	14,0	15,0
Máximo	18,8	22,4	28,4	30,3	26,2	24,5	22,5	17,8	14,1	10,4	10,2	18,4	19,5
Mínimo	10,3	11,4	19,0	17,8	20,1	19,0	13,9	8,1	5,6	1,1	4,2	4,2	11,1

Da análise da tabela 2.2 pode-se constatar que o mês mais quente foi Junho, no entanto, a temperatura máxima de 30,3 °C foi atingida em Julho. O mês mais frio foi Janeiro atingindo-se uma temperatura mínima de 1,1 °C. A figura 2.3 apresenta a evolução da temperatura média mensal para o período em análise.

2.3 RELEVO E HIDROLOGIA

A morfologia da zona de estudo é condicionada, de um modo geral, por dois elementos orográficos: o antigo soco paleozóico e a cobertura terciária. Este relevo foi condicionado por dois episódios de aplanção, o primeiro no Terciário Inferior, do qual não existem vestígios nesta área, o outro episódio de aplanção ocorreu no Plistocénico (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

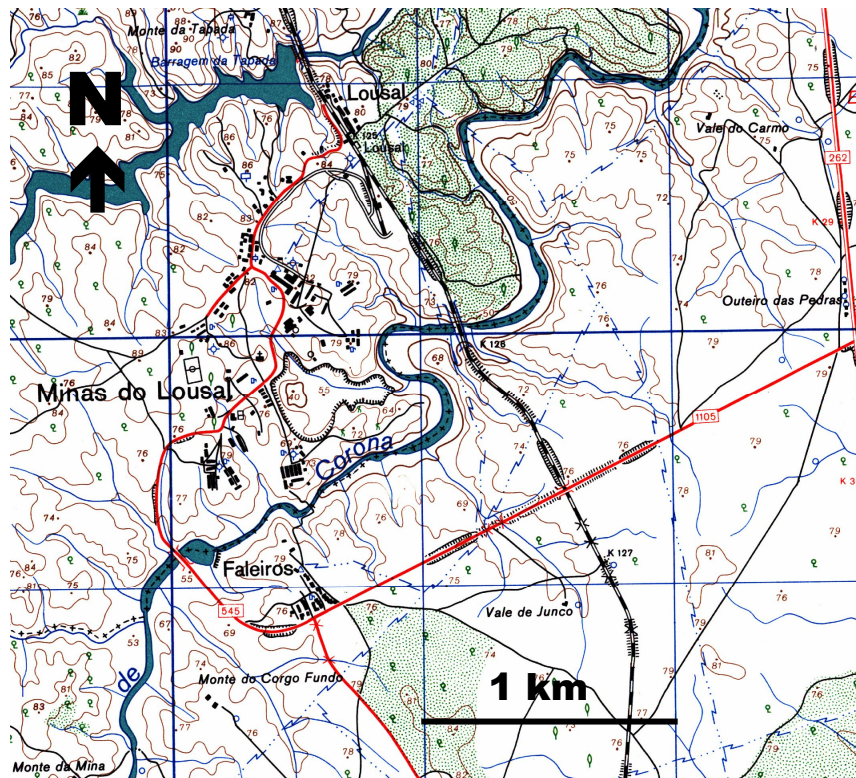


Figura 2.5 – Pormenor do relevo e da rede de drenagem da área em estudo.

O relevo é pouco acentuado, havendo a assinalar apenas alguns enrugamentos que limitam as bacias hidrográficas das ribeiras de Corona e Espinhaço de Cão. A área em estudo apresenta relevos aplanados com altitudes pouco expressivas variando entre 80 e 120 metros.

A zona de estudo faz parte da bacia hidrográfica do rio Sado (Figura 2.4), sendo a ribeira de Corona um dos principais afluentes da margem esquerda do rio Sado. Esta rede hidrográfica apresenta-se pouco densa (INAG, 2004).

2.4 GEOLOGIA

A Faixa Piritosa Ibérica localiza-se na sub-zona intermédia da Zona Sul-Portuguesa (CARVALHO *et al.*, 1971). Esta faixa tem cerca de 230km de comprimento, por 35km de largura, estendendo-se desde Sevilha, nordeste espanhol, até sul de Portugal.

Os primeiros estudos geológicos aprofundados e com carácter de continuidade são recentes e datam da criação dos Serviços Geológicos da Mina do Lousal, em 1954. Foi seu iniciador Jacques Parent, engenheiro de minas e engenheiro geólogo, Professor da Universidade Livre de Bruxelas, que até 1959 procurou cartografar e estudar as séries geológicas da superfície de cobertura do jazigo do Lousal (FERREIRA DA SILVA, 1968).

Deve-se a STRAUSS (1970), o conhecimento profundo sobre a petrologia, estratigrafia, estrutura e tectónica, bem como o estudo sobre a composição, estrutura das zonas mineralizadas e suas relações com as rochas encaixantes no jazigo do Lousal. A carta geológica publicada por este autor serviu de base em trabalhos subsequentes de onde se realçam os publicados por FERREIRA DA SILVA (1968) e MATZKE (1971).

Trabalhos desenvolvidos pelas “Sociedade Mineira de Santiago” e “Sociedade Mines et Industries” no final da década de 60 e início da década de 70, conduziram a uma nova figuração geológica e a uma revisão das cartas anteriormente publicadas. Estes trabalhos tiveram em atenção os resultados da cartografia levada a efeito pelo Instituto Geológico e Mineiro na faixa piritosa. A figura 2.6 apresenta a geologia de superfície, à escala 1 :25000, da Mina do Lousal e sua envolvente (CARDOSO FONSECA & FERREIRA DA SILVA, 1990). Esta carta simplificada baseia-se nos trabalhos elaborados pelas “Sociedade Mineira de Santiago” e “Sociedade Mines et Industries” para a faixa Lousal-Caveira. Não é demais salientar que recentemente (décadas de 80 e 90) trabalhos levados a cabo pelo consórcio SEREM/SPE/EDMA e pela Riofinex Portugal conduziram a uma revisão da carta geológica da faixa Lousal-Caveira.

Podemos constatar que a série mais antiga é a “Série de Corona” (Devónico Superior), constituída por quartzitos e xistos argilo-arenosos, sendo os terrenos de cobertura, do Terciário, essencialmente constituídos por areias e conglomerados.

O Complexo Vulcânico-Sedimentar (Carbónico Inferior-Turnaciano), formação usualmente designada por «Complexo do Lousal», não nos aparece subdividido em quatro séries como indicado por MATZKE (1971), mas é constituído por uma série de formações sedimentares e vulcânicas nas quais se encontram os jazigos de pirite (Figura 2.6).

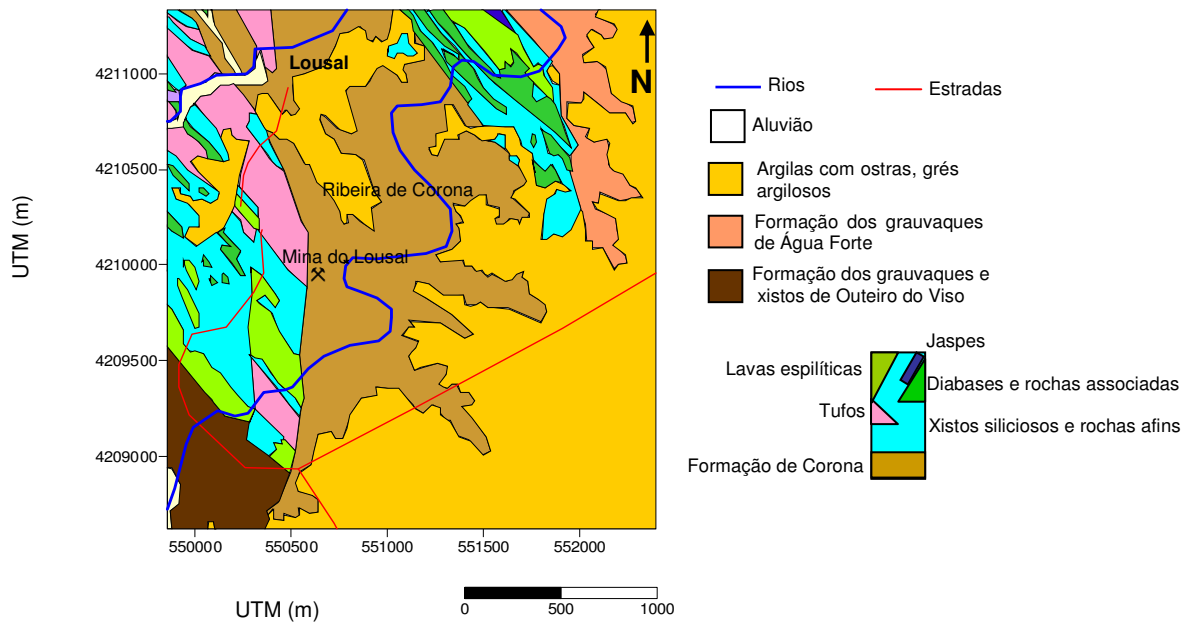


Figura 2.6 - Mapa geológico modificado da região do Lousal (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

2.4.1 Substrato hercínico

Na Faixa Piritosa Ibérica podem-se distinguir três unidades litoestratigráficas: complexo Vulcânico-Sedimentar (VS), grupo Filito-Quartzítico (PQ) e o Culm. Ao conjunto do VS e do PQ chamamos de Sub-Culm (SCHERMERHORN, 1971).

2.4.1.1 Sub-Culm

O Grupo Filito-Quartzítico, na área do Lousal, foi designado de Formação de Corona. Esta é a formação basal do Lousal pertencendo ao Devónico Superior (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

O Complexo Vulcano-Silicioso é muito heterogéneo pertencendo ao Tournaisiano - Viséano inferior. Este complexo de rochas vulcânicas e sedimentos siliciosos, compreende grande variedade de tipos litológicos irregularmente desenvolvidos, mostrando fortes variações laterais e verticais de fácies. No Lousal o complexo inicia-se por tufos de granulidade média que lateralmente e para o topo, passam gradualmente a tufos finos intercalados em xistos siliciosos e xistos negros. A este horizonte de tufos e tufos finos sobrepõe-se o horizonte mineralizado, formado por xistos negros com corpos lenticulares de pirite. Seguem-se lavas espilíticas e tufos, os quais são cobertos por xistos siliciosos associados e radiolaritos e lenticulares de jaspe com minério de manganês. Estes xistos siliciosos estão interestratificados em espilitos espessos. Em todas as litologias ocorrem intrusões de diabases (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

2.4.1.2 Culm

Tradicionalmente o “Culm”, tem sido designado pelos geólogos como muito monótono, correspondendo a uma sucessão de xistos e grauvaques com raras intercalações de conglomerados e tilióides. A sedimentação “tipo Culm” começou aproximadamente no início do Viséano superior e continuou até ao Vestefaliano inferior (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

Na área do Lousal o Culm está dividido em seis formações, tendo como base a razão grauvaque/xisto (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

A Formação dos Xistos de Monte da Broca (MB) encontra-se no topo, sendo constituída principalmente por xistos carbonosos com algumas camadas e níveis de grauvaques. Assenta em concordância com a unidade inferior, designada de Formação dos Grauvaques de Represa (RG). Nesta formação predominam os grauvaques maciços e espessos com intercalações xistosas, passando a noroeste a xistos com camadas de grauvaques fazendo a transição rápida para a unidade subjacente (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

A Formação dos Xistos de Mau Ladrão (ML) é uma formação mista de xistos carbonosos e siltosos com frequentes níveis de grauvaques geralmente finos em contacto concordante com a unidade inferior. Esta unidade inferior corresponde à Formação dos Grauvaques de Maroiços (MG), sendo constituída por alternâncias de horizontes hectométricos de xistos com domínio dos grauvaques. Contém lentículas de tilóides, conglomerados finos e sedimentos escorregados. Estas formações assentam concordantemente com a unidade subjacente (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

A Formação dos Xistos de Monte Ruas e Conglomerado de Biguina (MR) são essencialmente xistos carbonosos e siltosos com grauvaques finos, camadas e níveis de grauvaques de grão médio, aumentando para noroeste. A referida formação contacta concordantemente com a unidade subjacente, denominada de Formação dos Grauvaques de Água Forte (AF). Esta unidade é constituída por grauvaques com intercalações xistosas. Os conglomerados finos são localmente comuns (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

Na área a sudoeste de Lousal o Culm é mais difícil de subdividir. A oeste de Lousal predominam grauvaques e xistos, localmente designados por Formação de Xistos e Grauvaques de Outeiro do Viso (OV). Para sul, esta formação parece passar lateralmente aos grauvaques maciços e espessos da Formação dos Grauvaques de Partilhas das Porças (PP) (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

2.4.2 Terrenos de cobertura

O Miocénico é constituído por formações marinhas com ostras, na parte central da bacia, e por outras de fácies continentais, sobretudo distribuídas na periferia, mas que podem aparecer, também, intercaladas nas formações marinhas. A zona entre Lousal e Ermidas, é constituída por grés argiloso amarelo e por areias amarelas, alaranjadas e esbranquiçadas com laivos ferruginosos, cobertas por outras esverdeadas com laivos vermelho-escuros (SCHERMERHORN *et al.*, 1987).

2.5 MINERALIZAÇÃO

Ainda restam muitas dúvidas quanto à explicação da génese dos depósitos de sulfuretos da Faixa Piritosa. No entanto, o modelo convectivo da água marinha para a geração dos maciços de sulfuretos está firmemente estabelecido. Muitos dos modelos que tentam explicar a origem dos sulfuretos são controversos, quando analisados detalhadamente. No entanto, é certo que a Faixa Piritosa Ibérica é uma província onde as variáveis que conduziram à formação da VS foram conjugadas com invulgar eficiência. A Faixa Piritosa merece reconhecimento, sendo uma referência nas províncias Vulcano-Siliciosas em virtude dos depósitos alojarem siliciclastos bimodalmente estabelecidos (BARRIGA *et al.*, 1997).

A mina do Lousal situa-se no flanco SW (flanco inverso) do anticlinal do Lousal o qual mergulha suavemente para NW. Este anticlinal apresenta-se muito dobrado (em dobras aproximadamente isoclinais). A mina do Lousal ocupa uma zona limitada a norte pela ribeira Espinhaço de Cão e a sul pela ribeira de Corona.

O depósito de pirite desta mina foi descoberto em 1900, estando activa até 1988, tendo como principal proprietário a SAPEC (TINOCO *et al.*, 2001). A mineralização de pirite no Lousal está associada a xistos negros e cinzentos, sobrejacentes aos tufos ácidos da base do VS. O jazigo é constituído por dezoito pequenos corpos lenticulares de pirite que estão intercalados nos xistos. Estes corpos lenticulares estão alinhados paralelamente à direcção das estruturas, ao longo de 1.5km, e ocorrem associados a um sinclinal apertado de xistos envolvidos por tufos (SCHERMERHORN *et al.*, 1987). Em alguns casos a separação entre as massas é mesmo completa, provocada pela existência de falhas transversais que têm grande importância local.

A mineralogia das massas de minério é complexa. Segundo a frequência com que se apresentam os minerais nas massas, podemos separá-los em dois grupos: principais e secundários. Entre os principais encontram-se a pirite (FeS_2), a calcopirite (CuFeS_2), a galena

Capítulo 2 – Caracterização da área do Lousal

(PbS) e a blenda (ZnS). Entre os minerais secundários encontram-se a pirrotite (FeS), a marcassite (FeS₂), a bornite (CuPbSbS₂), a tetraedrite (Cu₂Ag₂FeZnHg)₃(SbAs)₂S₆, a arsenopirite (FeAsS), a cobaltite (CoAsS), o ouro nativo (Au) e a magnetite (Fe₂O₄). O minério extraído do Lousal apresentava a seguinte composição média (Tabela 2.3):

Tabela 2.3 – Mina do Lousal: composição média do minério extraído (MATZKE, 1971).

S – 45 %	Sb – 0,03 %	MgO – 0,5 %
Fe – 39 %	Mn – 0,05 %	BaO – 0,02 %
Cu – 0,7 %	Sn – 0,02 %	TiO ₂ – vest.
Pb – 0,8 %	Cr – 0,01 %	Se – 35 g/t
Zn – 1,4 %	Cd – vest.	Au – 1 g/t
As – 0,4 %	P – vest.	Ag – 20 g/t
Co – 0,08 %	SiO ₂ – 8,5 %	
Ni – 0,01 %	Al ₂ O ₃ – 1,5 %	

podendo o Cu atingir valores de 1,2%, o Zn 14%, o Pb 8%, o Se 150 g/t, o Au 1,5 g/t e a Ag 110 g/t.

A exploração anual em 1971 oscilou entre 230000 e 250000 toneladas de minério (com cerca de 45% de enxofre e 0,7% de cobre).

O minério era vendido para a CUF (Companhia União Fabril) sediada no Barreiro e destinava-se fundamentalmente à extração de enxofre para indústrias de adubos e de produção de ácido sulfúrico (CARDOSO FONSECA & FERREIRA DA SILVA, 2000). Dos resíduos da ustulação das pirites era ainda extraído o cobre. A firma alemã DUISBURGER KUPFER-HUETTE, sediada na Alemanha, além do S e Cu, obtinha das pirites do Lousal Fe, Pb, Zn, Co, Ni, Mn, Au, Ag, Cd, e Ti.

2.6 FONTES DE POLUIÇÃO

Na mina do Lousal, cuja lavra mineira se suspendeu em meados dos anos 80, existem volumosas escombrelas (Figura 2.7) em que os materiais acumulados têm elevada percentagem de sulfuretos, em desequilíbrio perante as condições de alteração meteórica.

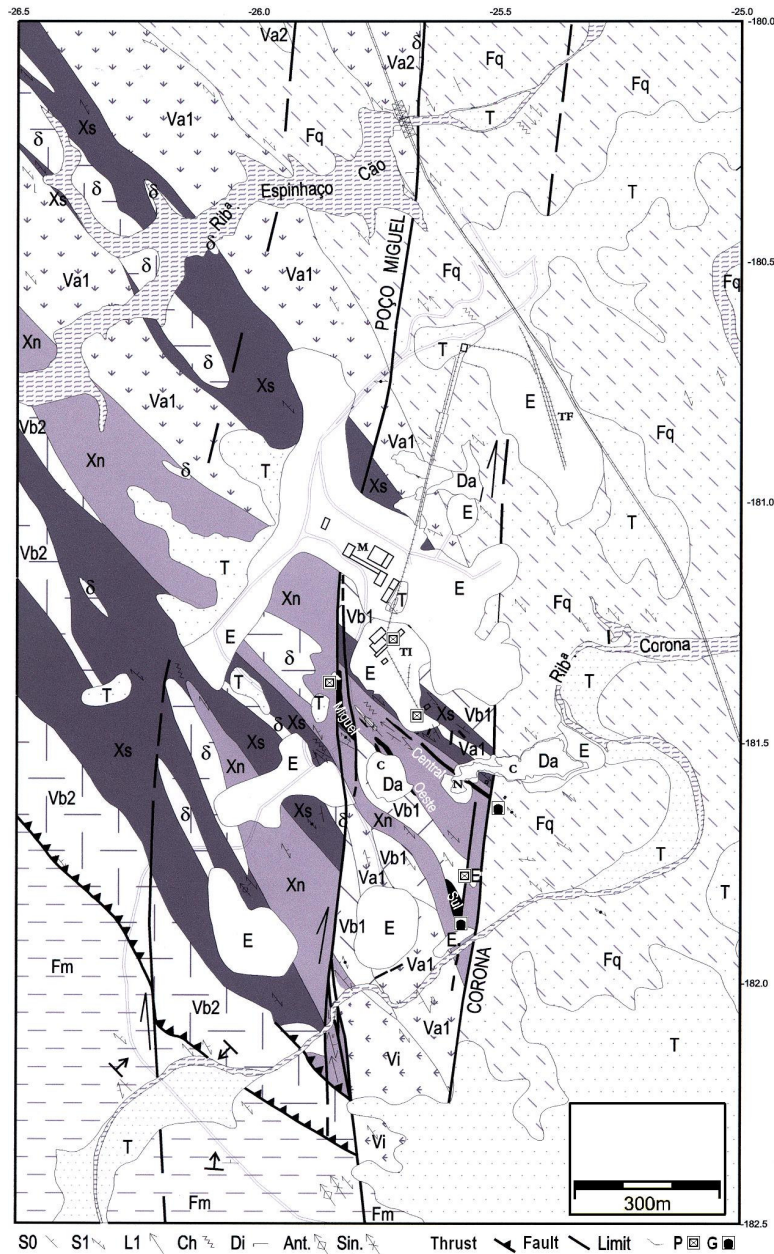


Figura 2.7 – Localização dos diferentes pontos de poluição [adaptado de MATOS 2005]: E – Escombreiras e Aterros. Da – Drenagem Ácida de Mina, lagoas com águas ácidas. N – nascente de águas ácidas. Património: M – Museu, TI – material da mineralização moído, TF – estação de caminho de ferro, C – céu-aberto, P – Poço de ventilação, G – Galerias. Coordenadas Hayford-Gauss em km.

As principais causas de evolução da escombreira após abandono da lavra mineira podem agrupar-se em antrópicas e naturais (VALENTE & GOMES, 1998).

Nas primeiras incluem-se as condições de rejeição, armazenamento e manipulação dos estéreis – acumulação por despejo livre sem consideração de critérios geotécnicos relevantes, no que respeita à capacidade de retenção física dos detritos. Nas segundas consideram-se os

Capítulo 2 – Caracterização da área do Lousal

desequilíbrios e subseqüentes reacções, em que intervêm os minerais primários, após instabilização em condições termodinâmicas típicas (VALENTE & GOMES, 1998).

A tabela 2.4 apresenta os valores da mediana e a variação de teores relativos a amostras colhidas nas escombreyras A e B (FERREIRA DA SILVA et al., 2006).

Tabela 2.4 – Valores da mediana e variação de teores dos elementos As, Cd, Cu, Fe, Pb, S e Zn nas amostras das escombreyras. Os elementos As, Cd, Cu, Pb e Zn são referidos em ppm e Fe e S em %).

Elemento	Escombreyra A			Escombreyra B		
	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo
As	904	202	6377	1045	514	4509
Cd	2	0,2	10,9	1,2	0,2	16,4
Cu	973	255	7013	1049	292	6398
Fe	26,4	5,1	43,19	23,1	5,4	41
Pb	3469	272	12930	5147	871	11963
S	24,6	1,5	48	15,2	0,7	44,5
Zn	1030	198	7310	579	126	7481



Figura 2.8 – Pormenor dos depósitos de escombreyras (foto de Eduardo Silva).

A alteração dos sulfuretos em escombreira gera escorrências ácidas – AMD com características de águas sulfatadas férricas (Figura 2.9).



Figura 2.9 – Pormenor da Corta da mina e da drenagem ácida (foto de Eduardo Silva).

As águas de escorrência das escombreiras, provenientes da infiltração das águas das chuvas no material acumulado, bem como as águas da drenagem das minas em contacto prolongado com os filões mineralizados, exibem com frequência altos teores de metais dissolvidos resultantes de processos químicos de dissolução de fases mineralógicas ricas em sulfuretos, espécies altamente vulneráveis e susceptíveis de serem oxidadas pelo oxigénio presente nas águas pluviais (OLIVEIRA *et al.*, 2002).

A tabela 2.5 apresenta a variação de teores registada em águas da lagoa ácida, da nascente ácida e das águas de escorrências das escombreiras A e B.

A alternância de ciclos de lixiviação/dessecação combinada com a neutralização da acidez, promovida pela solubilização de carbonatos e outros constituintes das unidades litológicas envolventes, conduzem ao desenvolvimento de microambientes geoquímicos diferenciados, e por vezes espacialmente circunscritos.

Capítulo 2 – Caracterização da área do Lousal

Tabela 2.5 – Variação de teores registados em águas da lagoa, nascente ácida e de águas de escorrência de depósitos de escombrelas (d.l. – limite de detecção (As – 30 µg L⁻¹; Bi – 20 µg L⁻¹; Sb – 10 µg L⁻¹). Adaptado de FERREIRA DA SILVA *et al.*, (2006).

		Lagoa	Nascente	Escombrela A	Escombrela B
pH	-	2,9 - 3,0	2,7-2,8	1,9-2,0	2,0-2,3
Cond	•S cm ⁻¹	4635-5040	4899-11610	8019-20070	7530-9240
SO ₄ ²⁻	mg/l	1546-1680	1633-3870	2673-6690	2510-3080
Cl	mg/l	60-151	46-313	1-57	1-19
Ag	µg/l	0,05-0,54	0,05-0,78	0,3-0,88	0,4-0,11
Al	•µg/l	22089-26203	95477-136000	624000-1100000	327000-43000
As	•µg/l	d,l,	2-95	21064-36455	4574-9000
Bi	•µg/l	d,l,	0,05-0,15	14,27-26,31	0,05-0,09
Cd	•µg/l	127-181	128-295	180-560	198-300
Co	•µg/l	2529-3868	2109-5281	1770-6499	1549-3098
Cu	•µg/l	7289-10800	8864-11700	23301-111000	29126-49610
Fe	•µg/l	14496-22500	394706-959000	2250354-8215000	1525956-1629000
Mn	•µg/l	122089 - 129000	101783-224036	37858-49202	14316-37858
Mo	•µg/l	0,3-0,8	0,3-1,3	4,0-9,6	0,1-0,2
Ni	•µg/l	1082-1627	1194-2007	964-1349	455-1349
Pb	•µg/l	143-197	75-306	177-302	d,l,
Sb	•µg/l	d,l,	d,l,	31-130	0,68-1,1
Zn	•µg/l	65699-77000	90461-170000	199020-269000	130237-219000

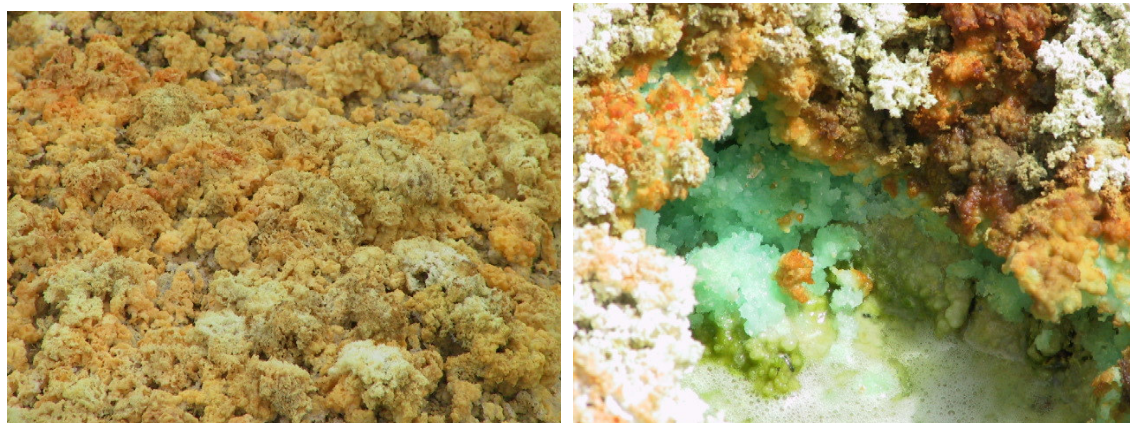


Figura 2.10 – Pormenor de algumas neoformações mineralógicas (foto de Eduardo Silva).

Estes são propícios ao estabelecimento dos fenómenos fraccionados de salinização, ferruginização, crustificação e argilização, dos quais resultam os sais solúveis e precipitados ocre, as couraças ferralíticas, e as argilas, (VALENTE & GOMES, 1998), com distintas capacidades de fixação de elementos.

Dá-se especial destaque neste trabalho aos sais solúveis e precipitados ocre de drenagem ácida e às couraças ferralíticas (Figura 2.10).

A área em estudo caracteriza-se também pela existência de uma forte actividade pecuária nomeadamente de animais bovinos, caprinos e suínos. Esta actividade é geradora de resíduos que poderão afectar por escorrência a rede hidrográfica local (CARDOSO FONSECA & FERREIRA DA SILVA, 2000)

Na área em estudo foi ainda identificada a presença de um esgoto que provinha da povoação de Faleiros. A fossa encontrava-se a montante da ribeira de Corona contaminando esta ribeira (CARDOSO FONSECA & FERREIRA DA SILVA, 2000).

CAPÍTULO 3

MÉTODOS E TÉCNICAS DE ANÁLISE

Na elaboração de um estudo de Geoquímica Ambiental é fundamental identificar os elementos poluentes/contaminantes que persistem nos vários meios amostrais. As técnicas de análise hoje disponibilizadas, são de tal forma eficazes e precisas que é possível determinar com rigor o tipo de contaminante, a forma como se encontra e a sua origem.

No estudo efectuado seleccionaram-se como meios amostrais os sedimentos de corrente, as águas superficiais e as comunidades de diatomáceas por constituírem meios importantes para caracterizar a área em estudo e avaliar o grau de impacto de actividades antrópicas no ambiente. As comunidades de diatomáceas perifíticas, correspondendo às comunidades que ocorrem em substratos e objectos submersos (LOWE, 1974) foram as seleccionadas neste estudo pelo facto de integrarem as alterações ambientais, sobretudo nas águas correntes. Pelo contrário, as comunidades planctónicas são pouco desenvolvidas em águas correntes e podem sofrer o efeito de deriva devido ao movimento da água

A colheita de sedimentos é de suma importância, uma vez que a composição química das amostras reflecte a natureza geoquímica do meio, uma vez que as entradas dos elementos químicos dependem, essencialmente, da geologia e das características físico-químicas do meio não contaminado (meio típico). Esta situação não é observável em meio contaminado (meio atípico) onde a contaminação por metais se sobrepõe, frequentemente, às composições de fundo. Por outro lado, a conjugação dos resultados obtidos com os resultados de outros meios pode fornecer informação importante para a caracterização do contexto poluente da zona em estudo.

As águas superficiais podem fornecer alguma informação referente às diferentes características geológicas e aos focos de poluição que são atravessados por cursos de água.

Este capítulo apresenta uma pequena descrição da amostragem e dos métodos analíticos seleccionados para a análise dos meios amostrais utilizados neste estudo.

3.1 Amostragem e Análise dos Sedimentos de Corrente

A amostragem de sedimentos de corrente da ribeira de Corona efectuou-se em dois momentos diferenciados, um no dia 13 de Julho de 2004 (Verão) e outro no dia 3 de Dezembro de 2004 (Outono).

Assim foram colhidas 7 amostras de sedimentos de corrente na ribeira de Corona que drena a zona em estudo. A figura 3.1 apresenta a distribuição espacial das amostras de sedimentos de corrente colhidas na área de estudo.

A campanha de recolha de sedimentos de corrente teve como objectivo visualizar os padrões de distribuição de elementos químicos seleccionados e identificar potenciais áreas de risco com base no grau de contaminação manifestado pelas amostras e na relação água versus sedimento. Por outro lado, com base na comparação com valores já existentes noutros estudos (FERREIRA DA SILVA *et al.*, 2006) foi possível avaliar a evolução do grau de contaminação.

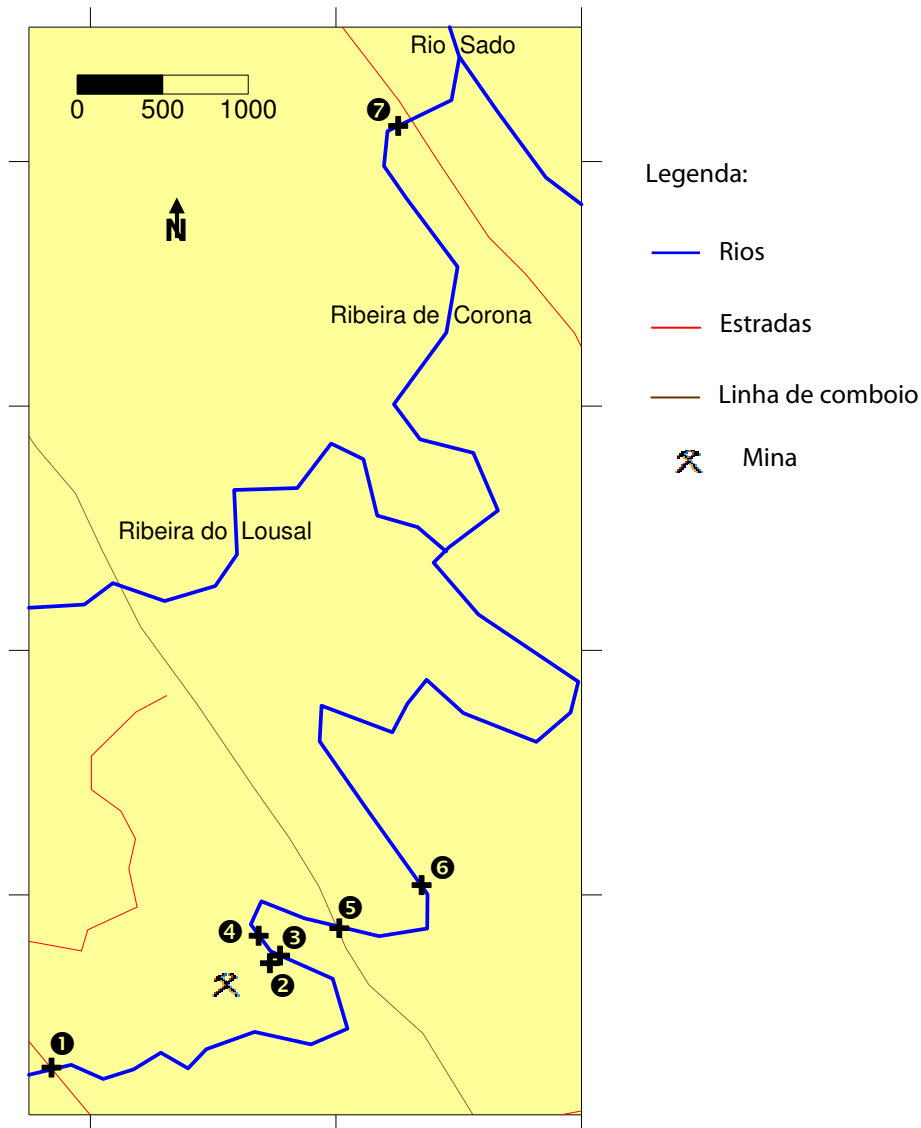


Figura 3.1 - Mapa de localização das amostras de sedimentos de corrente e de águas de superfície colhidas na ribeira de Corona.

Os locais onde se realizaram as colheitas foram numerados de um a sete conforme se representa na figura 3.1. A selecção do ponto de amostragem 1 pretende definir os teores de

fundo geoquímico da ribeira, uma vez que se encontra a montante da zona afectada pela mina do Lousal. Na tabela 3.1 encontra-se a localização pormenorizada das estações de colheita.

Tabela 3.1 – Localização dos pontos de amostragem. A latitude e longitude é dada em relação ao datum EURO50.

Estação	Localização	Latitude	Longitude
E1	Ribeira de Corona a 200m da ponte da estrada nacional que vai dar ao Lousal.	38 01 688	8 25 688
E2	Na corta da mina do Lousal.	38 01 998	8 25 383
E3	Ribeira de Corona à saída da barragem.	38 02 042	8 25 189
E4	Ribeira de Corona após junção com a água da corta.	38 02 068	8 25 230
E5	Ribeira de Corona a jusante da ponte de comboio.	38 02 154	8 24 926
E6	Ribeira de Corona com a confluência da escorrência proveniente das escombeiras da mina.	38 02 455	8 24 963
E7	Ribeira de Corona próximo da ponte da estrada (IP1) antes da confluência com o rio Sado.	38 03 888	8 24 583

Em cada local de amostragem colheu-se cerca de 3kg de amostra. Dependendo da natureza do leito (existência de uma percentagem apreciável de material fino), nalguns locais colheu-se uma amostra composta. Entende-se, neste caso, uma amostra para o qual contribuem várias sub-amostras, colhidas dentro de um círculo cujo raio é de 1m, estando o ponto central posicionado no local original de amostragem. Retirada a camada superficial do sedimento, cada amostra foi colhida a uma profundidade de cerca de 15 cm, colocada e transportada num saco plástico devidamente fechado e referenciado.

As amostras de sedimento, foram sujeitas a secagem em estufa, a uma temperatura de 50°C. De seguida procedeu-se ao peneiramento com peneiros de nylon com malhas de 170 µm.

Posteriormente recolheu-se o material inferior a esta granulometria para frascos de polietileno devidamente referenciados, armazenando o material superior a 170µm em sacos plásticos devidamente referenciados, tendo sido eliminada a amostra retida no crivo. Todo este processo foi elaborado com especial cuidado afim de se evitarem contaminações das amostras a serem posteriormente analisadas.

As amostras de sedimento de corrente (0,5g) foram decompostas utilizando 3ml de uma solução mistura de HCl-HNO₃-H₂O (2 v HCl (c) -2 v HNO₃ (c) – 2 v H₂O durante uma hora, a uma temperatura de 95 °C. Após decomposição o volume de solução foi completado a 10ml com água desmineralizada.

Capítulo 3 – Métodos e Técnicas de Análise

As amostras foram posteriormente analisadas para 35 elementos (Ag, Al, As, Au, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Ni, P, Pb, Sb, Sc, Sn, Sr, Th, Ti, U, V, W, Y, Zn, Zr) por Espectrometria de Emissão de Plasma (ICP-ES OPTIMA) num laboratório internacionalmente acreditado (ACME Analytical Laboratories Ltd-ISSO 9002 Accredited Co.).

Na tabela 3.2 apresentam-se os limites de detecção para os vários elementos químicos. No Anexo I apresentam-se os resultados das análises químicas efectuadas nas amostras de sedimentos para os elementos seleccionados neste estudo.

Tabela 3.2 – Limites de detecção do método analítico (ICP-ES) utilizado na análise das amostras de sedimentos de corrente.

Elemento	ICP - ES Standard	Elemento	ICP - ES Standard	Elemento	ICP - ES Standard	Elemento	ICP - ES Standard
Ag	0,5 ppm	Cr	2 ppm	Ni	2 ppm	V	2 ppm
Al	0,01%	Cu	2 ppm	P	0,02%	W	4 ppm
As	5 ppm	Fe	0,01%	Pb	5 ppm	Y	0,1 ppm
Au	4ppm	K	0,01%	Sb	5 ppm	Zn	2 ppm
Ba	1 ppm	La	2 ppm	Sc	1 ppm	Zr	2 ppm
Be	1 ppm	Mg	0,01%	Sn	2 ppm		
Bi	5 ppm	Mn	5 ppm	Sr	2 ppm		
Ca	0,01%	Mo	2 ppm	Th	2 ppm		
Cd	0,4 ppm	Na	0,01%	Ti	0,01%		
Co	2 ppm	Nb	2 ppm	U	10 ppm		

3.2 Amostragem e Análise das Águas de Superfície

A amostragem de águas superficiais englobou a colheita de 7 amostras de águas de superfície (Figura 3.1) em 4 campanhas sazonais (15 de Abril de 2004 – Primavera; 13 de Julho de 2004 –Verão; 3 de Dezembro de 2004 - Outono; 4 de Abril de 2005 - Inverno. Estas amostras foram colhidas nos mesmos locais onde se colheram os sedimentos.

A amostragem das águas de superfície foi efectuada directamente, na linha de água. Durante a amostragem, colheu-se 1 litro de água em frascos de polietileno lavados previamente com detergente alcalino, passados por uma solução de HNO₃ - 4N e em seguida por água desmineralizada.

Na amostragem houve sempre o cuidado de se fazer uma lavagem prévia com a água a amostrar afim de se evitar possíveis contaminações.

Tomaram-se medidas adicionais de preservação das amostras de acordo com as normas propostas pela EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY, 1982), ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS, 1984) e pelo WORKING PARTY ON STABILIZATION OF SAMPLES FROM THE HYDROCHEMISTRY TEAM OF THE GERMAN CHEMISTS ASSOCIATION (1980), assim como a conservação das amostras a uma temperatura de 4°C. SCALF (in COLETO FIANO & MAESTRO SALMERON, 1988) considera que a refrigeração a temperaturas inferiores ou próximas da congelação, é o melhor método de preservação.

As amostras de água foram aspiradas directamente, sem qualquer tratamento preliminar. A conservação das amostras foi possível devido ao baixo valor de pH das amostras.

O método instrumental utilizado na análise das amostras de águas superficiais foi ICP-MS tendo sido analisados 73 elementos (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Be, Bi, Br, Ca, Cd, Ce, Cl, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Fe, Ga, Gd, Ge, Hf, Hg, Ho, In, Ir, K, La, Li, Lu, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Nd, Ni, Os, P, Pb, Pd, Pr, Pt, Rb, Re, Rh, Ru, S, Sb, Sc, Se, Si, Sm, Sn, Sr, Ta, Tb, Te, Th, Ti, Tl, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zn e Zr) no laboratório canadiano acreditado ACME (Analytical Laboratories Ltd – ACME – ISSO 9002 Accredited Co). Na tabela 3.3 apresentam-se os limites de detecção para os vários elementos químicos.

Previamente a qualquer recolha procedeu-se à monitorização “in situ” dos seguintes parâmetros: pH; condutividade eléctrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$); temperatura (°C) e oxigénio dissolvido (mg L^{-1}) para os quais foi utilizado uma multisonda WTW® Multiline P4 SET. A calibração do eléctrodo de pH foi efectuada utilizando solução padrão com valores de pH 4,0 e 7,2 enquanto que a calibração da sonda de condutividade foi efectuada a partir de uma solução padronizada de KCl a uma temperatura de 25°C. A determinação da temperatura foi efectuada simultaneamente à determinação do valor de pH, uma vez que o medidor de pH possuía uma sonda de temperatura incorporada.

Devido à elevada acidez ($\text{pH} < 3$) das águas em alguns pontos de amostragem não foi possível determinar os parâmetros físico-químicos de campo em todos os locais.

No Anexo II, apresentam-se os resultados das análises efectuadas nas amostras de águas de superfície da zona sob influência da mina do Lousal.

Tabela 3.3 – Limites de detecção do método analítico (ICP-MS) utilizado na análise das amostras de águas de superfície.

Elemento	ICP - MS Standard	Elemento	ICP - MS Standard	Elemento	ICP - MS Standard	Elemento	ICP - MS Standard
Ag	0.05 ppb	Eu	0.01 ppb	Na	50 ppb	Si	1 ppb
Al	1 ppb	Fe	10 ppb	Nb	0.01 ppb	Sm	0.05 ppb
As	0.5 ppb	Ga	0.05 ppb	Nd	0.01 ppb	Sn	0.05 ppb
Au	0.05 ppb	Gd	0.01 ppb	Ni	0.2 ppb	Sr	0.01 ppb
B	20 ppb	Ge	0.05 ppb	Os	0.05 ppb	Ta	0.05 ppb
Ba	0.05 ppb	Hf	0.02 ppb	P	20 ppb	Tb	0.01 ppb
Be	0.05 ppb	Hg	0.1 ppb	Pb	0.1 ppb	Te	0.05 ppb
Bi	0.05 ppb	Ho	0.01 ppb	Pd	0.2 ppb	Th	0.05 ppb
Ca	50 ppb	I	1 ppb	Pr	0.01 ppb	Ti	10 ppb
Cd	0.05 ppb	In	0.01 ppb	Pt	0.01 ppb	Tl	0.01 ppb
Ce	0.01 ppb	Ir	0.05 ppb	Rb	0.01 ppb	Tm	0.01 ppb
Cl	1 ppm	K	50 ppb	Re	0.01 ppb	U	0.02 ppb
Co	0.02 ppb	La	0.01 ppb	Rh	0.01 ppb	V	1 ppb
Cr	0.5 ppb	Li	1 ppb	Ru	0.05 ppb	W	0.1 ppb
Cs	0.01 ppb	Lu	0.01 ppb	S	1 ppm	Y	0.01 ppb
Cu	0.1 ppb	Mg	50 ppb	Sb	0.05ppb	Yb	0.01 ppb
Dy	0.01 ppb	Mn	0.05 ppm	Sc	0.05 ppb	Zn	0.5 ppb
Er	0.01 ppb	Mo	0.1 ppb	Se	0.5 ppb	Zr	0.5 ppb

A carência química de oxigénio (CQO) foi determinada a partir da oxidação da matéria orgânica, utilizando o $K_2Cr_2O_7$ a 150°C durante 2 horas (APHA, 1995). Posteriormente ao arrefecimento da amostra foi usado o espectrofotómetro HACHDR 2000 para efectuar a análise. Também foi realizada esta análise no laboratório de ensaios do IDAD com acreditação IPAC L0313, sendo utilizado o método MILI 01 (adaptado de SMEWW 5220D).

3.3 Comunidades de diatomáceas (Bacillariophyceae)

O material diatomológico foi amostrado tendo em consideração as recomendações de PRYGIEL e COSTE (2000), designadamente sobre a escolha do local de amostragem assim como os procedimentos da colheita das amostras.

Em estudos de avaliação biológica da qualidade das águas as rochas são o substrato seleccionado, escolhendo-se preferencialmente as rochas que se encontram a uma profundidade entre os 10 a 30 cm. No entanto, quando está ausente ou quando a recolha da superfície das rochas não consegue representar significativamente o local, a superfície das

plantas ou o sedimento, consoante o local, devem ser recolhido (KING *et al.*, 2006). Para a recolha da amostra da superfície das rochas utilizou-se uma escova de dentes vulgar, raspando para um pequeno copo com água do local. A amostra epífita foi obtida espremendo as plantas ou algas, para um recipiente. No entanto, se o sedimento foi o substrato seleccionado, optámos por fazer a recolha com uma colher ou uma seringa. A escolha entre a colher ou da seringa é feita mediante o tamanho e espessura da camada de sedimento (KELLY *et al.*, 1998).

Todas as amostras que foram recolhidas neste estudo foram divididas em duas sub-amostras com um volume de 50 ml cada. Uma das partes foi recolhida em frascos de vidro tendo sido fixada com uma solução de formol (5%) ficando como reserva para posterior análise. A segunda porção, correspondendo à amostra viva foi recolhida em frascos de plástico, e armazenada de forma a conservar-se o material o melhor possível. Esta sub-amostra foi a utilizada para o estudo.

A preparação do material diatomológico seguiu o método apresentado por PRYGIEL & COSTE (2000). O trabalho de laboratório iniciou-se com a oxidação da amostra viva obtida no campo. Esta oxidação foi realizada com a adição à amostra de ácido nítrico (HNO_3) a 65% e dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), à temperatura ambiente durante 24 horas. Posteriormente o material foi centrifugado várias vezes, durante 5 - 10 minutos a 1500 rpm, de forma a lavar o excesso de ácido.

Nas preparações definitivas para microscopia óptica a montagem das lamelas, depois de evaporada a água do material biológico, era efectuada usando NAPHRAX[®], meio de alta refrigência, com o auxílio de uma lamparina. Nas preparações, para o microscópio electrónico de varrimento, uma gota de material oxidado foi colocada num suporte metálico, previamente coberto com uma película de carbono. O suporte com o material foi recoberto por uma liga de ouro-paládio.

As frustúlas das diatomáceas foram identificadas e medidas, quando necessário, num microscópio óptico (Leitz Biomed 20 EB) utilizando a objectiva de 100X (A.N. 1,32). Posteriormente foram contadas 400 valvas, em cada amostra recolhida, e medidos 100 indivíduos em alguns momentos de amostragem.

As fotografias foram obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400), e em alguns casos no microscópio óptico (Zeiss Aixoplan 2 imaging), com a objectiva de 100X (A.N. 1,40).

Capítulo 3 – Métodos e Técnicas de Análise

As determinações taxonómicas das diatomáceas foi realizada com o auxílio das floras de GERMAIN (1981), de KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986; 1988; 1991A; 1991B), HARTLEY (1996), ROUND *et al.* (1990) e PRYGIEL & COSTE (2000).

CAPÍTULO 4

**IMPACTO DA DRENAGEM ÁCIDA MINEIRA
NOS SEDIMENTOS DE CORRENTE E ÁGUAS
DE SUPERFÍCIE**

A mina do Lousal e a área envolvente tem sido alvo de estudos, mais ou menos aprofundados, potenciando até à data o estabelecimento de diagnósticos para a implementação de medidas de reabilitação. Entre todos os estudos desenvolvidos nesta área destaca-se o trabalho de FERREIRA DA SILVA *et al.* (2006), dado ser o mais recente. Este capítulo pretende analisar o impacto da drenagem ácida de mina na qualidade dos sedimentos de corrente e de águas de superfície relativos ao período em estudo (Abril de 2004 e Abril de 2005).

4.1 GEOQUÍMICA DOS SEDIMENTOS DE CORRENTE

A análise de sedimentos não fornece dados quantitativos do nível absoluto de poluição, no entanto, apresentam-se relevantes para caracterizar um dado local (FÖRSTNER & WITTMAN, 1979).

Na tentativa de se caracterizarem geoquimicamente os locais de amostragem seleccionados colheram-se 7 amostras de sedimentos de corrente representativas da área estudada (Figura 3.1), em dois momentos distintos, uma representativa do período de Verão e outra do período de Outono (Anexo I).

A matriz de dados original, descrita no Anexo I é composta por 7 amostras e 35 variáveis correspondentes aos teores de Ag, Al, As, Au, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Ni, P, Pb, Sb, Sc, Sn, Sr, Th, Ti, U, V, W, Y, Zn e Zr.

De todos os elementos analisados seleccionaram-se treze elementos (Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, S e Zn) para analisar o seu comportamento geoquímico. A selecção destes elementos é devida a várias razões, entre as quais as elevadas concentrações em que ocorrem na área em estudo (FERREIRA DA SILVA *et al.*, 2006) e a sua toxicidade (FÖRSTNER & WITTMAN, 1979).

A Estatística Descritiva, desenvolveu um conjunto de medidas de síntese e de representação gráfica cujo objectivo é descrever e resumir um conjunto de dados e pesquisar as estruturas anómalas presentes (SOUSA, 1999). Para cada elemento foi efectuado tratamento estatístico univariado, onde se calcularam a média, a mediana, o mínimo e o máximo. O tratamento estatístico univariado foi realizado com variado *software* dos quais se destacam os programas *Statistica* e *Grapher*. Os parâmetros estatísticos (média, mediana, mínimo, e máximo) foram calculados a partir dos teores totais de Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, S e Zn. Os resultados foram representados graficamente em diagramas de extremos e quartis ou box plot (Figura 4.1).

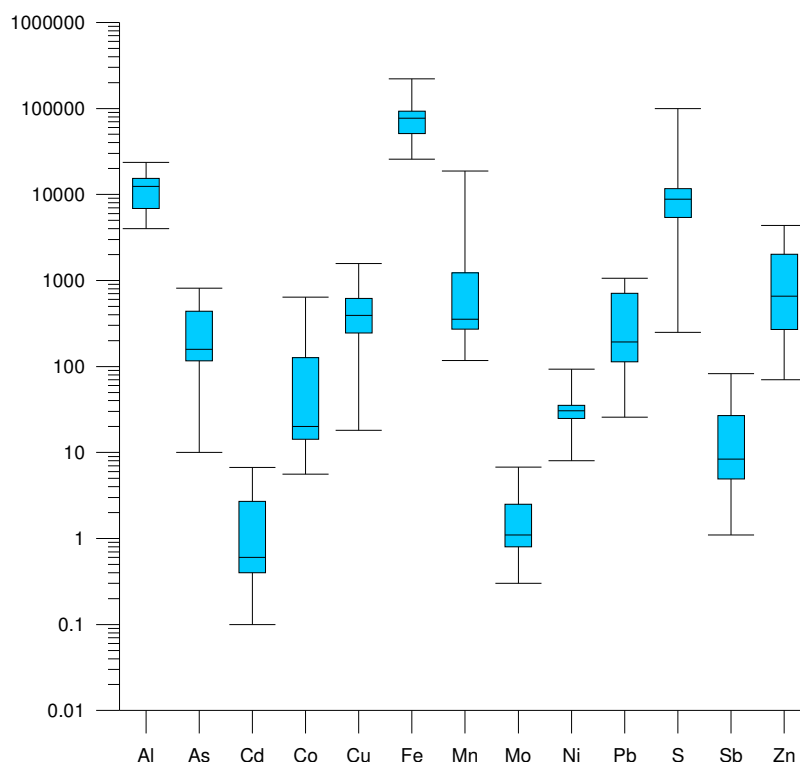


Figura 4.1 - Diagramas de extremos e quartis dos elementos Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, S e Zn relativos às análises dos sedimentos de corrente. Os valores apresentados estão expressos em ppm.

Da análise da figura 4.1 podemos constatar que as variáveis apresentam valores bastante elevados nos elementos analisados. As variáveis As, Cd, Cu, Mn, Pb, S, Sb e Zn apresentam claramente uma distribuição assimétrica negativa enquanto que a variável Co apresenta uma distribuição do tipo assimétrica positiva. As variáveis Al, Fe, Mo e Ni apresentam uma distribuição simétrica.

Geralmente os valores mínimos foram alcançados nos locais que não são afectados pelas drenagens ácidas (E1), sendo considerados estes teores como representativos do fundo geoquímico local.

Os valores máximos foram observados nos locais mais afectados pela mina (amostras E2, E3, E4 e E5) e reflectem claramente a influência da zona mineira abandonada.

A análise da qualidade dos sedimentos de corrente foi efectuada tendo como linhas orientadoras os valores propostos no “Consensus - Based Sediment Quality Guidelines” desenvolvido pelo CONTAMINATED SEDIMENT STANDING TEAM em 2003 (CCST, 2003). Segundo estes autores, os valores atribuídos aos níveis 1, 2, 3 e 4, fornecem uma base precisa para averiguar a presença de elementos químicos com concentrações tóxicas (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Valores guia de As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb e Zn recomendados (TEC, MEC e PEC) e níveis associados para a avaliação da qualidade do sedimento (adaptado de Consensus - Based Sediment Quality Guidelines; Recommendations for Use & Application, developed by the CONTAMINATED SEDIMENT STANDING TEAM (CSST, 2003)).

Metal	Valores guia (mg/kg)							Ref ^a
	Nível 1		Nível 2		Nível 3		Nível 4	
	≤ TEC	TEC	TEC-MEC	MEC	MEC-PEC	PEC	> PEC	
As	↔	9,8	↔	21,4	↔	33	↔	(b)
Cd	↔	0,99	↔	3,0	↔	5,0	↔	(b)
Cu	↔	32	↔	91	↔	150	↔	(b)
Fe	↔	20000	↔	30000	↔	40000	↔	(c)
Mn	↔	460	↔	780	↔	1100	↔	(c)
Ni	↔	23	↔	36	↔	49	↔	(b)
Pb	↔	36	↔	83	↔	130	↔	(b)
Sb	↔	2	↔	13,5	↔	25	↔	(d)
Zn	↔	120	↔	290	↔	460	↔	(b)

(a) - BC (1999); (b) - CBSQG (2000a); (c) - Ontário (1993); (d) - NOAA (1991) in CSST (2003)

Neste trabalho define-se um teor abaixo do qual não são observáveis efeitos de toxicidade (TEC - Threshold Effect Concentration) e um teor correspondente a um provável efeito de toxicidade (PEC - Probable Effects Concentration). Há um incremento na toxicidade, visto que estes níveis aumentam entre as concentrações do TEC (nível 1) e do PEC (nível 4), apresentando um teor de concentração intermédia (MEC).

Os teores do TEC e do PEC apresentados na tabela 4.1 foram determinados recorrendo à pesquisa bibliográfica da especialidade. As concentrações dos elementos variam entre inferior a TEC e superior a PEC o que corresponde à ausência ou à presença de toxicidade do elemento químico no sedimento, respectivamente. Neste trabalho a caracterização dos sedimentos foi efectuada ao nível de alguns elementos metálicos (As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb e Zn) considerados como problemáticos a nível ambiental.

A tabela 4.2 apresenta a comparação dos valores de fundo geoquímico obtidos neste trabalho com os obtidos por FERREIRA DA SILVA *et al.* (2006) e com os valores de TEC e PEC propostos por CONTAMINATED SEDIMENT STANDING TEAM em 2003 (CSST, 2003).

De uma forma geral, os valores de fundo obtidos neste trabalho assemelham-se aos obtidos por FERREIRA DA SILVA *et al.* (2006). As concentrações de Cd, Pb, Sb e Zn encontram-se abaixo do TEC, no entanto, as concentrações em As, Fe e Ni encontram-se entre os valores de TEC e PEC revelando que as unidades geológicas locais podem estar enriquecidas nestes

Capítulo 4 – Impacto da DAM nos sedimentos de corrente e águas de superfície

elementos. Igual resultado é registado para o manganês que apresenta teores acima do valor PEC.

Tabela 4.2 - Valores médios do fundo geoquímico de alguns parâmetros físico-químicos dos sedimentos da ribeira de Corona e valores de TEC e PEC (adaptados de Consensus Based Sediment Quality Guidelines - CSST, 2003).

	FERREIRADA SILVA <i>et al</i> , 2006	Presente trabalho	TEC	PEC
Al (%)	0,005	1,20	-	-
As (ppm)	19	11	9,8	33
Cd (ppm)	0,20	0,15	0,99	5,0
Co (ppm)	10	15	-	-
Cu (ppm)	21	20	32	150
Fe (%)	2,17	2,75	2	4
Mn (ppm)	1215	1592	460	1100
Mo (ppm)	0,20	0,40	-	-
Ni (ppm)	20	28	23	49
Pb (ppm)	70	29	36	130
S (%)	0,025	0,09	-	-
Sb (ppm)	3,15	1,10	2	25
Zn (ppm)	62	73	120	460

A figura 4.2a, b e c apresentam as variações sazonais e espaciais dos teores nos diferentes locais de amostragem, e que se encontram influenciados, directa ou indirectamente, pela mina abandonada do Lousal.

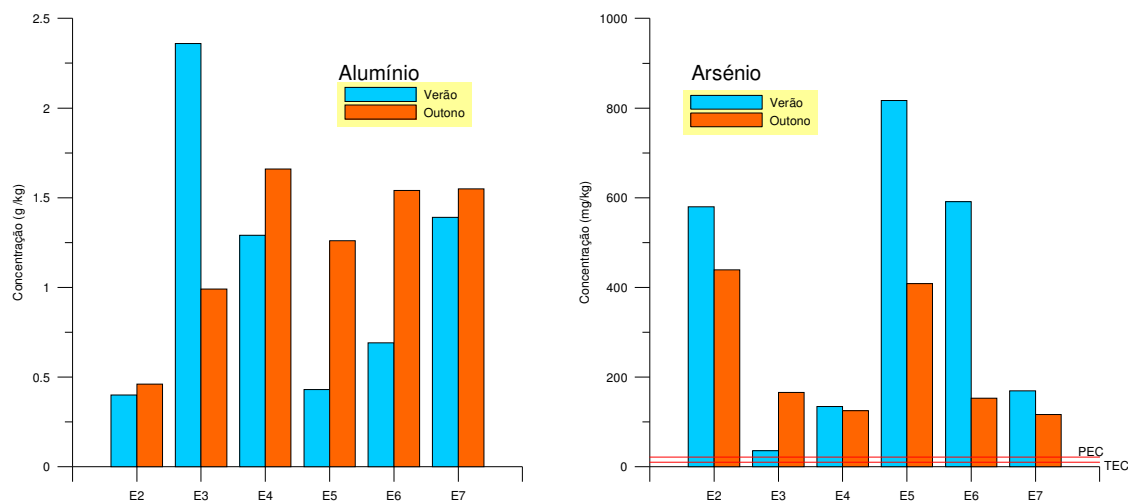


Figura 4.2 (a) - Variação temporal e espacial de Al e As em sedimentos de corrente na ribeira de Corona e comparação com os valores de PEC e TEC.

Capítulo 4 – Impacto da DAM nos sedimentos de corrente e águas de superfície

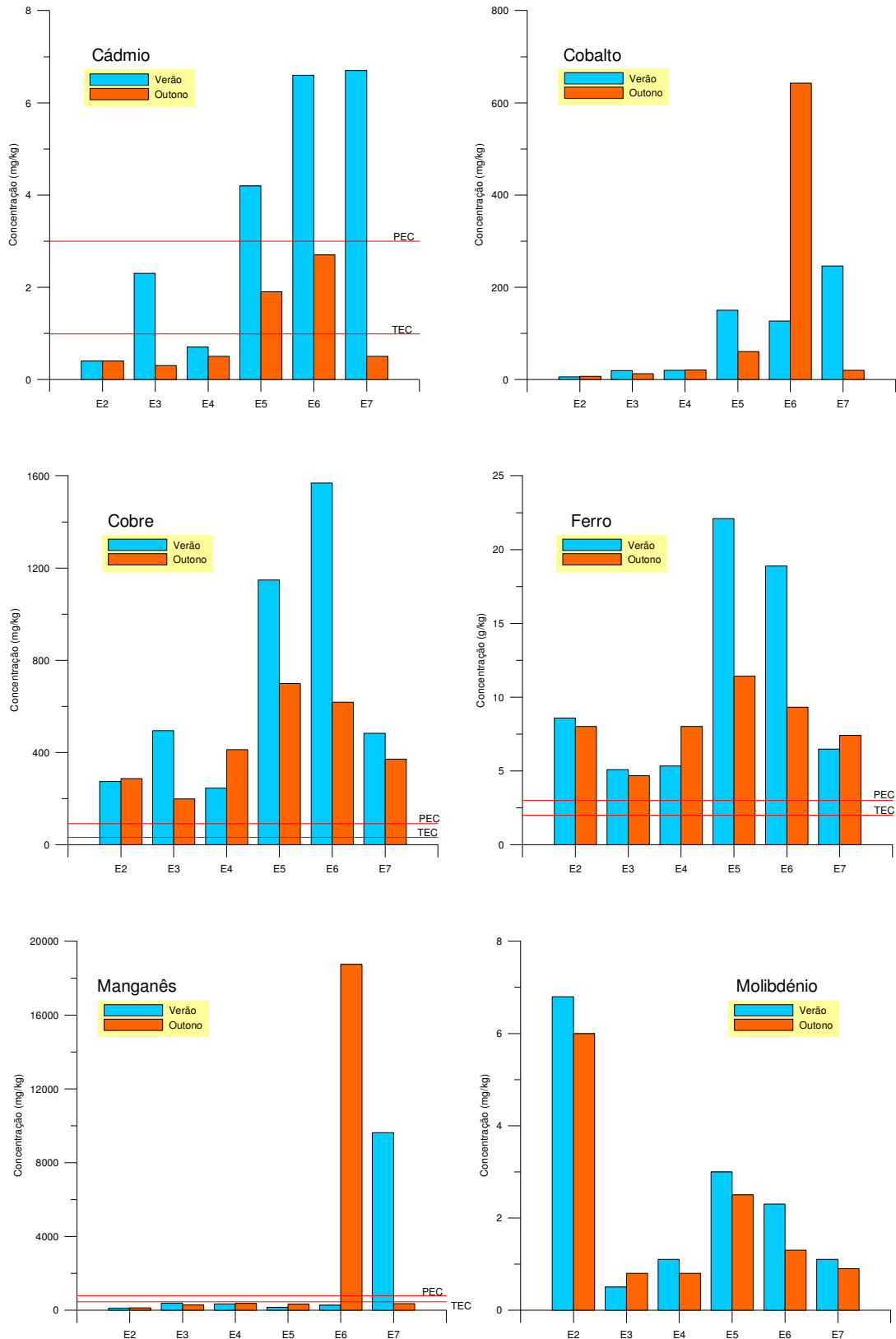


Figura 4.2 (b) - Variação temporal e espacial de Cd, Co, Cu, Fe, Mn e Mo em sedimentos de corrente na ribeira de Corona e comparação com os valores de PEC e TEC.

Capítulo 4 – Impacto da DAM nos sedimentos de corrente e águas de superfície

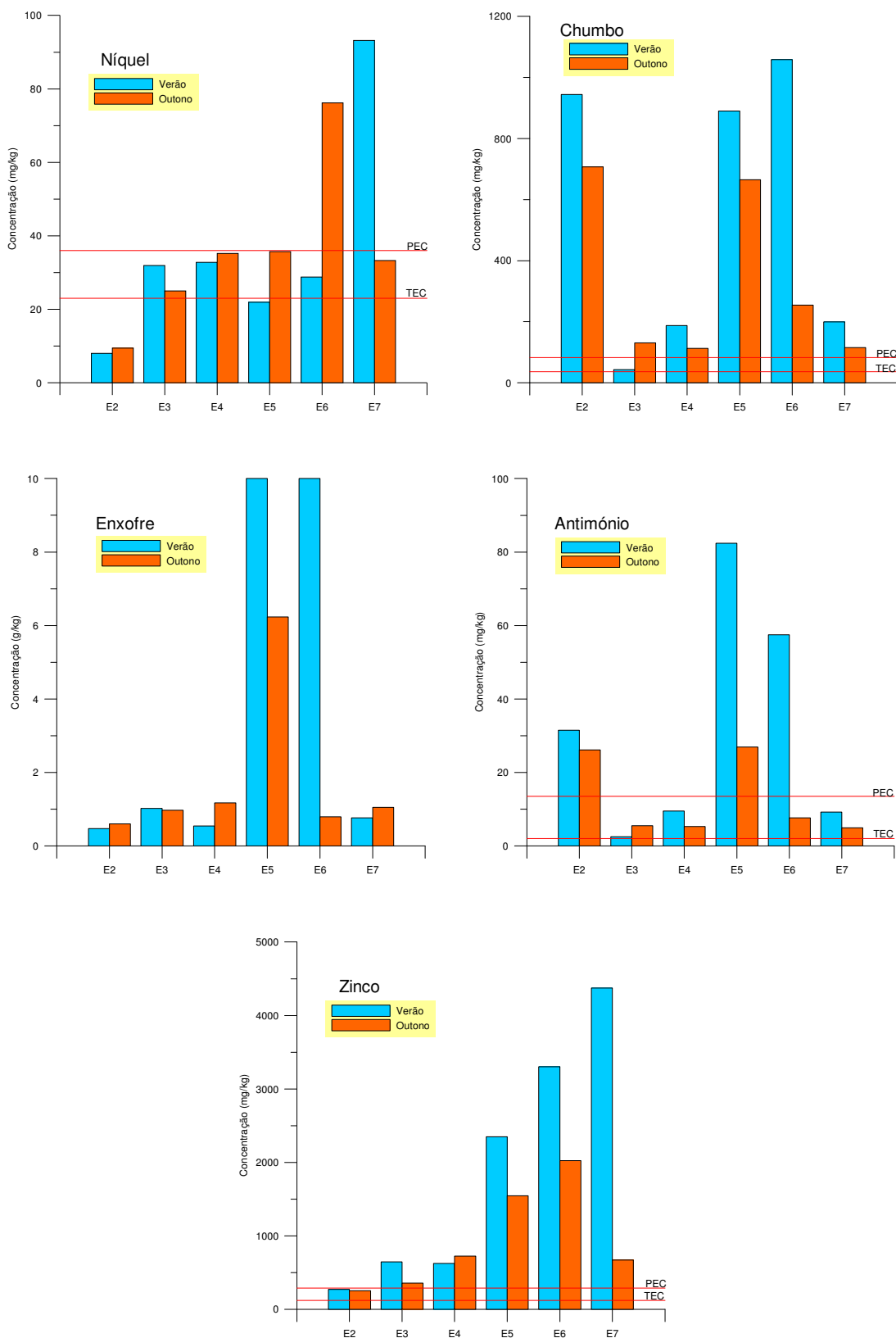


Figura 4.2 (c) - Variação temporal e espacial de Ni, Pb, S, Sb e Zn em sedimentos de corrente na ribeira de Corona e comparação com os valores de PEC e TEC.

Da análise das figuras 4.2 a, b e c pode-se constatar que:

- ↪ apesar de não ser regra geral, há uma tendência para as concentrações dos elementos vestigiais nos sedimentos de corrente, relativos ao período de Verão serem mais elevadas designadamente para os elementos As, Cd, Fe, Mo, Pb, Sb e Zn;
- ↪ o Al em comparação com os valores obtidos na E1 não tem uma variação significativa dos teores nas duas estações do ano. O aumento mais significativo foi registado na estação E3, no período de Verão, e deveu-se provavelmente à ausência de água corrente neste local, levando por efeito de concentração a um aumento da concentração deste elemento;
- ↪ os teores aumentam muito após a influência das drenagens ácidas (Amostras E5 e E6) provenientes dos depósitos de escombreliras;
- ↪ o As, Cu, Fe, Pb e Zn aparecem sempre, ou quase sempre, em concentrações superiores ao PEC, conferindo uma elevada toxicidade aos sedimentos;
- ↪ os teores de Cd, Ni e Sb não obedecem a um padrão de variação (por vezes não atinge o TEC, outras vezes as concentrações encontram-se entre o TEC e PEC, obtendo-se também valores superiores ao PEC);
- ↪ apesar da concentração de Mn, por vezes, ser inferior à concentração registada na estação E1, em certos locais afectados pela mina atinge valores muito elevados.

Para se averiguar o grau de toxicidade resultante da presença de uma mistura de vários elementos químicos nos sedimentos, estimou-se o valor de $(PEC - Q)_{\text{médio}}$ de acordo com a seguinte equação:

$$(PEC - Q)_{\text{médio}} = \frac{\sum (PEC - Q)_{\text{elemento químico}}}{n^{\circ} \text{ elementos químicos}}$$

Este valor foi estimado a partir do cálculo da razão entre a concentração de cada elemento na amostra pelo valor de efeito provável de toxicidade (PEC). Os valores resultantes para cada elemento químico, designados por $PEC - Q$, são somados e divididos pelo número total de elementos químicos, de modo a obter-se o valor de $(PEC - Q)_{\text{médio}}$. Este valor permite determinar o grau de toxicidade do meio onde foi colhida a amostra.

De acordo com os valores de $(PEC - Q)_{\text{médio}}$ obtidos e considerando a fórmula $Y=101,48(1-0,36^x)$, com $x = (PEC - Q)_{\text{médio}}$, proposta por MACDONALD (2000), estimou-se o grau de toxicidade do meio (AIT – Average Incidence of Toxicity – Tabela 4.3) .

Tabela 4.3 - Valores do grau de toxicidade (AIT), em percentagens, nos locais de amostragem para as duas campanhas.

Local	AIT (%)	
	Verão	Outono
E1	36,95	31,06
E2	98,48	95,30
E3	64,79	70,10
E4	73,46	76,49
E5	100	98,42
E6	100	99,94
E7	99,18	73,99

Os valores obtidos referentes à toxicidade do meio permitem concluir que no local 1 o grau de toxicidade não é relevante (inferior a 50%), em contrapartida, após a influência da mina registou-se um grau de toxicidade elevado, atingindo mesmo os 100 % (E5 e E6, no Verão).

4.2 GEOQUÍMICA DA ÁGUA DE SUPERFÍCIE

A água é um bom meio para caracterizar um local, dado reflectir a interacção entre a geosfera, hidrosfera e biosfera com a poluição. Com a finalidade de efectuar a caracterização das águas de superfície e avaliar o impacto da mina do Lousal, foi objecto do nosso estudo a ribeira de Corona.

A figura 4.3 apresenta os diagramas de extremos e quartis para as variáveis Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, SO_4^{2-} e Zn tendo em consideração a globalidade dos resultados (Anexo II).

As amostras colhidas nas proximidades da mina, de uma forma geral, apresentam valores extremos, que estão relacionados com a contaminação pela mina. Os resultados apresentam uma grande amplitude de valores (diferença entre o valor mínimo e máximo), em que o Al, Fe, Mn, e SO_4^{2-} se encontram em concentrações mais elevadas. Todas as variáveis apresentam uma assimetria negativa.

No Decreto – Lei nº 236/98 de 1 de Agosto encontram-se os valores máximos recomendados (VMR) e os valores máximos admissíveis (VMA) de alguns parâmetros físico-químicos, relativos às águas destinadas a vários fins. Dado que a água da ribeira de Corona poderá, quando muito, ser usada para rega apresentam-se de seguida os valores do decreto relativamente a água destinada para rega (Tabela 4.4).

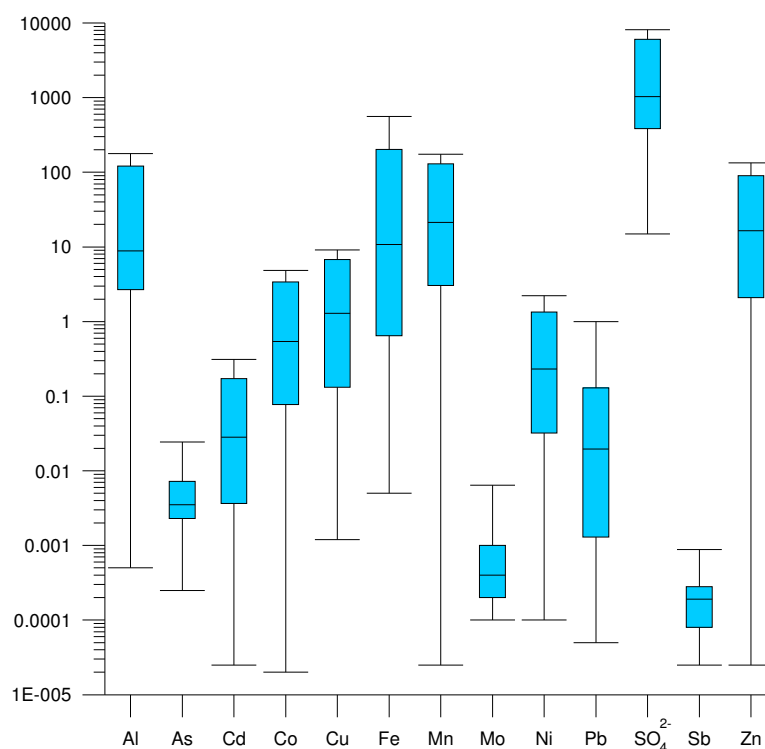


Figura 4.3 - Diagramas de extremos e quartis dos elementos Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, SO₄²⁻ e Zn relativos às análises das águas superficiais. Os valores apresentados estão expressos em mg l⁻¹.

Tabela 4.4 - Valores médios do fundo geoquímico de alguns parâmetros físico-químicos da água na ribeira de Corona e valores máximos recomendados (VMR) e admissíveis (VMA), relativos às águas destinadas à rega (Decreto – Lei nº 236/98 de 1 de Agosto). Todos os elementos são expressos em µg l⁻¹ excepto SO₄²⁻ que se encontra expresso em mg l⁻¹.

	FERREIRA DA SILVA <i>et al</i> , 2006	Presente trabalho	VMR	VMA
Al	238	19	5000	20000
As	4	2	100	10000
Cd	0,20	0,03	10	50
Co	5	0,11	50	10000
Cu	13	2	200	5000
Fe	1885	278	5000	-
Mn	1865	50	200	10000
Mo	0,05	0,33	5	50
Ni	1	0,1	500	2000
Pb	1	0,29	5000	20000
SO ₄ ²⁻	42	35	575	-
Sb	0,24	0,21	-	-
Zn	140	1	2000	10000

Capítulo 4 – Impacto da DAM nos sedimentos de corrente e águas de superfície

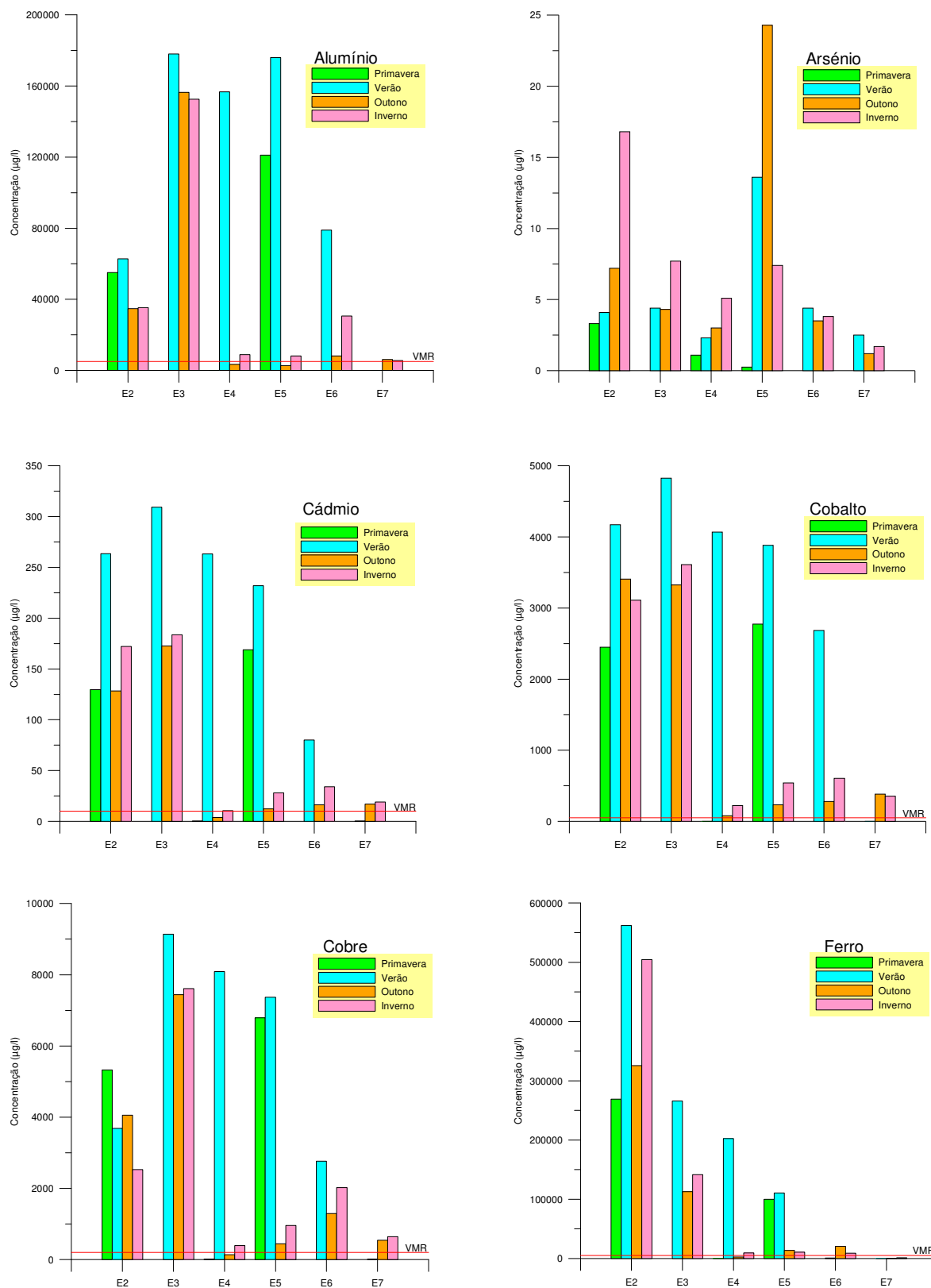


Figura 4.4 (a) - Variação temporal e espacial de Al, As, Cd, Co, Cu e Fe em água superficial da ribeira de Corona e comparação com os valores de VMR.

Capítulo 4 – Impacto da DAM nos sedimentos de corrente e águas de superfície

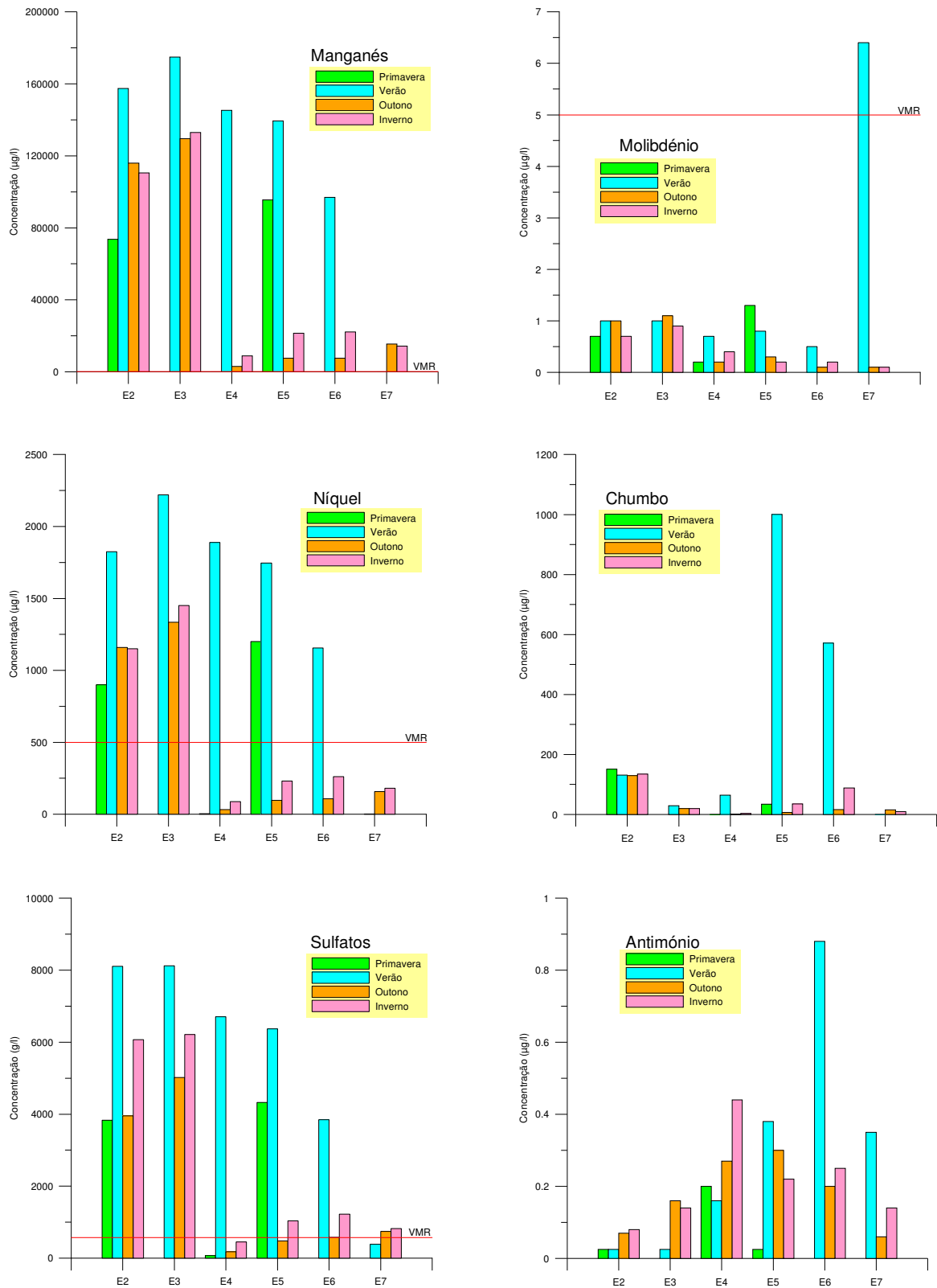


Figura 4.4 (b) - Variação temporal e espacial de Mn, Mo, Ni, Pb, SO₄²⁻ e Sb em água superficial da ribeira de Corona e comparação com os valores de VMR.

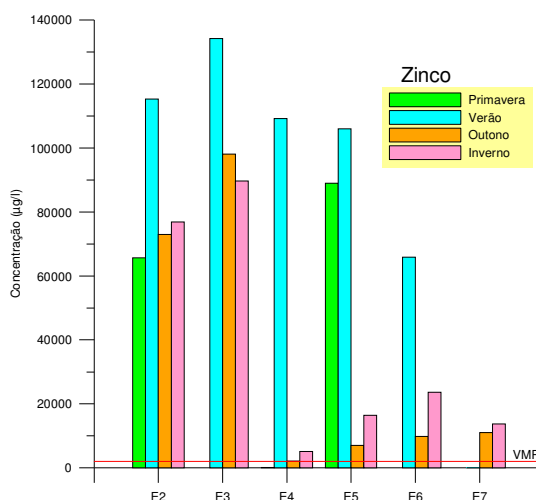


Figura 4.4 (c) - Variação temporal e espacial de Zn em água superficial da ribeira de Corona e comparação com os valores de VMR.

Os valores de fundo obtidos por FERREIRA DA SILVA *et al.* (2006) em relação aos valores obtidos neste estudo são superiores, excepto o molibdénio. Os valores obtidos no local de amostragem E1 apresentam-se sempre abaixo dos valores máximos recomendados. Os valores obtidos nos locais influenciados directa ou indirectamente, pela mina do Lousal, apresentam valores bastante superiores a este fundo geoquímico. Nas figuras 4.4a, b e c observa-se a evolução temporal e espacial dos teores dos elementos químicos seleccionados, para os diferentes pontos de amostragem. Os VMR disponíveis também foram introduzidos nos gráficos, excepto no caso do As e do Pb, devido aos teores máximos obtidos, para estes elementos, serem inferiores em cerca de quatro vezes aos valores máximos recomendados.

Na campanha da Primavera apenas se amostrou a E2, E4 e E5, razão pela qual faltam os resultados das restantes estações de amostragem.

Nas figuras 4.4a, b e c pode verificar-se que:

- ↪ geralmente os elementos químicos têm características composicionais que não são uniformes nos diferentes locais de amostragem, aumentando estas concentrações à medida que nos aproximamos da zona de influência da mina do Lousal;
- ↪ os valores das concentrações dos elementos químicos são mais elevados no Verão devendo-se a um efeito de concentração por evaporação. Por outro lado, no Inverno dever-se-ia notar uma diminuição das concentrações, no entanto, isso não acontece devido à falta de precipitação na região;

- ↪ apesar dos locais E3 e E4 se situarem antes da confluência da ribeira de Corona com a água vinda da corta, estes são afectados pela mina devido à infiltração das águas ácidas na base da barragem. Na estação 3, ao longo das colheitas realizadas, encontrou-se apenas uma sucessão de charcos, daí alguns resultados anómalos;
- ↪ as concentrações de As, Mo e Zn observadas nas águas de superfície não são preocupantes segundo o Decreto – Lei nº 236/98 de 1 de Agosto;
- ↪ quanto ao Sb apesar de duplicar, chegando mesmo a quadruplicar, a sua concentração, segundo a lei portuguesa não é recomendado um controlo deste elemento químico;
- ↪ a concentração de Cu e Ni ultrapassa muitas vezes os valores recomendados, no entanto, raramente ultrapassam os valores admissíveis;
- ↪ o Al, Cd, Cu, Mn e Zn encontram-se em concentrações que excedem, muitas vezes, o VMR, chegando por vezes a ultrapassar o VMA;
- ↪ o Fe e SO_4^{2-} excedem muitas vezes os valores recomendados, no entanto, não existem valores máximos admissíveis na legislação.

Para além dos treze elementos químicos seleccionados considerou-se para esta análise os parâmetros pH, a condutividade, o teor de bicarbonatos, a percentagem de saturação de oxigénio, a temperatura e o CQO, uma vez que estes parâmetros físico-químicos são relevantes para a interpretação dos resultados biológicos (Tabela 4.5). Estes parâmetros físico-químicos foram obtidos maioritariamente no laboratório, mas também em certos casos no campo.

O processo de oxidação dos sulfuretos provoca uma drástica diminuição do pH, observada após a influência da mina, tendo valores abaixo dos admissíveis pelo Decreto – Lei nº 236/98 de 1 de Agosto (valores máximos admissíveis de pH variam entre 4,5 e 9,0).

A condutividade como é directamente proporcional à concentração de iões dissolvidos, apresenta valores extremamente elevados na zona de influência da mina, designadamente nas proximidades da corta (nascente ácida) e também nos locais afectados pelas drenagens ácidas das escombreyras. Os rios normalmente têm uma condutividade entre 10 e 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (DAVE, 2002), na ribeira de Corona estes valores são largamente ultrapassados.

O ião bicarbonato confere alcalinidade à água, mas na maior parte dos locais amostrados não foi detectado, devido aos baixos valores de pH.

Capítulo 4 – Impacto da DAM nos sedimentos de corrente e águas de superfície

Tabela 4.5 - Valores de pH, condutividade, HCO₃⁻, temperatura, % de saturação de O₂ e CQO .

		pH		condutividade a 25°C(μS/cm)		HCO ₃ ⁻ (mg/l)	temperatura (°C)	saturação de O ₂ (%)	CQO (mg/l)	
		lab.	'in situ''	lab.	'in situ''	lab.	'in situ''	'in situ''	lab.	IDAD
Primavera	E1	-	7,2	-	640	-	14,8	84	-	-
	E2	-	-	-	-	0	-	-	-	-
	E3	-	2,2	-	5160	-	17,5	-	-	-
	E4	-	6,9	-	665	-	16,1	98	-	-
	E5	-	6,8	-	780	-	18,6	106	-	-
	E6	-	6,6	-	747	-	21,6	121	-	-
	E7	-	7,3	-	680	-	19,8	109	-	-
Verão	E1	7,6	-	1212	-	345	24,0	60	23	-
	E2	2,4	-	8970	-	0	-	-	82	-
	E3	2,4	-	9230	-	0	-	-	38	-
	E4	2,4	-	7930	-	0	-	-	13	-
	E5	2,0	-	7250	-	0	-	-	18	-
	E6	2,8	-	5150	-	0	-	-	24	-
	E7	7,2	-	1445	-	180	30,0	96	29	-
Outono	E1	7,6	-	833	-	217	12,3	50	58	-
	E2	2,1	-	4670	-	0	-	-	52	-
	E3	2,1	-	5450	-	0	-	-	29	-
	E4	7,1	-	1004	-	190	-	-	31	-
	E5	6,1	-	1215	-	27	-	-	30	-
	E6	2,4	-	1436	-	0	-	-	32	-
	E7	3,1	-	1491	-	0	12,3	128	14	-
Inverno	E1	7,6	-	1239	-	345	15,7	66,5	5	9
	E2	2,8	-	6650	-	0	-	-	56	50
	E3	2,7	-	6690	-	0	-	-	6	4
	E4	6,6	-	1531	-	183	-	-	34	19
	E5	3,6	-	2150	-	0	-	-	13	6
	E6	3,3	-	2420	-	0	-	-	18	4
	E7	4,5	-	1800	-	0	17,3	97,6	12	5

O oxigénio dissolvido traduz o poder oxidativo das águas, no entanto, é necessário algum cuidado na interpretação deste parâmetro, dado que nem sempre uma elevada percentagem de saturação de oxigénio é sinónimo de boa qualidade da água (ALMEIDA, 1998). No local, que não é afectado pela mina (E1), registaram-se percentagens de oxigénio dissolvido mais baixas reflectindo possivelmente a influência dos esgotos urbanos.

O CQO traduz a quantidade de oxigénio consumido, na oxidação da matéria orgânica por via química (ALMEIDA, 1998). Os altos teores de Fe, SO₄²⁻, Mn, etc. estão a influenciar os dados obtidos, pelo que não são considerados como valores reais de CQO, os valores registados nas estações após a entrada, na ribeira de Corona, das drenagens provenientes da mina.

4.2.1.1 Diagrama de Piper

A representação proposta por Piper, na forma de um diagrama triangular, representa uma análise por meio de três pontos. Neste tipo de representação expressam-se com maior clareza as relações químicas entre as águas do que qualquer outro tipo de representação (PATINHA, 1996).

Na análise do diagrama de Piper (Figura 4.5) distingue-se a presença de três tipos de fácies hidroquímicas. Na zona a montante da mina (E1), a amostra na campanha de Primavera apresenta uma fácies do tipo bicarbonatada cálcica. Distingue-se uma segunda família constituída pelas amostras restantes da estação 1, da estação 4 e as da estação 7 na colheita de Verão. Esta família corresponde a uma transição de fácies entre as águas do tipo bicarbonatadas cálcicas e as do tipo sulfatadas cálcicas/magnesianas. Todas as restantes amostras de água, atendendo ao facto das concentrações de ferro serem claramente superiores às concentrações do cálcio e magnésio, apresentam uma fácies do tipo sulfatada férrica.

4.2.1.2 Diagrama de Ficklin

FICKLIN *et al.* (1992) desenvolveram um diagrama para classificar as águas provenientes de minas e de zonas mineralizadas, baseado no pH e nos teores de Zn, Cu, Cd, Ni, Co e Pb. Na figura 4.6 encontra-se representado o diagrama de Ficklin relativo às amostras de água da Ribeira do Corona.

Analisando a figura 4.6 verifica-se que as amostras recolhidas na corta (amostras 2, 3, 5 e 6 são fortemente ácidas durante todo o ano, variando entre rica em metais (Inverno e Outono) a muito rica em metais, apresentando a amostra E2b os teores mais elevados.

Os valores elevados registados na campanha de Verão estão associados à elevada taxa de evaporação e também à reduzida pluviosidade. Estes dois aspectos são responsáveis pelas águas fortemente ácidas, ricas/muito ricas em metais. Por outro lado, as elevadas temperaturas são responsáveis pela formação de precipitados ao longo da linha de água. Quando a solubilidade dos elementos químicos é excedida podem-se formar precipitados (BLOWES & JAMBOR, 1994). Esta solubilidade parece ser controlada por vários óxidos básicos de Al/Fe, oxihidróxidos e fases sulfatadas (goetite, gibbsite, alunite e jurbanite) (KARATHANASIS *et al.*, 1988; MONTERROSO *et al.*, 1994).

No Inverno a maior parte das estações, a jusante da mina, são ácidas, sendo ricas em metais. Na Primavera e Outono os locais influenciados pela mina são classificados como ricos em metais, chegando mesmo a ser muito ricos em metais.

Capítulo 4 – Impacto da DAM nos sedimentos de corrente e águas de superfície

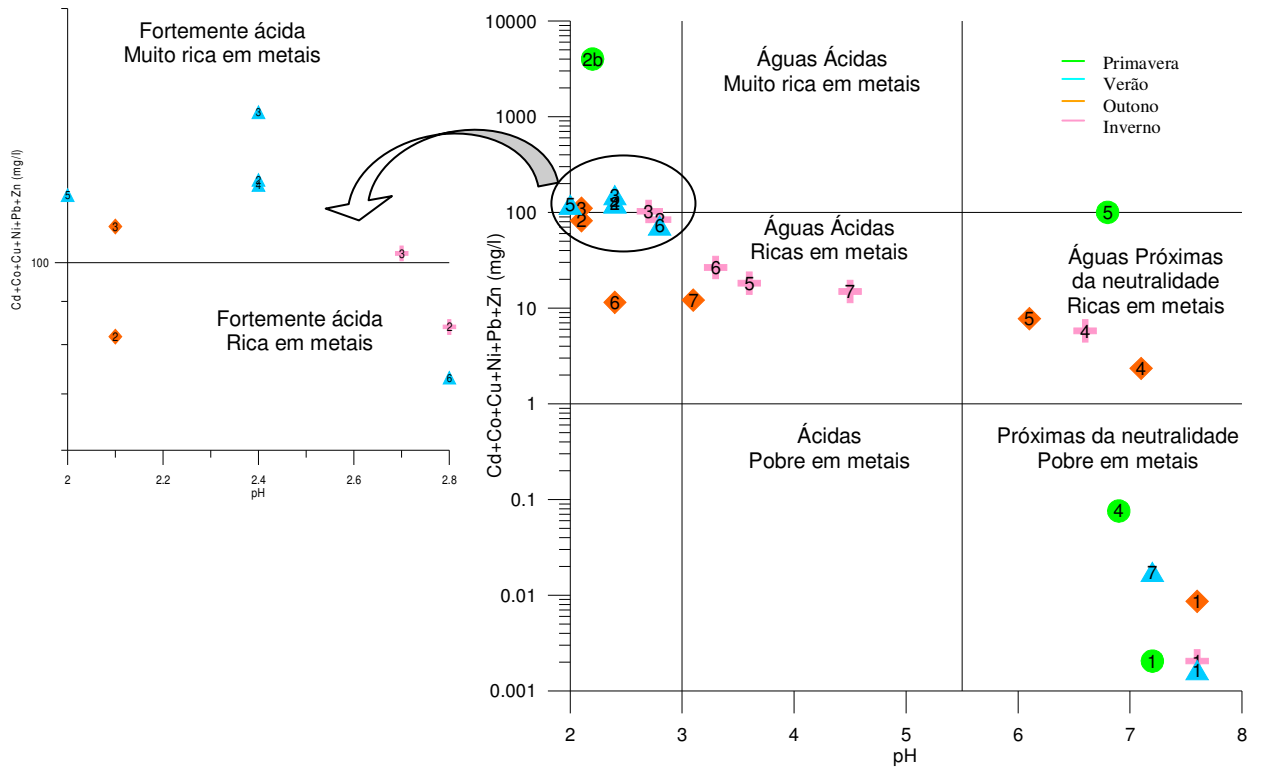


Figura 4.6 - Diagrama de Ficklin (pH versus Σ metais dissolvidos) das águas recolhidas na ribeira de Corona.

CAPÍTULO 5

CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS

A comunidade biótica consiste num conjunto de populações, que vivem numa área determinada ou habitat físico. Estas comunidades podem ser, convenientemente, designadas e classificadas de acordo com (a) as principais características estruturais, como sejam as espécies dominantes e (b) o habitat físico da comunidade (ODUM, 2001).

No anexo III são apresentadas as tabelas de identificação e contagens relativas das diatomáceas, de todos os locais amostrados.

5.1 HABITATS

No estudo das comunidades de diatomáceas um aspecto importante é o reconhecimento, delimitação e classificação dos habitats. As diatomáceas nos rios ou ribeiros podem ser perifíticas ou planctónicas. Este trabalho incide principalmente sobre as diatomáceas perifíticas, as quais são associadas a diversos substratos (ROUND, 1973).

As diatomáceas perifíticas podem subdividir-se em epilíticas, epífitas, epipsâmicas e epipélicas. As espécies *epilíticas* encontram-se nas superfícies das rochas (ROUND, 1973) e a sua amostragem faz-se por raspagem de pedras. As formas *epífitas* encontram-se nas superfícies das plantas aquáticas, podendo mesmo ser encontradas nas superfícies de outras algas (ROUND, 1973). Estas formas são obtidas a partir de espremeduras destas plantas ou algas. As espécies *epipélicas* correspondem a diatomáceas que se desenvolvem entre o lodo. Por outro lado, as diatomáceas *epipsâmicas* encontram-se na superfície e interstícios dos grãos de areia. Para se estudar as comunidades epipélicas ou epipsâmicas procede-se à respectiva colheita de lodo ou de sedimento. Devido à permanente troca e conseqüente contaminação de organismos de uns habitats pelos outros, não é possível distinguir com clareza as comunidades típicas de cada habitat (ROUND, 1973).

Ao longo do presente estudo foram amostradas, sempre que possível, as diatomáceas epilíticas, epipsâmicas e epífitas. Apesar do habitat influenciar as comunidades, as diatomáceas que aderem aos substratos têm uma tendência para apresentarem as mesmas espécies, tal como uma abundância semelhante (ROUND, 1973).

Na tentativa de se poder observar possíveis diferenças entre habitats, nos locais amostrados, recorreu-se a uma Análise em Componentes Principais (ACP), usando o programa CANOCO 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Neste método indirecto, de análise de gradientes, os componentes principais são constituídos pelas coordenadas das amostras nos eixos factoriais, que explicam sucessivamente percentagens cada vez menores de variabilidade e sintetizam o

Capítulo 5 – Caracterização das comunidades de diatomáceas

comportamento de grupos de variáveis. A importância relativa de cada eixo é dada pelo valor próprio associado a cada vector próprio (PEREIRA & SOUSA, 2002; TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). No caso da ACP é imposição a inércia total ser 1,00 (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Os valores próprios e variância explicados pelos quatro primeiros eixos (explicam 76,0% da variância total) são apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Valores próprios e variância explicada pelos eixos factoriais.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ)	0,42	0,19	0,09	0,07	1,00
% de variância cumulativa	41,50	59,90	69,10	76,0	
Soma de todos os valores próprios					1,00

A figura 5.1 apresenta as projecções das amostras no plano definido pelos eixos 1 e 2.

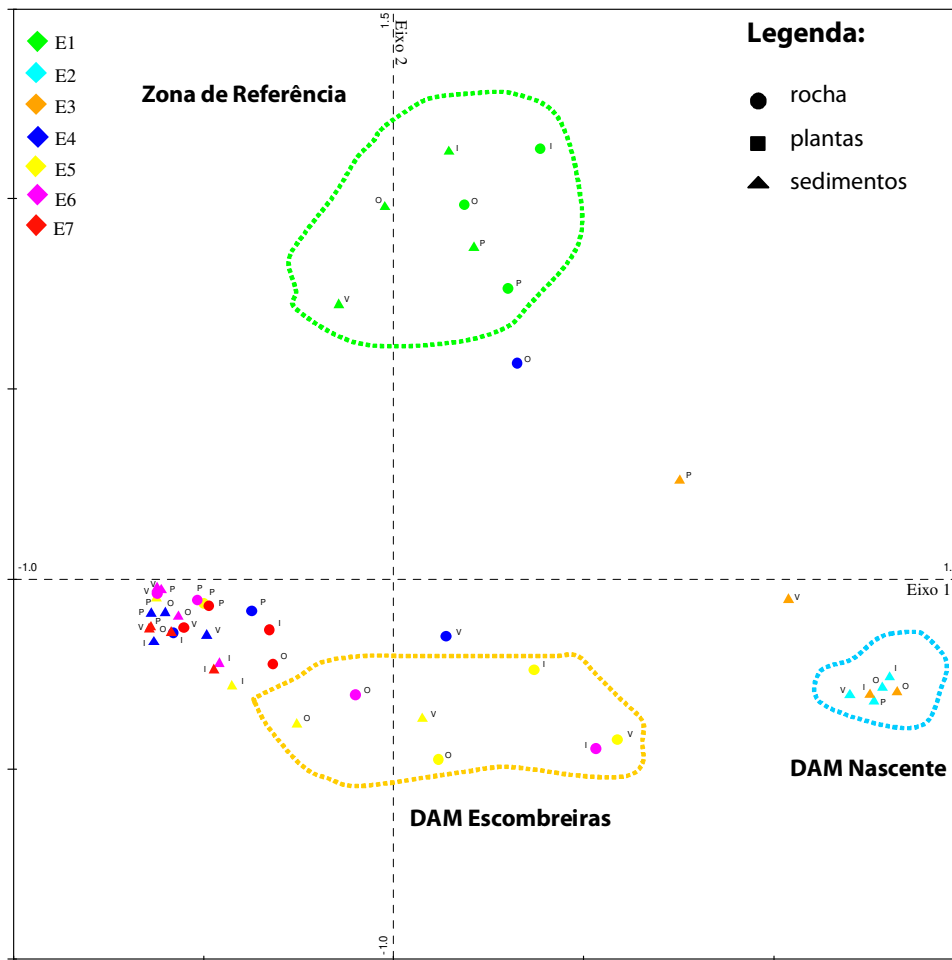


Figura 5.1 - Projecção no primeiro plano factorial das amostras representativas das quatro campanhas de amostragem (P: Primavera, V: Verão, O: Outono, I: Inverno). DAM- Drenagem Ácida de Mina.

Capítulo 5 – Caracterização das comunidades de diatomáceas

Quanto mais próximas estiverem as amostras maior é a afinidade entre elas (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Na figura 5.1 observa-se, que de uma maneira geral, a variação espacial se impõe à variação temporal, ou até mesmo à variação de substrato amostrado. Sendo assim, para este estudo os dados dos vários habitats poderão ser tratados simultaneamente, dado que a composição específica das comunidades de diatomáceas nos diferentes substratos é semelhante para cada local de amostragem

A ACP foi realizada com as abundâncias relativas dos taxa encontrados nos diferentes locais de amostragem.

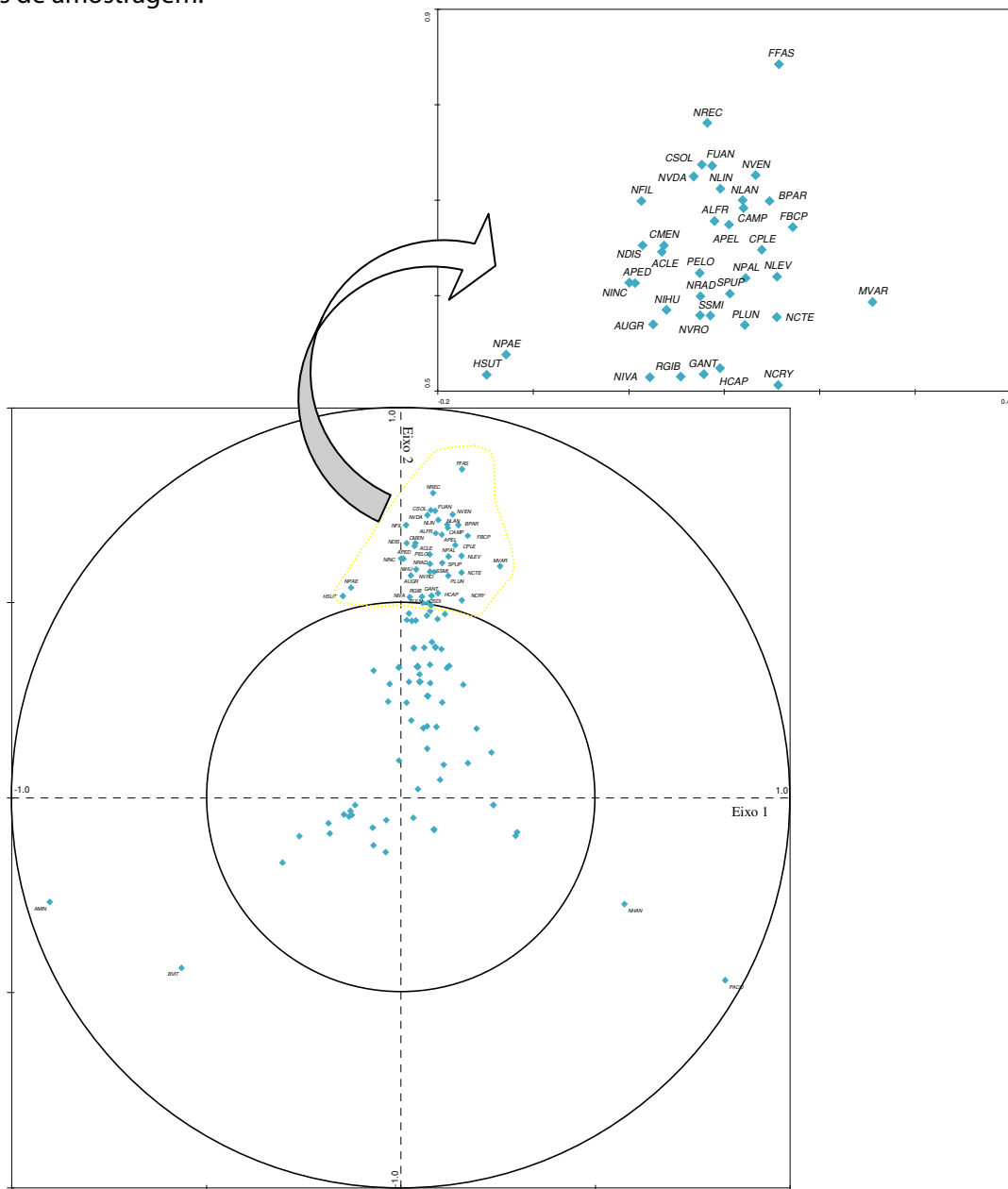


Figura 5.2 - Projecção no primeiro plano factorial das espécies representativas das quatro campanhas de amostragem.

As variáveis mais próximas do círculo unitário são mais significativas, na sua representação, no plano factorial. Por outro lado, não se apresentam significativas as variáveis que se encontram mais próximas do centro.

Da observação da figura 5.2 salientam-se as espécies que definem o primeiro eixo: *Achnantheidium minutissimum* (AMIN), *Brachysira vitrea* (BVIT), *Nitzschia hantzschiana* (NHAN) e *Pinnularia acoricola* (PACO), correspondendo às espécies dominantes em locais influenciados pelas drenagens ácidas. Este eixo representa um gradiente de elementos vestigiais, destacando-se as espécies *Nitzschia hantzschiana* e *Pinnularia acoricola* nos locais com altos teores de metais, principalmente na estação E2. O eixo 2 é explicado por várias taxa dominantes na estação E1: *Amphora pediculus* (APED), *Bacillaria paradoxa* (BPAR), *Fragilaria ulna* (FLUN) e *Navicula viridula* var. *rostellata* (NVRO).

5.2 DIVERSIDADE

Numa comunidade, tendo em consideração a totalidade do seu número de taxa, verifica-se que apenas uma pequena percentagem de taxa é abundante (representada por números grandes de indivíduos) e uma grande percentagem dos taxa está presente com pequeno número de indivíduos. Enquanto as poucas espécies, comuns ou dominantes, contribuem largamente para a corrente de energia é o grande número, de espécies raras, que determina essencialmente a diversidade de espécies das comunidades (ODUM, 2001).

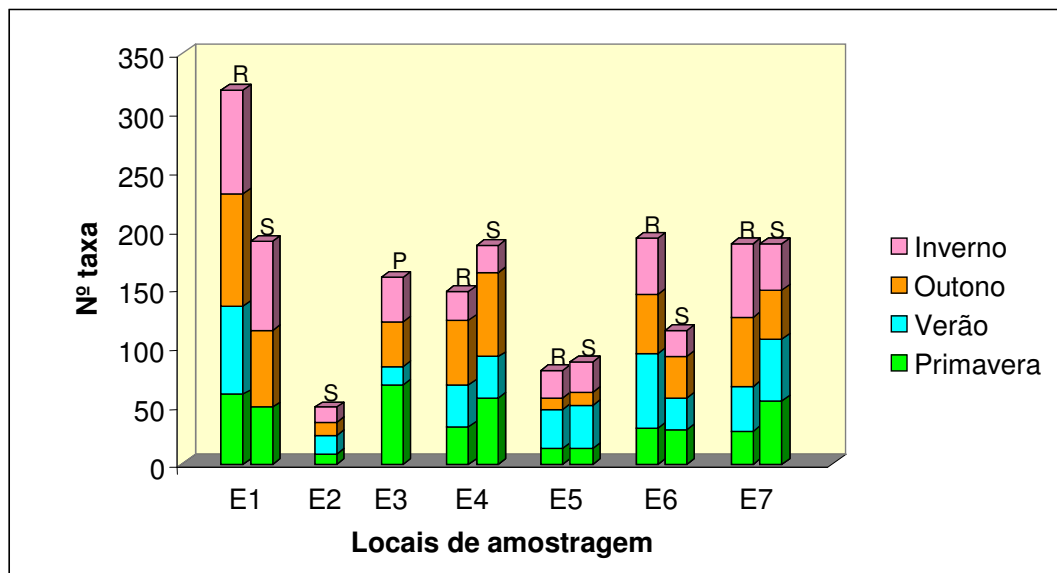


Figura 5.3 - Variação do número de taxa identificados nos diferentes substratos (R: rocha, S: sedimento e P: plantas) em função dos locais (E1 a E7) e dos diferentes períodos de amostragem (Primavera, Verão, Outono e Inverno).

A figura 5.3 apresenta a variação do número de taxa identificados, nos diferentes locais ao longo dos diferentes períodos de amostragem.

Da análise da figura 5.3 é possível constatar que na amostra de epilítion da estação E1, localizada a montante da zona mineira do Lousal, foi identificado um maior número de taxa relativamente às restantes estações de amostragem. Na amostra de sedimento da E1, embora elevado, o número de taxa identificados foi inferior ao número de taxa encontrados no epilítion. Nesta estação verifica-se que não há uma variação significativa no número de taxa nos diferentes períodos de amostragem.

No local E2, que corresponde à corta da mina, encontram-se poucos taxa, como seria de esperar devido às condições extremas do local (baixos valores de pH e elevadas concentrações em elementos vestigiais (Tabela 4.5 e Anexo II)). Neste local só foi possível colher epipelon devido à sua topografia que lhe confere características de pequena lagoa com águas paradas.

Os locais E3 e E4 apresentam um aumento do número de taxa. Estes dois locais localizam-se junto à barragem de terra que foi construída no local para reter as águas ácidas provenientes da corta. Apesar de haver uma retenção das águas ácidas, durante o período de Inverno e Primavera constatou-se a existência de uma infiltração na base da barragem que permitiu que as águas ácidas entrassem na ribeira de Corona. No entanto, o efeito de mistura e consequente diluição entre estas águas ácidas e a água da ribeira de Corona permite que as águas não apresentem valores de elementos vestigiais tão elevados como os da estação E2 (efeito de diluição).

Ao contrário do que seria de esperar (aumento do número de taxa com o aumento da distância à principal fonte de contaminação) a estação E5 apresenta uma diminuição do número de taxa relativamente aos dois pontos de amostragem anteriores (E3 e E4). Este facto deve-se fundamentalmente à entrada, nas proximidades do local de amostragem, de um afluente da ribeira de Corona e que drena os depósitos das escombrelas. Estas águas têm características extremamente ácidas e apresentam concentrações elevadas de elementos vestigiais (Figura 4.6). As estações E6 e E7 apresentam um aumento do número de taxa, como seria de esperar devido fundamentalmente ao efeito de diluição responsável pelo aumento dos valores de pH e uma diminuição dos teores em elementos vestigiais.

5.2.1 Índice de diversidade – Shannon Wiener

A relação entre o número de taxa e o número de indivíduos em cada taxon designa-se por índice de diversidade de espécies (ODUM, 2001). Esta diversidade tende a ser pequena nos ecossistemas poluídos.

O índice de SHANNON-WIENER (H') é dos índices de diversidade mais utilizados (ALMEIDA, 1998; BUTCHER, 2003; REISS & KRÖNCKE, 2005). O índice é definido com a seguinte fórmula (SHANNON, 1948):

$$H' = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

s - número de espécies; n_i - número de indivíduos da espécie i ; N - número total de indivíduos.

A empresa "CLCI", com o "Cemagref" de Bordéus e a "Agence de l'Eau Artois-Picardie" desenvolveram um programa, OMNIDIA 4.2, que permite a gestão de arquivos taxonómicos, a gestão de inventários, a investigação e o cálculo de um grande número de índices (13) para além do cálculo automático do H' . Esta versão engloba mais de 12400 taxa, em 480 géneros, tendo sido actualizadas as listas de taxa e introduzidos alguns índices recentemente (LECOINTE *et al.*, 2005). PRYGIEL & COSTE (2000) recomendam que para o cálculo destes índices apenas se utilizem as amostras epilíticas. As pedras são utilizadas como substrato preferido dado que apresentam algumas vantagens tais como: (a) existirem quase sempre ao longo dos rios; (b) a amostragem ser eficaz; (c) poder definir-se uma área amostral; (d) não serem selectivas e (e) serem facilmente colonizáveis (ALMEIDA, 1998).

O índice H' foi calculado com o auxílio do programa OMNIDIA 4.2. Os resultados obtidos são apresentados no anexo IV, e também na figura 5.4 em função das diferentes estações.

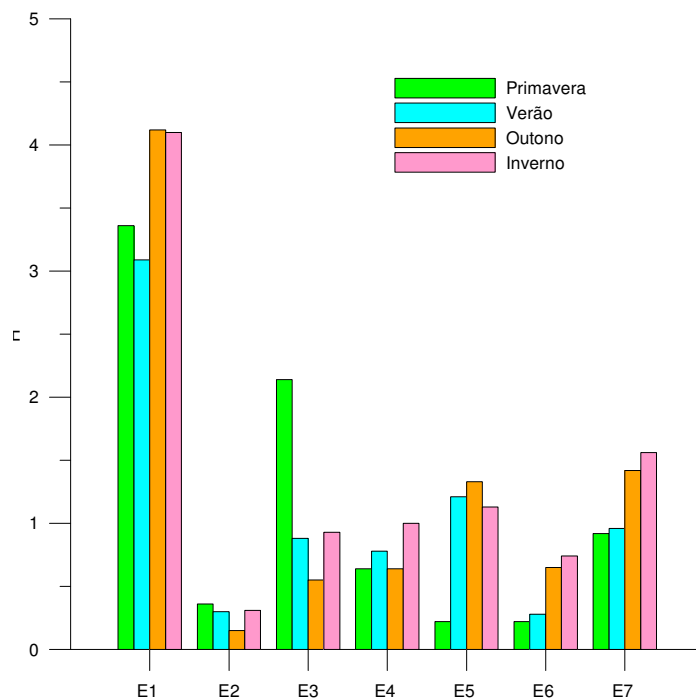


Figura 5.4 - Variações sazonais e espaciais do índice de SHANNON-WIENER.

A estação 1, que não é influenciada pela mina, tem claramente um índice superior, o que está de acordo com o observado anteriormente (Figura 5.3). À medida que a influência da mina diminui o índice de diversidade aumenta. Apesar de não se encontrar um padrão de variação, no Outono e Inverno os valores de H' são superiores aos obtidos, nos mesmos locais, na Primavera e no Verão. Exceptuam-se, os pontos onde a influência das drenagens ácidas é mais directa (E4 e E5). Estes valores mais elevados de H' podem ser explicados pelo facto de se terem registado concentrações de elementos vestigiais mais baixas no Outono e no Inverno devido ao efeito de diluição provocado pela pluviosidade.

No ponto 6 apesar de terem sido identificados mais taxa do que no ponto 5, apenas 19 foram contabilizados daí o índice de diversidade apresentar-se mais baixo em relação ao ponto 5.

5.2.2 Taxa dominantes

Os organismos da comunidade não têm todos igual importância na determinação da natureza e do funcionamento dessa comunidade (ODUM, 2001). As espécies dominantes são as que exercem uma forte influência na estrutura geral da comunidade. Na tabela 5.2 apresentam-se os taxa dominantes e co-dominantes nos locais de amostragem, ao longo do ano. Nas estampas 5.1 e 5.2 são apresentadas as microfotografias destes taxa dominantes e co-dominantes.

Na estação E1 os taxa mais abundantes e frequentes foram *Fragilaria ulna*, *Bacillaria paradoxa* e *Navicula viridula* var. *rostellata*, entre outros, indicando no conjunto um meio alcalino com forte mineralização.

Nos locais sob influência directa da drenagem ácida, o taxon claramente dominante é *Achnantheidium minutissimum*. Esta dominância resulta, provavelmente, do facto deste taxon ser tolerante a metais, embora na bibliografia disponível existam informações contraditórias, sendo este tema desenvolvido na ecologia dos taxa dominantes. A dominância deste taxon poderá ainda dever-se ao facto de ser uma espécie pioneira na colonização de substratos o que indica a existência de uma comunidade instável. *Pinnularia acoricola* é a espécie que domina quando as condições são extremamente adversas.

As diatomáceas que dominam em cada local de amostragem têm uma tendência para serem as mesmas nos diferentes substratos. No entanto, encontram-se discrepâncias em alguns momentos de amostragem, como por exemplo na E1, durante a Primavera.

ESTAMPA 5.1

Microfotografia de taxa dominantes e co-dominantes obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400). **Escala 1 µm** - 1 e 4. **Escala 5 µm** - 2a, 2b, 3b e 6b. **Escala 10 µm** - 3a, 5b, 6a. **Escala 50 µm** - 5a.

1. *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarnecki (ADMI) em vista valvar externa.

2. *Brachysira vitrea* (Grunow) Ross in Hartley (BVIT).

2a. Vista valvar externa.

2b. Auxósporo (zigoto resultante da reprodução sexuada).

3. *Navicula viridula* (Kütz.) Ehr. var. *rostellata* (Kütz.) Cleve (NVRO).

3a. Vista valvar externa.

3b. Pormenor do ápice.

4. *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow (APED).

5. *Fragilaria ulna* (Nitzsch.) Lange-Bertalot (FULN).

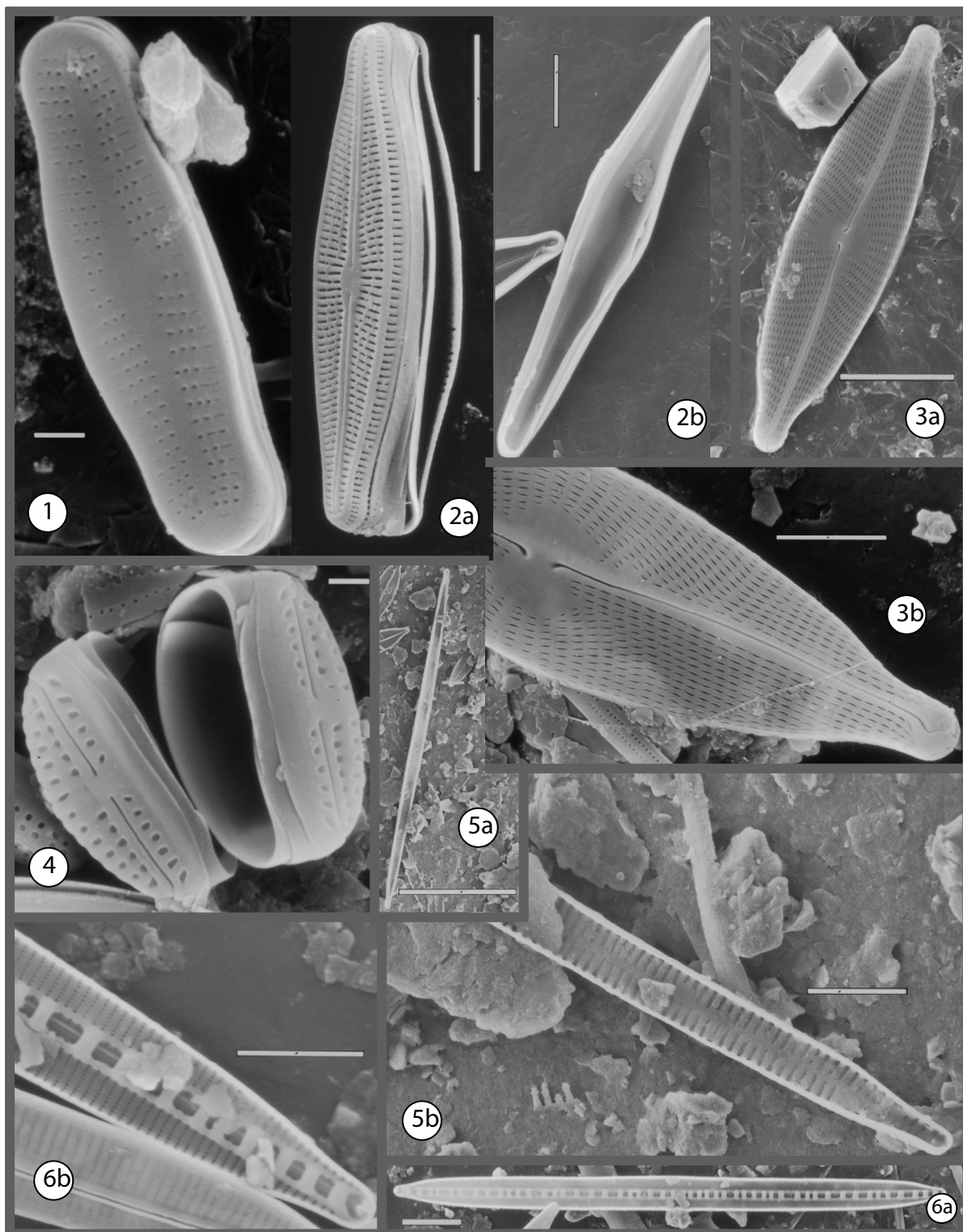
5a. Vista valvar interna.

5b. Pormenor do ápice.

6. *Bacillaria paradoxa* Gmelin (BPAR).

6a. Vista valvar externa.

6b. Pormenor do ápice.



ESTAMPA 5.2

Microfotografia de taxa dominantes e co-dominantes obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400). **Escala 1 μm** – 4a e 4b. **Escala 5 μm** - 1a, 1b, 2a e 3. **Escala 10 μm** - 2b.

1. *Nitzschia hantzschiana* Rabenhorst (NHAN).

1a e 1b. Vista conectiva.

2. *Nitzschia nana* (Kützing) W. Smith (NNAN).

2a. Vista valvar externa.

2b. Vista valvar interna.

3. *Pinnularia acoricola* Hustedt (PACO) em vista valvar externa.

4. *Thalassiosira pseudonana* Hasle & Heimdal (TPSN).

4a. Vista valvar externa.

4b. Vista valvar interna. Presença de um único rimoportula.

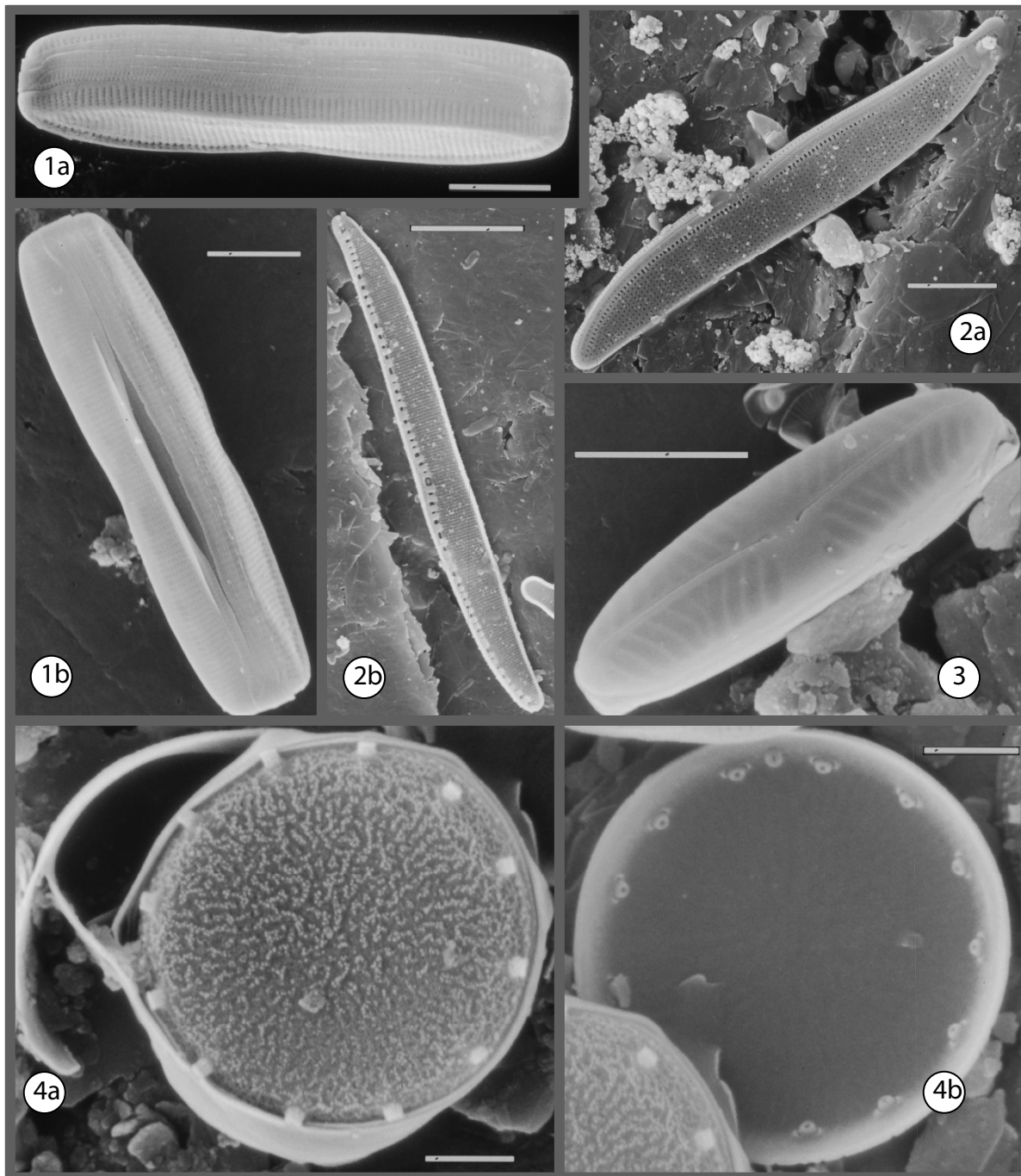


Tabela 5.2 - Dominância (++) e co-dominância (+) dos taxa nas amostras do sedimento (+), das plantas(+) e das pedras (+) tendo em consideração os diferentes locais de estudo.

		ADMI	APED	BVIT	BPAR	FULN	NVRO	NHAN	NNAN	PACO	TPSN
E1	Primavera					++	++				
	Verão	++	+								
	Outono	++			++						
	Inverno		+		++++						
E2	Primavera									++	
	Verão									++	
	Outono									++	
	Inverno									++	
E3	Primavera							++			
	Verão							++			
	Outono									++	
	Inverno									++	
E4	Primavera	++ ++							+		
	Verão	++ ++									
	Outono	++									++
	Inverno	++ ++		+							
E5	Primavera	++ ++									
	Verão	++								++ +	
	Outono	+ ++		++						+	
	Inverno	++						++			
E6	Primavera	++ ++									
	Verão	++ ++									
	Outono	++ ++									
	Inverno	++						++		+	
E7	Primavera	++ ++									
	Verão	++		++							
	Outono	+ ++		++ +							
	Inverno	++		++ +							

ADMI - *Achnantheidium minutissimum*; APED - *Amphora pediculus*; BVIT - *Brachysira vitrea*; BPAR - *Bacillaria paradoxa*; FULN - *Fragilaria ulna*; NVRO - *Navicula viridula var. rostellata*; NHAN - *Nitzschia hantzschiana*; NNAN - *Nitzschia nana*; PACO - *Pinnularia acoricola*; TPSN - *Thalassiosira pseudonana*.

5.2.3 Ecologia dos taxa dominantes

As diatomáceas são indicadores excelentes das condições ecológicas dos rios. No entanto, a sua utilização como indicadores da qualidade de água é limitada, em parte, devido à falta de informação detalhada da auto-ecologia dos taxa (CHARLES *et al*, 2006). Estes organismos indicadores são sensíveis a vários parâmetros ambientais incluindo luz, condições de humidade, temperatura, velocidade de corrente, salinidade, pH, oxigénio, nutrientes inorgânicos, carbono orgânico e nitrogénio orgânico (VAN DAM *et al.*, 1994).

Capítulo 5 – Caracterização das comunidades de diatomáceas

Existem diversos trabalhos de índole descritiva sobre as associações de espécies de algas em ambientes de água doce (WETZEL, 1993). A classificação das massas de água doce relativamente ao seu estado trófico, ao seu nível sapróbico e à designação dos taxa relativamente ao pH do meio em que são preferencialmente encontrados, segundo VAN DAM *et al.* (1994), é apresentada na tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Classificação das massas de água doce relativamente ao estado trófico, ao nível sapróbico e ao pH.

Estado trófico	oligotrofia	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$) < 5	Azoto total ($\mu\text{g/l}$) < 200
	oligo - mesotrofia	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$) entre 5 - 10	Azoto total ($\mu\text{g/l}$) entre 200 - 400
	mesotrofia		
	meso - eutrofia	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$) entre 10 - 30	Azoto total ($\mu\text{g/l}$) entre 300 - 650
	eutrofia		
	hipereutrofia	Fósforo total ($\mu\text{g/l}$) > 100	Azoto total ($\mu\text{g/l}$) > 1500
	oligo - a eutrofia (hipereutrofia)		
Nível sapróbico	xenossaprobia	% saturação de oxigénio > 85	CBO ₅ * (mg/l) < 2
	oligassaprobia	% saturação de oxigénio entre 70 - 85	CBO ₅ (mg/l) entre 2 - 4
	β - mesossaprobia	% saturação de oxigénio entre 25 - 70	CBO ₅ (mg/l) entre 4 - 13
	α - mesossaprobia	% saturação de oxigénio entre 10 - 25	CBO ₅ (mg/l) entre 13 - 22
	polissaprobia	% saturação de oxigénio < 10	CBO ₅ (mg/l) > 22
pH	Taxon acidobionte	ocorrência óptima a um pH < 5,5	
	Taxon acidófilo	ocorre principalmente em pH < 7	
	Taxon neutrófilo	ocorre principalmente com valores de pH cerca de 7	
	Taxon alcalifílico	ocorre principalmente em pH > 7	
	Taxon alcalibionte	ocorre exclusivamente em pH > 7	
	Taxon indiferente	não aparenta óptimo	

* Carência bioquímica de oxigénio passados 5 dias a 20°C.

Os estados tróficos estão relacionados com a percentagem de fósforo e azoto total encontrados nos rios (VOLLENWEIDER, 1971).

O nível sapróbico está associado à intensidade de degradação da matéria orgânica morta. Geralmente, uma consequência do aumento de matéria orgânica é a depleção de

oxigénio (ALMEIDA, 1998; JEFFRIES & MILLS, 1990) devido ao seu consumo na degradação dessa mesma matéria orgânica.

Os diferentes taxa podem apresentar preferências distintas em relação aos valores de pH. Num local, com um dado pH, as espécies com o valor óptimo próximo desse valor de pH aparecem com maior frequência. O valor óptimo (u_k) e a amplitude ecológica ou tolerância (t_k) de uma espécie também designada como valor indicador, em relação ao pH, podem ser estimados através de diversos métodos (ALMEIDA, 1998; MARCHETTO, 1994; TER BRAAK, 1996). O método seleccionado foi o da média ponderada, tendo-se usado as seguintes fórmulas:

$$u_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}$$

$$t_k = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - u_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}}$$

y_{ik} - abundância do taxon k na amostra i; x_i - valor do parâmetro físico-químico da amostra i.

Os valores óptimos (u_k) e a tolerância (t_k) do pH calculados para os taxa dominantes são apresentados na tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para os taxa dominantes.

Taxa	u_k	t_k
ADMI	4,84	2,08
APED	7,60	0,05
BVIT	4,81	1,61
BPAR	7,53	0,58
FULN	7,17	0,51
NVRO	7,17	0,75
NHAN	2,84	0,73
NNAN	5,41	1,71
PACO	2,59	0,98
TPSN	6,98	0,73

Achnantheidium minutissimum (ADMI) é um taxon amplamente distribuído em termos ecológicos (HOFMANN, 1994; ROTT *et al.*, 1997), no entanto, pode ser um bom indicador de distúrbios físicos ou da presença de substâncias tóxicas, o que não significa que seja eficaz em termos de diagnóstico do tipo de distúrbios (CHARLES *et al.*, 2006). Este taxon é considerado um colonizador inicial (VERB & VIS, 2000), tendo preferência por locais com uma grande velocidade de corrente, dominando também em locais com altas concentrações de oxigênio e luz intensa (KELLY, 1996).

Normalmente é uma espécie intolerante à poluição orgânica (BENNION *et al.*, 2004; CATTANEO *et al.*, 1997; DOKULIL *et al.*, 1997; KELLY, 1996) ocorrendo, geralmente, em meios oligo - a eutróficos assim como em meios β – mesossapróbicos (VAN DAM *et al.*, 1994). No entanto, em relação à tolerância a metais pesados os estudos existentes são contraditórios. Alguns autores observaram a diminuição da abundância de *Achnantheidium minutissimum* (ADMI) nos locais com elevados teores de metais pesados (SABATER, 2000). No entanto, noutros estudos efectuados admite-se até uma correlação positiva entre a abundância de *Achnantheidium minutissimum* e os metais, especialmente com o Cu, o Fe, o Pb e o Zn (CATTANEO *et al.*, 2004; NAKANISHI *et al.*, 2004; TAKAMURA *et al.*, 1989).

VAN DAM *et al.* (1981) consideram *Achnantheidium minutissimum* neutrófilo, podendo apresentar um pH ótimo de 6,66 segundo VERB e VIS (2005), contudo no presente trabalho o pH ótimo é de 4,84. Este valor baixo de pH não é de todo absurdo dado esta espécie apresentar uma certa indiferença em relação ao pH (VAN DAM *et al.*, 1981), daí o aparecimento de *Achnantheidium minutissimum* em grande abundância a partir da estação E4. É necessário não esquecer que, embora, a variação do pH ao longo deste estudo seja significativa (de 2,0 a 7,6), o número reduzido de estações de amostragem (apenas 7) somente nos permite fazer inferências relativamente à preferência de alguns taxa a diferentes valores de pH em ambientes com características físico-químicas semelhantes às encontradas nesta zona.

Amphora pediculus (APED) encontra-se frequentemente em águas doces (HOFMANN, 1994; ROTT *et al.*, 1997), sendo indiferente à velocidade de corrente da água (DENYS, 1991). Aparece como espécie dominante em locais sem poluição orgânica significativa (BLINN & HERBST, 2003; DOKULIL *et al.*, 1997; KELLY, 1996), chegando VAN DAM *et al.* (1994) a enquadrá-la em meios eutróficos e α – mesossapróbicos. Este taxon foi encontrado em locais com elevado pH por PARK *et al.* (2006), mas em 1994, VAN DAM *et al.* classificou, esta espécie, como alcalifílica. No presente trabalho o pH ótimo calculado é de 7,60, o que confirma as observações de PARK *et al.* (2006) e VAN DAM *et al.* (1994).

Brachysira vitrea (BVIT) é uma espécie comum (HOFMANN, 1994; ROTT *et al.*, 1997), sendo classificada por VAN DAM *et al.* (1994) em relação ao nível sapróbico, como preferindo meios

oligossapróbicos, e em relação ao estado trófico, como preferindo meios oligo a mesotróficos. Certos autores referem esta espécie como tolerante a metais (CATTANEO *et al.*, 2004; DIXIT *et al.*, 1991), o que justifica a sua dominância em alguns períodos de amostragem, nos locais influenciados pelas drenagens ácidas. Os dados obtidos na bibliografia são contraditórios em relação ao pH ótimo deste taxon. Segundo VAN DAM *et al.* (1994) esta espécie é alcalifílica, no entanto, para DIXIT *et al.* (1991) é neutrófila, tendo sido considerado indiferente por HOFMANN (1994). Por outro lado, MONTEITH & EVANS (2005) encontraram esta espécie a dominar em locais ácidos, o que está de acordo com o presente trabalho, em que o pH ótimo calculado foi de 4,81.

Bacillaria paradoxa (BPAR) não se encontra muito referenciada na bibliografia, pelo facto de ser muito rara na água doce (ROTT *et al.*, 1997). Este taxon não apresenta preferência quanto à velocidade de corrente de água (DENYS, 1991), no entanto, tem preferência por locais α – mesossapróbicos e por locais eutróficos (VAN DAM *et al.*, 1994). Em relação ao pH é considerado por VAN DAM *et al.* (1994) como alcalibionte, sendo o pH ótimo neste trabalho apenas de 7,53.

Fragilaria ulna (FULN) é uma espécie muito frequente (HOFMANN, 1994; ROTT *et al.*, 1997), no entanto, quando no seu habitat a concentração de metais aumenta, a sua abundância diminui drasticamente (IVORRA *et al.*, 1999; SABATER *et al.*, 2002). Quanto à velocidade de corrente este taxon é indiferente (DENYS, 1991), também é muito tolerante quanto ao estado trófico da água, sendo classificada como dominante em meios oligo a eutróficos em relação ao nível sapróbico é classificada como preferindo meios α – mesossapróbicos / polissapróbicos (VAN DAM *et al.*, 1994). VERB e VIS (2005) estabeleceram um pH ótimo desta espécie de 6,72, no presente trabalho o pH foi de 7,17 classificando esta espécie como alcalifílica (VAN DAM *et al.*, 1994).

Navicula viridula var. rostellata (NVRO) prefere segundo por VAN DAM *et al.* (1994) meios β – mesossapróbicos e eutróficos. Quanto ao pH ótimo os autores consultados estão de acordo classificando a espécie como alcalifílica (VAN DAM *et al.*, 1994), com um pH ótimo de 7,11 segundo VERB e VIS (2005). No presente estudo o valor ótimo de pH determinado foi de 7,17.

Nitzschia hantzschiana (NHAN), apesar de ser considerada muito rara (HOFMANN, 1994), foi identificada algumas vezes como dominante, em locais após a influência da mina. Este taxon comporta-se como indiferente à velocidade de corrente (DENYS, 1991), encontrando-se em locais praticamente estagnados como na estação E3 (Verão) e em locais com corrente (E6, Inverno). Segundo VAN DAM *et al.* (1994) esta espécie é encontrada em zonas mesotróficas e oligossapróbicas. Este autor também caracterizou esta espécie como neutrófila, no entanto, o pH ótimo calculado, no presente estudo, foi de 2,38. Este valor extremamente baixo de pH ótimo, apenas nos dá a indicação de que este taxon também consegue sobreviver em ambientes ácidos para além de se poder concluir que é um taxon tolerante a metais. Sobre este

último aspecto ecológico não foram encontrados registos na bibliografia que confirmassem a tolerância deste taxon a elevadas concentrações de metais.

Nitzschia nana (NNAN) é considerada uma espécie cosmopolita, podendo ser encontrada em cursos de água temporários, variando entre períodos em que corre a água superficial com outros em que o curso seca completamente (LANGE-BERTALOT, 2000). Esta espécie é característica de locais β – mesossapróbicos e mesotróficos (VAN DAM *et al.*, 1994). Apesar de ser considerado um taxon de locais neutrófilos (VAN DAM *et al.*, 1994), o pH óptimo calculado foi de 5,41, sendo este valor apoiado por VERB e VIS (2005) dado estes autores terem obtido um pH óptimo de 5,83.

Pinnularia acoricola (PACO) apresenta-se indiferente à velocidade de corrente da água (DENYS, 1991), preferindo meios β – mesossapróbicos e meios meso a eutróficos por VAN DAM *et al.* (1994). SABATER *et al.* (2002) também encontraram este taxon em locais que recebem drenagens ácidas mineiras. Portanto, esta espécie é considerada acidófila (VAN DAM *et al.*, 1994), em que o pH óptimo calculado, no presente estudo, foi aproximadamente de 2,59.

Thalassiosira pseudonana (TPSN) encontra-se em locais com forte poluição orgânica preferindo meios β – mesossapróbicos e meios hipereutróficos (VAN DAM *et al.*, 1994). Quanto ao pH, VAN DAM *et al.* (1994) classificaram esta espécie como alcalifílica, no entanto, o pH óptimo calculado foi de 6,98, como esta espécie só domina apenas num momento de amostragem, os dados para o cálculo do pH são considerados insuficientes.

5.3 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA

As diatomáceas são utilizadas como indicadores biológicos da qualidade de água desde 1908 (KOLKWITZ & MARSSON, 1908; STOERMER & SMOL, 1999). Desde então muitos foram os autores (ALMEIDA, 1998; DELL'UOMO, 1996; PRYGIEL & COSTE, 2000) que contribuíram para o desenvolvimento desta matéria, sempre com a perspectiva de alcançarem metodologias para um possível uso generalizado.

O programa “OMNIDIA” para além do índice de diversidade (H') também calcula índices de qualidade de água. Estes índices tem por base um conjunto de taxa cuja auto-ecologia é conhecida e que mediante a utilização de uma fórmula é ponderada a qualidade da água com base nos taxa dominantes. Dos índices que é possível calcular a partir do OMNIDIA apenas foram seleccionados: índice de poluossensibilidade específica (IPS); índice diatomológico genérico (IDG); índice da comunidade económica europeia (CEE); índice diatomológico trófico

(TDI); índice diatomológico biológico (IBD); índice diatomológico de eutrofização e/ou poluição (EPI-D), dado serem os mais utilizados em Portugal (RIMET *et al.*, 2005; TAYLOR *et al.*, 2005).

O IPS é o índice que incorpora o maior número de taxa na sua base de dados e que é normalmente considerado como o índice de referência. Pelo contrário o IBD foi criado com o objectivo de ser usado de forma rotineira por técnicos não especialistas em taxonomia pelo que inclui apenas 206 taxa na sua base de dados. Os índices TDI e EPI-D foram estabelecidos para reflectir a eutrofização (TAYLOR *et al.*, 2005). Esta eutrofização consiste no aumento de nutrientes, principalmente fósforo e azoto, em ambientes naturais (STOERMER & SMOL, 1999).

Os índices diferem relativamente às espécies de diatomáceas utilizadas no cálculo e ao número de taxa incluídos nesse cálculo (TAYLOR *et al.*, 2005). Os valores obtidos variam mediante o índice calculado, sendo transformados de modo a variarem de 1 e 20, segundo a fórmula apresentada na tabela 5.5 para os índices respectivos.

Tabela 5.5 - Índices diatomológicos, valores indiciais e a transformação necessária, para uniformização da escala de variação dos índices (1-20).

Índice	Referência	Valores indiciais (qualidade da água)	Transformação
IPS	(COSTE, 1986)	1 (pior) - 5 (melhor)	$Y=4,75V - 3,75$
IDG	(COSTE, 1986)	1 (pior) - 5 (melhor)	$Y=4,75V - 3,75$
CEE	(DESCY & COSTE, 1988)	0 (pior) - 10 (melhor)	$Y=1,9V + 1$
TDI	(KELLY & WHITTON, 1995)	1 (- poluída) - 5 (+ poluída)	$Y= - 4,75V + 24,75$
IBD	(PRYGIEL & COSTE, 2000)	1 (pior) - 7 (melhor)	$Y=4,75V - 8,5$
EPI-D	(DELL'UOMO, 1996)	0 (melhor) - 4 (pior)	$Y= 20 - 4,75V$

Todos os índices listados anteriormente, excepto o CEE, são calculados com a fórmula de ZELINKA & MARVAN (1961):

$$ID = \frac{\sum_{j=1}^n A_j I_j V_j}{\sum_{j=1}^n A_j V_j}$$

A_j – abundância relativa da espécie j ; I_j - “índice de sensibilidade” da espécie j ; V_j – “valor indicador” da espécie j .

O índice CEE é baseado na utilização de uma tabela de dupla entrada. Esta tabela foi elaborada com base em estudos efectuados utilizando a Análise em Componentes Principais, sendo extraída do cruzamento entre dados físico-químicos e biológicos. A tabela é composta, na horizontal por oito grupos de taxa classificados por ordem de sensibilidade que decrescem

Capítulo 5 – Caracterização das comunidades de diatomáceas

do grupo 1 ao 8. Verticalmente existem quatro sub-grupos de taxa com distribuição geográfica mais restrita, classificados em função dos grandes biótopos definidos pela alcalinidade e mineralização. O primeiro sub-grupo compreende numerosas taxa que preferem as zonas superiores de cursos de águas ácidas ou alcalinas. O segundo sub-grupo engloba taxa das zonas médias dos cursos de águas alcalinas, o terceiro contém taxa referentes à parte inferior das zonas médias e o último compreende taxa das zonas de estuários ou de meios fortemente mineralizados. O valor indicial (v) é obtido por intersecção dos valores dos grupos e sub-grupos medianos (os que contêm 50% ou mais da abundância dos taxa importantes para o cálculo) (ALMEIDA, 1998).

Nas figuras 5.5, 5.6, 5.7 e 5.8 encontram-se representados os índices seleccionados, numa escala de 1 (pior qualidade) a 20 (melhor qualidade), nas quatro estações do ano (Anexo IV).

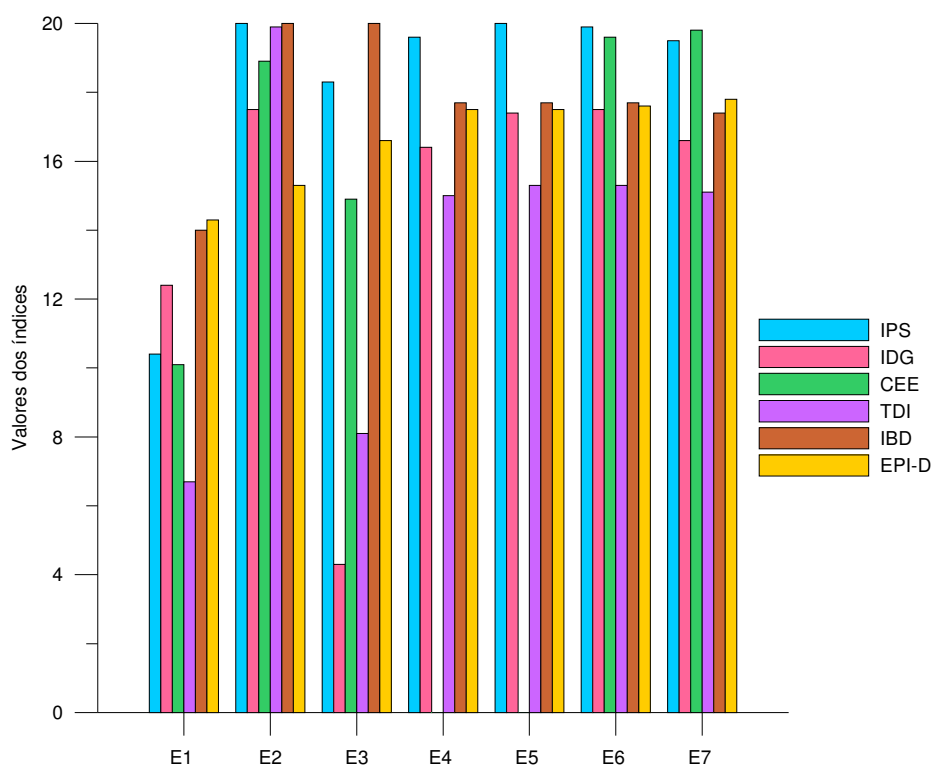


Figura 5.5 - Variação dos índices diatomológicos na campanha de Primavera.

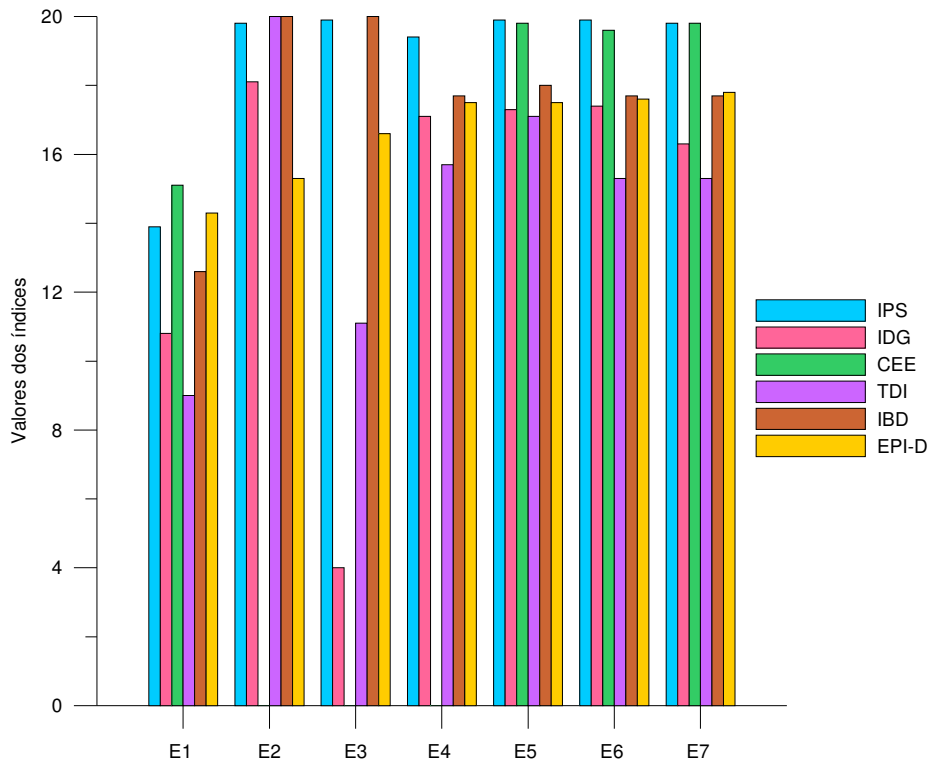


Figura 5.6 - Variação dos índices diatomológicos na campanha de Verão.

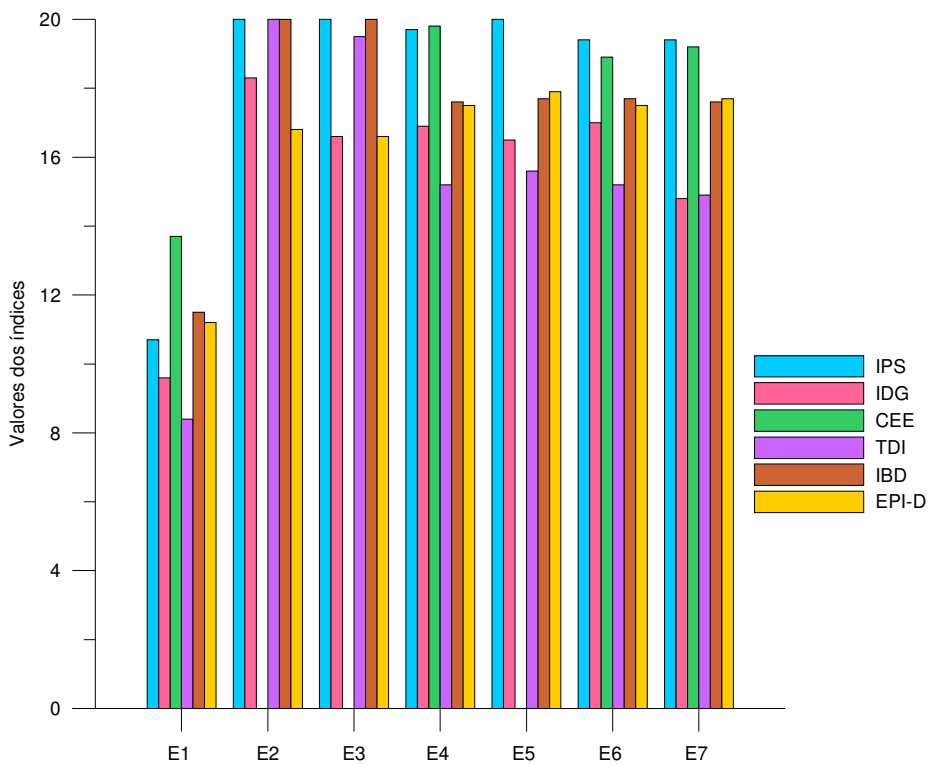


Figura 5.7 - Variação dos índices diatomológicos na campanha de Outono.

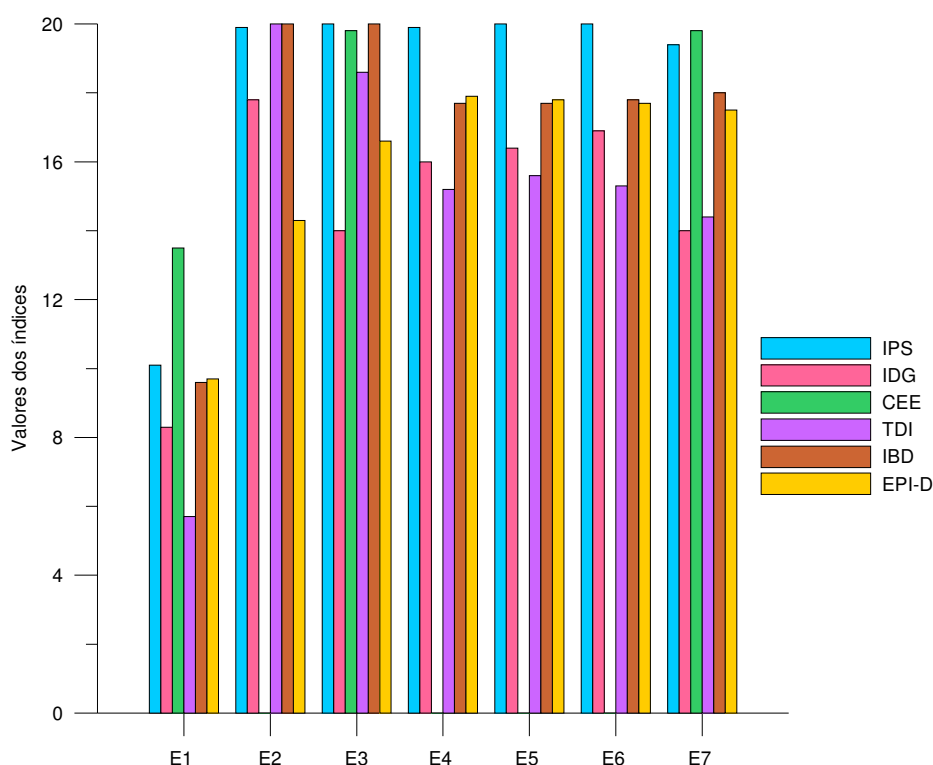


Figura 5.8 - Variação dos índices diatomológicos na campanha de Inverno.

Apesar dos índices diatomológicos terem sido criados para usar as amostras epilíticas no seu cálculo, nos locais E2 e E3 não foi possível amostrar substrato rochoso pelo que os valores indiciais que se apresentam, nessas estações, dizem respeito ao substrato sedimentos e plantas respectivamente. O cálculo dos índices, considerando outros substratos, não parece muito desadequado considerando que no início deste capítulo a ACP revelou que as comunidades de diatomáceas não são muito diferentes entre os substratos amostrados – pedras, sedimento, e plantas (Figura 5.1).

Os índices da qualidade da água devem ser interpretados com base nos valores tabelados na tabela 5.6 (PRYGIEL & COSTE, 2000).

Tabela 5.6 - Valores dos índices da qualidade de água referentes a cada classe.

Qualidade da água	Valor do índice
Excelente	> 17
Boa	13 - 17
Moderada	13 - 9
Má	9 - 5
Muito má	< 5

A análise das figuras 5.5 a 5.8 que ilustram a variação dos índices diatómicos revela um padrão de variação muito semelhante ao longo das 4 campanhas de amostragem destacando-se o local 1 por apresentar sempre, e para qualquer dos índices calculados, valores mais baixos relativamente aos outros locais de amostragem.

No local E1 a qualidade da água variou entre moderada e má, alcançando mesmo uma qualidade muito má, indicando a presença de contaminação orgânica e por nutrientes neste local.

Considerando as restantes estações de amostragem verifica-se que, de uma forma geral, a qualidade da água se enquadra nas classes “boa” e “excelente”. Os índices IPS e CEE destacam-se em relação aos outros, considerando a qualidade de água excelente. O IBD e o EPI-D apresentam valores muito similares em todas as campanhas, para além destes índices, evidencia-se o TDI com os valores sempre mais baixos.

O índice genérico (IDG), que considera o género como a categoria taxonómica mais baixa, mostrou resultados muito interessantes dado que variou de forma semelhante aos outros índices (que são baseados na identificação até à espécie e categorias infra-específicas). Este índice poderá ser útil como ferramenta de rotina uma vez que requer menor especialização no domínio da taxonomia destes organismos, especialização que é geralmente apontada como o maior obstáculo ao uso generalizado das diatomáceas.

A maior parte dos índices diatómicos foram criados para aplicação em sistemas aquáticos onde a contaminação preponderante é do tipo orgânico e/ou por nutrientes. As diatomáceas respondem bem a alterações de qualidade do tipo sapróbico e/ou trófico o que na prática se traduz na possibilidade de utilizar índices para avaliar a qualidade da água e detectar variações nessa mesma qualidade. Dado que na área em estudo a contaminação por drenagem ácida proveniente da actividade mineira é a dominante, os índices diatómicos não foram capazes de revelar o principal problema ambiental presente.

É necessário aprofundar o conhecimento sobre a auto-ecologia das diatomáceas no que diz respeito à sua presença/ausência, preferência/tolerância/resistência em meios contaminados com metais pesados e outros elementos vestigiais, no sentido de se poderem usar estes organismos no diagnóstico de zonas mineiras. Este incremento no conhecimento da auto-ecologia passa por aumentar o número de pontos de amostragem e ampliar a área geográfica. A bibliografia que aborda este assunto é escassa (CATTANEO *et al.*, 2004; IVORRA *et al.*, 1999; NAKANISHI *et al.*, 2004; SABATER, 2000; SABATER *et al.*, 2002; VERB & VIS, 2000; VAN DAM *et al.*, 1981) embora já exista alguma evolução no sentido da elaboração de um índice com diatomáceas que sirva para detectar contaminações do tipo metálico (POMIAN, 2006).

CAPÍTULO 6

**IMPACTO DAS DRENAGENS ÁCIDAS MINEIRAS
NAS COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS**

As diatomáceas rapidamente reagem a perturbações no habitat, devido ao seu curto período de vida, não apenas ao nível da comunidade mas também a um nível mais individual, como por exemplo a alteração morfológica das frústulas (CATTANEO *et al.*, 2004).

A libertação incontrolada de metais para o ambiente aquático pode causar efeitos adversos nas comunidades aquáticas. Para estudar o impacto das mudanças ambientais nas comunidades biológicas, é necessário conhecer as relações entre as variáveis ambientais e a ocorrência das espécies (TER BRAAK, 1996).

6.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS COM IMPACTO NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES

A análise e consequente avaliação dos factores responsáveis pela distribuição temporal e espacial das algas torna-se por vezes difícil devido ao grande número e à complexidade de factores ambientais que é necessário considerar, às propriedades fisiológicas de cada espécie e à magnitude das alterações que podem ocorrer. É evidente que tanto os organismos como o ambiente são altamente dinâmicos. Alguns dos factores importantes para a regulação do desenvolvimento e da sucessão biológica são:

- luz e temperatura;
- factores relacionados com os nutrientes inorgânicos;
- factores relacionados com os micronutrientes orgânicos e as interações dos compostos orgânicos com a disponibilidade de nutrientes inorgânicos;
- factores biológicos como a competição pelos recursos disponíveis e a predação por outros organismos (WETZEL, 1993).

Cada taxon possui uma gama de tolerância para estes factores, ocorrendo o desenvolvimento populacional mais rapidamente quando se verifica uma combinação óptima dos factores interactuantes. A combinação óptima de factores conducente ao desenvolvimento e produtividade máximos é muito difícil de atingir nas condições naturais. A vantagem competitiva de uma espécie sobre outra é relativa, podendo modificar-se quando se alteram as condições físicas e bióticas que condicionam o desenvolvimento (WETZEL, 1993).

Os microelementos metálicos, colectivamente designados por micronutrientes, compreendem o Fe, o Mn, o Zn, o Cu, o B, o Co, Mo e o V, todos eles necessários à vida dos organismos. Não está bem esclarecida a universalidade de uma necessidade absoluta para estes elementos. No entanto, quase todos os micronutrientes metálicos são muito tóxicos quando estão presentes em excesso ou quando formam complexos orgânicos para além do ponto em que a sua disponibilidade ultrapassa os limites de tolerância (WETZEL, 1993).

A poluição metálica tem motivado numerosos estudos de monitorização, pretendendo-se estabelecer uma relação entre a composição das espécies de diatomáceas e o nível de contaminação metálica (CATTANEO *et al.*, 2004; DENICOLA, 2000; SABATER *et al.*, 2003; VAN DAM *et al.*, 1981).

Cada local de amostragem pode ser descrito por um grande número de espécies, que por sua vez são afectadas por numerosos parâmetros ambientais. O objectivo da análise multivariada é tratar um grande conjunto de dados como um todo, pondo em evidência a sua estrutura e condensando a informação de uma forma simples e ecologicamente interpretável (ALMEIDA, 1998).

No caso de dados multivariados podemos utilizar uma aproximação por ordenação representada por métodos de análise directa de gradientes (LEPŠ & ŠMILAUER, 2003). A ordenação é um método para estruturar os dados, ou então um método para reduzir à adimensionalidade os dados (TER BRAAK, 1996).

O método unimodal de ordenação seleccionado foi a Análise Canónica das Correspondências (ACC) devido aos seguintes factores:

- nos dados biológicos colhidos em locais com características ambientais bastante diversas, verificou-se uma variação bastante alargada da comunidade diatomológica, esperando-se relações não lineares entre as espécies e as variáveis ambientais;
- pretendia-se determinar a parte da variação da comunidade biológica que podia ser explicada pelos parâmetros ambientais definindo os gradientes mais importantes nessa variação;
- o método ACC mostra-se bastante robusto mesmo quando algumas condições não são satisfeitas, nomeadamente quando as espécies não apresentam variação unimodal ao longo do gradiente (ALMEIDA, 1998).

Baseado no comprimento de gradiente ao longo do 1º eixo (> 4 desvios padrão) foi determinado que realmente a ACC poderia ser aplicada a estes dados (LEPŠ & ŠMILAUER, 2003). Para a realização deste estudo estatístico utilizou-se o programa CANOCO 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Uma das opções deste programa é a selecção progressiva das variáveis ambientais, consistindo na escolha do conjunto das variáveis ambientais que melhor explica a dispersão das espécies. Neste processo todas as variáveis são analisadas, uma de cada vez, e ordenadas de acordo com a quantidade de variação dos dados das espécies que é explicada por cada uma. Após selecção da melhor variável o método reordena as restantes variáveis.

O significado estatístico do efeito de cada variável a ser adicionada é testado por um teste de permutações de Monte Carlo, que após ordenação das variáveis ambientais, utiliza como hipótese nula a permutabilidade dos resíduos das espécies. É fornecido um valor de F que é comparado com o valor de F obtido pelos verdadeiros resíduos após escolha do número de permutações a utilizar (ALMEIDA, 1998). O poder do teste aumenta com o número de permutações, no entanto, considera-se desnecessário mais que 199 permutações (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002). Quando a variável é considerada não significativa ($P \leq 0,05$) não é incluída na análise, parando-se a introdução de mais variáveis (ALMEIDA, 1998). As variáveis não seleccionadas representam uma porção não significativa da variação dos dados biológicos, e como tal, são excluídas da análise e introduzidas como variáveis passivas. Estas variáveis não definem eixos canónicos mas podem ser correctamente posicionadas nos diagramas de ordenação (ALMEIDA, 1998).

No gráfico de ordenação resultante de uma ACC as espécies e os locais são representados por pontos e as variáveis ambientais por vectores. Os parâmetros ambientais representados por vectores maiores são os que mais fortemente se correlacionam com os eixos de ordenação e, portanto, estão mais relacionados com o padrão de variação das espécies no diagrama de ordenação (ALMEIDA, 1998).

Os vectores são centrados na origem (0,0), onde cada variável ambiental assume o seu valor médio. A direcção de vector aponta para o incremento da variável físico-química. Os valores das variáveis acima da sua média encontram-se entre a origem dos eixos e a extremidade do vector, por outro lado, os valores abaixo da sua média localizam-se no sentido oposto, a partir da origem dos eixos, mas não se encontra representado no gráfico de ordenação. Vectores com direcções aproximadas apresentam correlações positivas, no entanto, vectores perpendiculares indicam uma falta de correlação e vectores apontando em sentidos contrários estão negativamente correlacionados (ALMEIDA, 1998).

Devido à natureza dos dados biológicos (contagens relativas percentuais) considerou-se necessário aplicar uma transformação, sendo a raiz quadrada a melhor transformação para este caso (LEPŠ & ŠMILAUER, 2003).

Na tabela 6.1 apresenta-se os resultados obtidos da Análise Canónica das Correspondências realizada a partir dos dados obtidos.

A inércia total ou variância total obtida dos dados das espécies é de 4,137, onde 70,7% (2,924) é explicada pelos parâmetros ambientais considerados. Os valores próprios podem variar entre 0 e 1, referindo a importância de cada eixo, ou seja, medem a variação que nos dados das espécies pode ser explicada por cada eixo e em consequência, pelas variáveis

Capítulo 6 – Impacto da DAM nas comunidades de diatomáceas

ambientais (ALMEIDA, 1998; TER Braak & ŠMILAUER, 2002). No presente estudo os valores próprios são 0,718, 0,487, 0,379 e 0,226 para o eixo 1, 2, 3 e 4 respectivamente.

Tabela 6.1 - Análise Canónica das Correspondências dos dados perifíticos quantitativos.

	Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ)		0,718	0,487	0,379	0,226	4,137
Correlações espécies - ambiente		0,994	0,975	0,958	0,823	
% de variância cumulativa						
dos dados das espécies		17,3	29,1	38,3	43,7	
da relação espécies - ambiente		24,5	41,2	54,2	61,9	
Soma de todos os valores próprios não canónicos						1,213
Soma de todos os valores próprios canónicos						2,924

Tabela 6.2 – Correlações entre as variáveis ambientais e os eixos canónicos extraídos pela ACC, dos dados biológicos quantitativos.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
Al	-0,4514	0,3682	0,0019	0,0811
As	-0,4107	0,2511	-0,0437	-0,0191
B	-0,6618	0,1279	-0,1131	0,0499
Ba	0,3808	-0,3646	-0,5048	-0,0355
Ca	-0,5253	0,4755	-0,0634	0,0557
Cd	-0,4937	0,4801	-0,0011	0,0765
Cl	-0,5031	0,2301	-0,3340	-0,0450
Co	-0,5298	0,4972	-0,0012	0,0689
Cr	-0,3024	0,4341	0,0202	0,0680
Cu	-0,5122	0,4280	0,0054	0,0698
Fe	-0,4283	0,6651	-0,0234	0,0879
K	-0,2409	-0,3511	-0,0439	-0,0219
Li	-0,5024	0,4056	0,0027	0,0609
Mg	-0,5256	0,5097	-0,0212	0,0666
Mn	-0,5291	0,4957	-0,0011	0,0645
Mo	-0,1875	-0,1078	-0,0115	-0,1295
Na	-0,5549	0,2788	-0,2987	-0,0026
Ni	-0,5106	0,4529	0,0009	0,0674
Pb	-0,2911	0,1380	-0,0023	0,0341
SO₄²⁻	-0,5400	0,4965	-0,0032	0,0584
Sb	0,0340	-0,3303	-0,1296	0,0497
Si	-0,4401	0,3354	0,0008	0,0571
Sr	-0,4899	0,3400	-0,1028	0,0526
U	-0,4105	0,4120	-0,0419	0,0983
Zn	-0,5392	0,4724	0,0038	0,0586
HCO₃	0,9051	-0,0469	0,0473	0,0853
pH	0,7614	-0,3075	-0,0622	0,0879
Cond. 25°C	-0,5173	0,5379	-0,0506	0,0492

A correlação apresentada na tabela 6.1 mede o peso da relação espécie-ambiente para um eixo particular (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002), neste caso a correlação apresenta-se elevada, variando entre 0,994 (eixo1) e 0,823 (eixo 4). A percentagem de variação dos dados das espécies explicadas pelos eixos é dada cumulativamente (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002), em que os dois primeiros eixos seleccionados explicam 29,1% da variação total dos dados das diatomáceas e 41,2% da variação explicada pelas variáveis ambientais.

As correlações obtidas entre as variáveis ambientais e os quatro primeiros eixos canónicos estão apresentados na tabela 6.2.

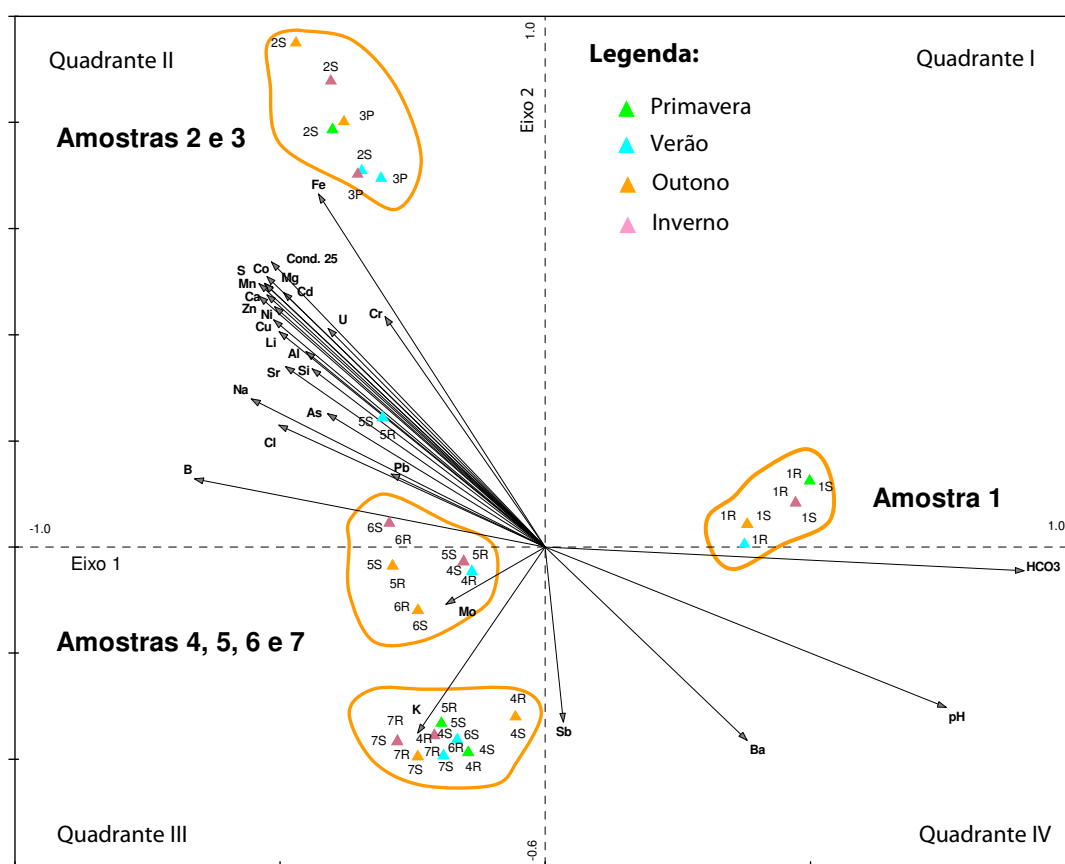


Figura 6.1 – Representação da ACC nos dois primeiros eixos das estações de amostragem e dos parâmetros físico-químicos (R: rochas, S: sedimentos, P: plantas).

O primeiro eixo apresenta fortes correlações positivas com o pH e o HCO₃⁻, no entanto, também apresenta uma correlação negativa com B, Ca, Cl, Co, Cu, Li, Mg, Mn, Na, Ni, SO₄²⁻, Zn e condutividade a 25°C. Quanto ao segundo eixo apenas apresenta correlações positivas fortes com o Co, Fe, Mg, Mn, SO₄²⁻ e condutividade a 25°C. Os eixos 3 e 4 geralmente apresentam

valores de correlação muito baixos, apenas se evidenciando uma correlação negativa do Ba com o terceiro eixo.

O gráfico de ordenação dos locais de amostragem e dos parâmetros físico-químicos para os dois primeiros eixos canónicos está representado na figura 6.1.

Mediante estes resultados conclui-se que o primeiro eixo se apresenta associado à acidez do meio aquático, em que na parte positiva do eixo (quadrante I e IV) se encontram locais com elevado pH (E1), em oposição à parte negativa (quadrante II e III), onde se encontram os locais com pH mais baixo. Por outro lado, o segundo eixo está associado à mineralização do meio, devido aos elementos químicos que estão continuamente a ser introduzidos no meio pela mina. Neste eixo destaca-se um grupo de locais que contém elevados teores de alguns elementos químicos, que corresponde à corta (E2), também se encontrando neste grupo o local E3, que consiste numa sucessão de charcos, onde os elementos químicos estão muito concentrados.

Mecanismos físicos tais como diluição, adsorção e sedimentação são cruciais para a remoção dos poluentes. Os organismos que vivem no meio aquático também desempenham um papel relevante para a remoção destes poluentes, apesar da biodegradação ser um processo complexo que leva muito tempo, dependendo da natureza do poluente e das características da água (FILIPPIS & PALLAGHY, 1994). Devido a estes mecanismos de remoção, o local E7, que corresponde à estação de amostragem mais afastada e a jusante da mina, encontra-se no eixo 2 do lado oposto à corta (E2) evidenciando-se o gradiente de contaminação decrescente desde (E2) até (E7) – Figura 6.1.

As variáveis ambientais seleccionadas foram as que se consideraram mais relevantes para o presente estudo. No entanto, realizou-se um teste de Monte Carlo, com 199 permutações, que apenas considerou significativa dois parâmetros ambientais, os bicarbonatos correlacionados com o primeiro eixo, definindo o pH da água e o Fe correlacionado com o segundo eixo determinando o gradiente metálico.

O gráfico de ordenação dos taxa quantificados e dos parâmetros físico-químicos está representado na figura 6.2. No anexo III encontra-se a correspondência entre cada taxon e a respectiva sigla apresentada na figura 6.2.

Na estação E1, tal como foi discutido no capítulo 5, observou-se a presença duma grande diversidade de espécies, daí o aglomerado de pontos no quadrante I.

Capítulo 6 – Impacto da DAM nas comunidades de diatomáceas

Pinnularia brebissonii (Kütz.) Rabenhorst (PBRE), *Fragilaria capucina* var. *rumpens* (Kützing) Lange-Bertalot (FCRU), *Fragilaria construens* (Ehr.) Grunow f. *construens* (Staurosirella) (FCON), *Nitzschia nana* Grunow in Van Heurck (NNAN), *Fragilaria tenera* (W. Smith) Lange-Bertalot (FTEN), *Eunotia exigua* (Breb.) Rabenhorst (EEXI), *Amphora veneta* Kützing var. *capitata* Haworth (AMVC), *Caloneis molaris* (Grunow) Krammer (CMOL), *Thalassiosira pseudonana* Hasle et Heimdal (TPSN), *Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow var. *media* (Hantzsch.) Grunow (NDME), *Brachysira vitrea* (Grunow) Ross (BVIT) e *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarnecki (AMIN).

A comunidade de diatomáceas de um habitat contaminado, em relação a um habitat não poluído, pode não variar apenas na composição das espécies mas também no grau de tolerância desenvolvido pelas espécies presentes. Por estas razões, pode não ser simples a relação entre poluição metálica e composição de espécies na comunidade (FOSTER, 1982).

A Análise de Correspondências (AC) é um método unimodal de ordenação (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002), e indirecto (os parâmetros físico-químicos não são introduzidos). A AC foi realizada para verificar se os resultados obtidos seriam comparáveis, sem imposição da variabilidade dos parâmetros ambientais.

Tabela 6.3 – Análise das Correspondências dos dados perifíticos quantitativos.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ)	0.729	0.517	0.451	0.347	4.137
% de variância cumulativa dos dados das espécies	17.6	30.1	41.0	49.4	
Soma de todos os valores próprios					4.137

A inércia total é exactamente igual à obtida na ACC, por outro lado, os valores próprios 0,729, 0,517, 0,451 e 0,347 para os eixos 1, 2, 3, e 4 respectivamente, variam ligeiramente em relação aos obtidos na ACC. Os dois primeiros eixos explicam 30,1% da variação total dos dados das diatomáceas, variando pouco da percentagem obtida na ACC (29,1%).

Na figura 6.3 apresenta-se o gráfico de ordenação dos locais de amostragem e das espécies obtido na análise de correspondências.

Na AC (Figura 6.3) observam-se os mesmos grupos de locais de amostragem e de espécies obtidos na ACC, com uma dispersão semelhante no diagrama por conseguinte os parâmetros ambientais incluídos no estudo realmente explicam a variação dos dados das espécies.

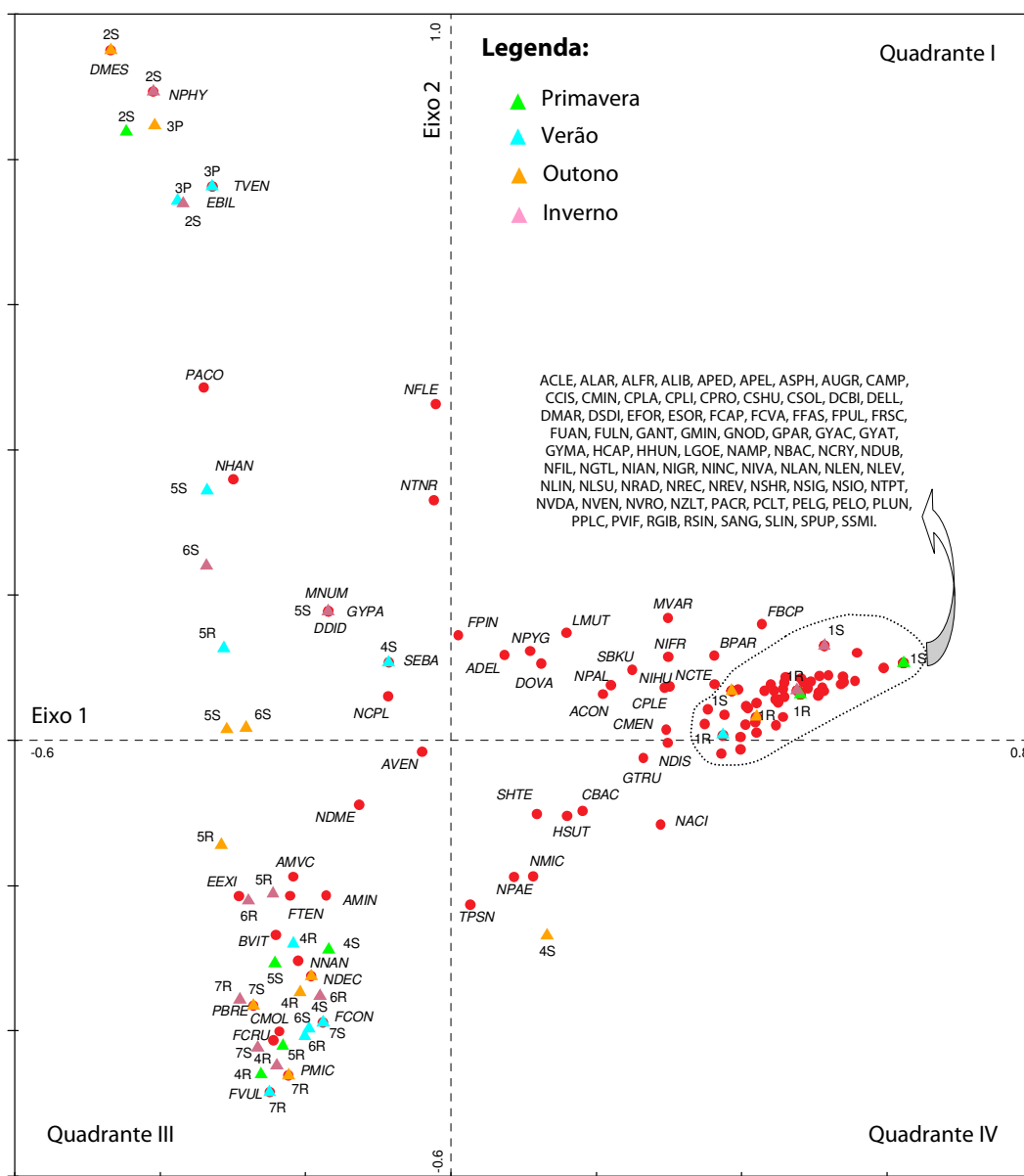


Figura 6.3 – Representação da AC nos dois primeiros eixos, das estações de amostragem e dos taxa periféricos (R:rochas, S:sedimentos, P:plantas).

6.2 FORMAS TERATOLÓGICAS

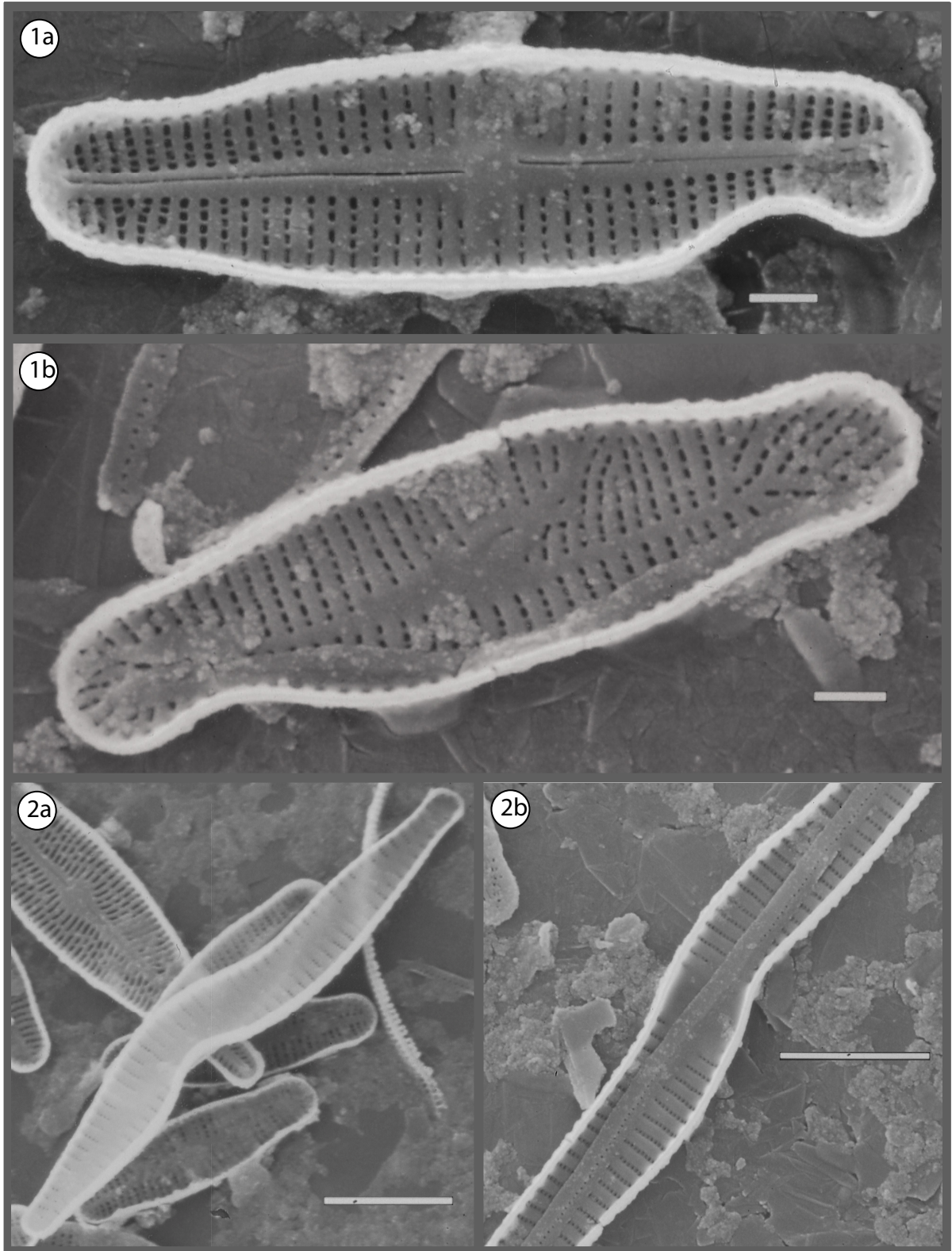
As diatomáceas podem exibir mudanças morfológicas como resposta à poluição, até mesmo as espécies que são tolerantes a contaminações podem apresentar formas teratológicas (MEDLEY & CLEMENTS, 1998; CATTANEO *et al.*, 2004).

ESTAMPA 6.1

Microfotografia de taxa com formas teratológicas obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400). **Escala 1 µm** - 1a e 1b. **Escala 5 µm** - 2a e 2b.

1. *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarnecki (ADMI).

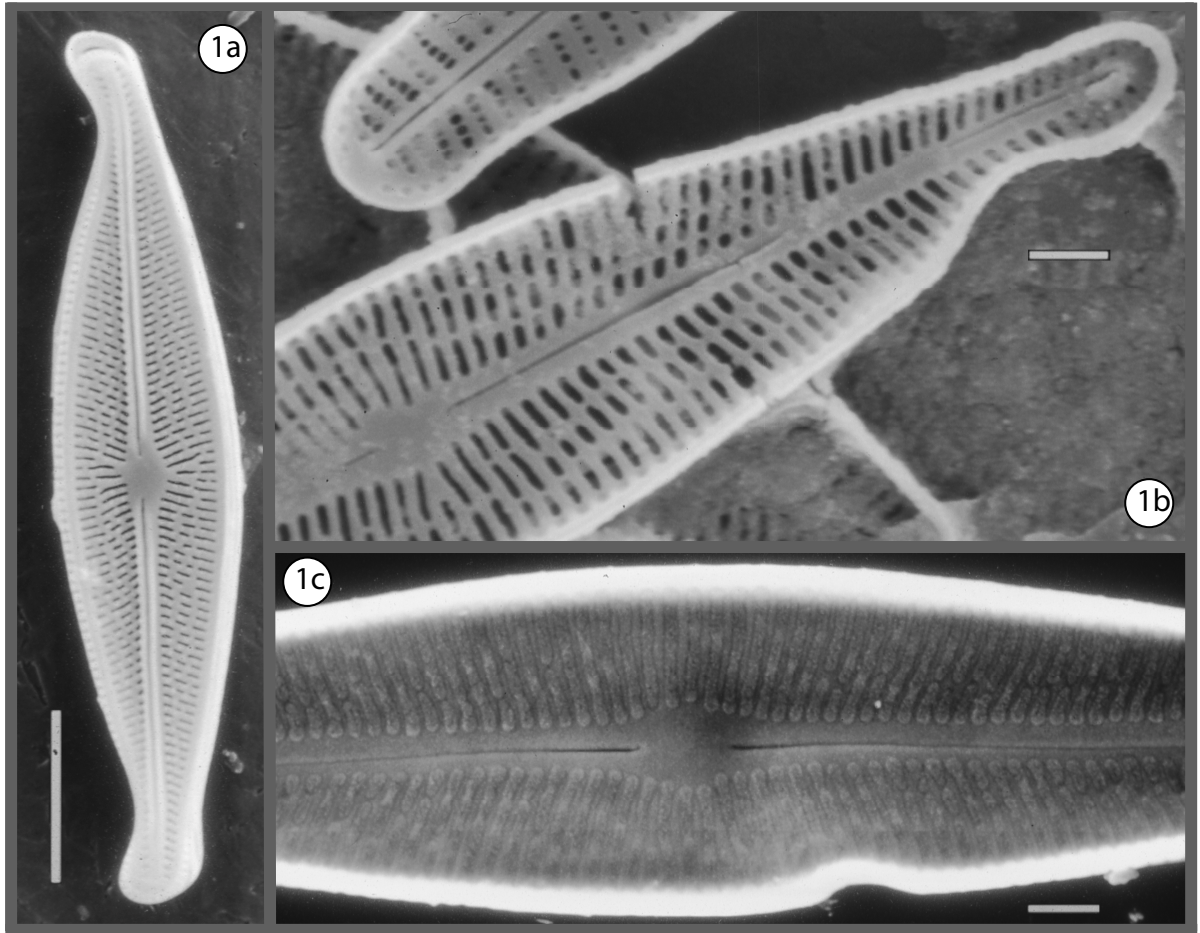
2. *Fragilaria capucina* var. *rumpens* (Kützing) Lange-Bertalot (FCRU).



ESTAMPA 6.2

Microfotografia de taxa com formas teratológicas obtidas no microscópio electrónico de varrimento (JEOL-JSM 5400). **Escala 1 μm** – 1b e 1c. **Escala 5 μm** - 1a.

1. *Brachysira vitrea* (Grunow) Ross in Hartley (BVIT).



Capítulo 6 – Impacto da DAM nas comunidades de diatomáceas

A análise destas deformações estruturais pode complementar o estudo do impacto dos metais pesados nas comunidades de diatomáceas (NUNES *et al.*, 2003). Segundo ESTES & DUTE (1994) os efeitos primários observados nas deformações, consistem em aberrações no rafe, localização do nódulo central e alterações da forma. Como efeitos secundários teríamos as alterações na organização das estrias, e modificações na distribuição das fíbulas. No entanto, o que à primeira vista se evidencia, nestas deformações, é a falta de simetria característica de cada taxon (DICKMAN, 1998).

Tabela 6.4 – Percentagens de valvas normais e teratológicas de cada taxon encontradas em alguns momentos de amostragem.

		ADMI normal	ADMI torto	BVIT normal	BVIT torto	FCRU normal	FCRU torto	NHAN normal	NHAN torto
Primavera	E4 rochas	82,73	5,45						
	E4 sedimento	54,68	4,80						
	E5 sedimento	94,76	3,49						
	E6 rochas	93,75	3,61						
	E6 sedimento	91,27	4,74					0,50	0,25
	E7 rochas	77,36	1,89	16,74	0,24	1,42	0,94		
	E7 sedimento	73,96	1,47			0,74	0,25		
Verão	E3 plantas							81,30	0,50
	E4 rochas	84,73	3,10						
	E4 sedimento	57,36	1,25						
	E5 rochas	63,07	2,64						
	E5 sedimento	26,98	2,72						
	E6 rochas	91,97	3,89						
	E6 sedimento	93,81	2,23						
	E7 rochas	71,14	3,32						
E7 sedimento	56,76	1,97							
Outono	E4 rochas	86,67	2,22						
	E5 rochas	60,20	0,98						
	E5 sedimento	25,69	1,75						
	E6 rochas	87,28	2,00						
	E6 sedimento	56,87	2,89						
	E7 rochas	48,58	2,61			0	0,24		
	E7 sedimento	22,87	1,70			0	0,24		
Inverno	E4 rochas	63,24	2,94						
	E4 sedimento	72,46	4,71						
	E5 rochas	66,67	4,17						
	E5 sedimento	13,61	1,24						
	E6 rochas	83,81	2,38						
	E6 sedimento	16,50	3,20						
	E7 rochas	49,14	1,97			0	0,25		
	E7 sedimento	14,76	0,48			0	0,71		

ADMI - *Achnantheidium minutissimum*; FCRU - *Fragilaria capucina* var. *rumpens* BVIT - *Brachysira vitrea*; NHAN - *Nitzschia hantzschiana*.

Foram identificadas e contadas frustúlas teratológicas em alguns dos locais amostrados. É interessante verificar que a maior percentagem de valvas com deformações foi encontrada

não nos locais onde as concentrações de elementos vestigiais é maior mas nas estações de amostragem onde já se nota uma diminuição do gradiente de contaminação (E4, E5, E6 e E7) que são locais onde o estabelecimento e desenvolvimento das comunidades de diatomáceas já é possível. Na estampa 6.1 e 6.2 encontram-se as microfotografias dos taxa deformados, podendo comparar-se a maioria destes taxa com a estampa 5.1 e 5.2 onde se encontram com a sua forma normal. Na tabela 6.4 são apresentadas as percentagens de valvas normais e deformadas encontradas em relação ao total de indivíduos contados na mesma amostra.

Achnantheidium minutissimum (Kütz.) Czarnecki apresenta-se como o taxon com maior percentagem de formas teratológicas, sendo também a espécie dominante na maioria dos momentos de amostragem. *Brachysira vitrea* (Grunow) Ross e *Nitzschia hantzschiana* Rabenhorst também são taxa abundantes após a entrada das drenagens ácidas, no entanto, aparecem com percentagens de formas teratológicas bastante inferiores ao *Achnantheidium minutissimum*.

Fragilaria capucina var. *rumpens* (Kützing) Lange-Bertalot é um taxon pouco abundante, mas quando é contado, em locais após a influência da mina, geralmente está deformado. NUNES et al. (2003) obteve resultados semelhantes com este taxon num local com grandes concentrações de metais pesados.

Os mecanismos que levam à tolerância dos organismos às condições encontradas em alguns locais de amostragem, provavelmente são os mecanismos que provocam a existência de formas teratológicas. Apesar deste trabalho não enveredar neste sentido, encontrou-se na bibliografia consultada (Tabela 6.5) alguns mecanismos que levam as diatomáceas a tolerarem metais pesados (FILIPPIS & PALLAGHY, 1994) e pH baixos (OLAVESON & NALEWAJKO, 1994).

Tabela 6.5 - Mecanismos de resistência/tolerância das algas aos metais pesados em ambientes ácidos.

Mecanismos de resistência/tolerância	
Metais pesados	Locais ácidos:
<ul style="list-style-type: none"> ❖ exclusão de metais do citoplasma pelas membranas celulares; ❖ ligações extracelulares de iões metálicos e complexação externa; ❖ ligação e precipitação no citoplasma e/ou nos vacúolos; ❖ desintoxicação especial por biotransformação dos metais; ❖- ligação dos metais a polipéptidos e proteínas. 	<ul style="list-style-type: none"> ❖ troca catiónica; ❖ adaptação da parede celular; ❖ proteínas especializadas com baixos pontos isoeléctricos; ❖ actividade de enzimas especializadas; ❖ adaptação da membrana celular; ❖ acção dos vacúolos, contraindo-os; ❖ redução interna do pH; ❖ envolvimento em metais; ❖ alteração das necessidades dos nutrientes; ❖ segregação de substâncias queladas.

Seja qual for a explicação para as alterações morfológicas, estas mudanças são um sintoma de um desequilíbrio metabólico que pode representar o custo da tolerância a altas concentrações de metais e pH baixos. Estas deformações são raras nos meios naturais para poderem ser utilizadas como uma ferramenta rotineira para avaliação da qualidade biológica de massas de água doce, no entanto, este tipo de alterações tem sido frequentemente observadas em meios ácidos e/ou contaminados por metais pesados sugerindo de imediato a existência de stress biológico. Outro aspecto que merece aqui destaque é a redução de tamanho valvar que pode ser um indicador biológico de contaminação metálica (CATTANEO *et al.*, 2004).

6.3 VARIAÇÃO MORFOLÓGICA NAS POPULAÇÕES DE *Brachysira vitrea* Grunow Ross in Hartley

Brachysira vitrea é um dos taxa dominantes na ribeira afectada pelas drenagens ácidas, apresentando não só alterações morfológicas, como referido anteriormente, como também grandes variações nas suas dimensões e na sua forma. Esta espécie é delicada apresentando valvas lanceoladas e capitadas (GERMAIN, 1981).

6.3.1 Variação da abundância relativa

A abundância relativa é com frequência uma medida útil quando importa conhecer como a população se está a alterar (ODUM, 2001). Na tabela 6.6 encontra-se a abundância relativa da *Brachysira vitrea*.

Tabela 6.6 - Abundância relativa de *Brachysira vitrea*, expressa em percentagem, nos locais de amostragem ao longo do ano.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno
E1	-	-	-	-
E2	-	-	-	-
E3	-	-	-	-
E4	4,077	0,499	0,239	19,107
E5	0,249	0,743	42,145	16,089
E6	1,247	3,218	9,157	9,852
E7	11,057	32,187	57,908	75,714

A montante de mina (E1) e nos locais mais afectados pela drenagem ácida (E2 e E3), *Brachysira vitrea* está praticamente ausente. Este taxon é mais abundante no local mais afastado

da mina (E7), aumentando a sua percentagem da Primavera (2004) para o Inverno (2005). No entanto, e considerando os 4 locais onde este taxon foi quantificado não se observou qualquer padrão de distribuição espacial ou temporal.

6.3.2 Tamanhos e formas

Nesta população existe uma grande gama de tamanhos e de formas. Para proceder ao seu estudo foram medidos 600 indivíduos (100 em cada local), os quatro momentos de amostragem no E7 e um momento de amostragem nos locais E4 e E5. Apesar de possível, a medição de um tão grande número de valvas em amostras com baixas percentagens desta espécie dificultaria muito o estudo morfométrico levado a cabo, daí a escolha dos momentos de amostragem atrás referidos. A estatística descritiva dos valores de comprimento e largura medidos e a razão entre ambos (Anexo V), é apresentada na tabela 6.7.

Os valores dos comprimentos, das larguras e respectivos valores médios são representados graficamente (Figura 6.4).

Tabela 6.7 - Máximos, mínimos e médias dos valores de comprimento (C) e largura (L) em μm e da razão C/L em alguns locais de amostragem.

		Comprimento	Largura	Razão C/L
E4 Inverno	min.	11,0	4,0	2,4
	max.	34,0	5,0	6,8
	média	19,8	4,4	4,5
E5 Inverno	min.	12,0	3,0	2,4
	max.	32,0	6,0	6,7
	média	21,0	4,4	4,7
E7 Inverno	min.	13,0	4,0	3,2
	max.	39,0	5,5	7,8
	média	21,7	4,5	4,8
E7 Primavera	min.	11,0	3,5	3,0
	max.	31,0	5,0	7,0
	média	18,6	4,2	4,4
E7 Verão	min.	10,0	3,0	2,5
	max.	35,0	5,0	7,0
	média	18,5	4,2	4,4
E7 Outono	min.	15,0	3,5	3,4
	max.	36,0	5,0	7,2
	média	20,9	4,3	4,8

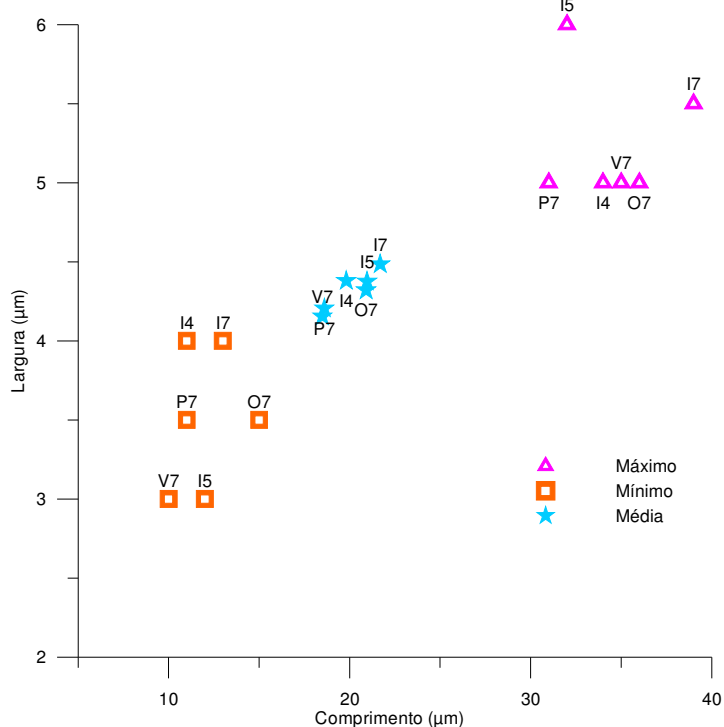


Figura 6.4 - Representação do comprimento vs. largura em µm dos valores máximos, mínimos e médios nos diferentes momentos de amostragem.

No gráfico da figura 6.4 verifica-se, realmente, uma grande variação dos comprimentos e larguras medidos.

Segundo os valores tabelados de KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) o comprimento deveria variar entre 14 µm e 42 µm e a largura entre 4 µm e 6 µm. No entanto, no Omnidia (LECOINTE *et al.*, 1993) os valores do comprimento deveriam variar entre 16 µm e 40 µm, a largura varia entre 6 µm e 9 µm. Os valores mínimos de comprimento e largura no presente estudo são inferiores aos valores referenciados podendo indicar contaminação da água por metais, como observado também por CATTANEO *et al.* (2004), no entanto, raramente são apresentados estudos que relacionem as reduções de tamanho com poluição metálica.

Com o intuito de comparar as populações de *Brachysira vitrea* de todos os momentos de amostragem, onde foram medidos os indivíduos, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis. Este teste só foi aplicado após se ter observado a não normalidade dos dados, através do teste de Kolmogorov-Smirnov. O teste de Kruskal-Wallis é uma análise não paramétrica, logo não são utilizados os parâmetros das populações nas hipóteses. O objectivo deste teste é verificar se os grupos são distintos. Neste caso, cada grupo corresponde às medições obtidas num dado momento de amostragem (ZAR, 1999). Os resultados do p-value, no teste de Kruskal-Wallis, foram:

- Largura → $2,400 \times 10^{-8}$;
- Comprimento → $2,403 \times 10^{-10}$;
- Relação Comprimento/Largura → $3,609 \times 10^{-5}$.

Dado o p-value ser sempre inferior a 0,05 verifica-se uma diferença significativa nas médias da largura, comprimento e relação comprimento/largura, nos distintos momentos de amostragem.

Como as populações se revelaram diferentes optou-se pela aplicação de um teste paramétrico, o teste t-student, à relação comprimento/largura, com o objectivo de se verificar quais as populações diferentes (Tabela 6.8).

Tabela 6.8 - P-value do teste t-student aplicado à relação comprimento/largura dos indivíduos das várias populações.

	E4 Inverno	E5 Inverno	E7 Primavera	E7 Verão	E7 Outono	E7 Inverno
E4 Inverno	-					
E5 Inverno	0,006604	-				
E7 Primavera	0,42	0,000259	-			
E7 Verão	0,57	0,000744	0,80	-		
E7 Outono	0,002248	0,75	5,86E-05	0,00019	-	
E7 Inverno	0,03594	0,94	0,0052	0,00966	0,74	-

O local E4, na relação comprimento/largura, é significativamente diferente do E7 no Outono e Inverno. O local E5 é diferente do E7 na Primavera, no Verão e no Outono.

Na relação comprimento/largura o local de amostragem E7, na campanha do Inverno, é significativamente diferente de todas as outras campanhas realizadas no mesmo local.

Tabela 6.9 – Valores de SO_4^{2-} , Cu, Pb, Cd e pH nos locais onde se efectuou o estudo morfométrico de *Brachysira vitrea*.

	SO_4^{2-}	Cu	Pb	Cd	pH
E4 Inverno	453,0	390,3	3,5	10,5	6,6
E5 Inverno	1035,0	958,9	35,2	28,0	3,6
E7 Primavera	-	-	-	-	7,3
E7 Verão	384,0	5,0	0,05	0,2	7,2
E7 Outono	744,0	539,9	16,1	16,3	3,1
E7 Inverno	825,0	640,4	9,6	18,9	4,5

Estas diferenças entre as populações evidenciadas pelas diferenças entre as relações comprimento/largura, dependem das condições físico-químicas, principalmente do pH, mas também, directa ou indirectamente, dos teores dos elementos químicos, nomeadamente SO_4^{2-} , Cu, Pb e Cd, nos locais amostrados (Tabela 6.9).

Para ilustrar a variação nos tamanhos e formas compilaram-se várias fotografias, obtidas no microscópio óptico Zeiss Axioplan 2 Imaging com objectiva de 100X de ampliação e A.N. 1,4, apresentadas a seguir na figura 6.5.

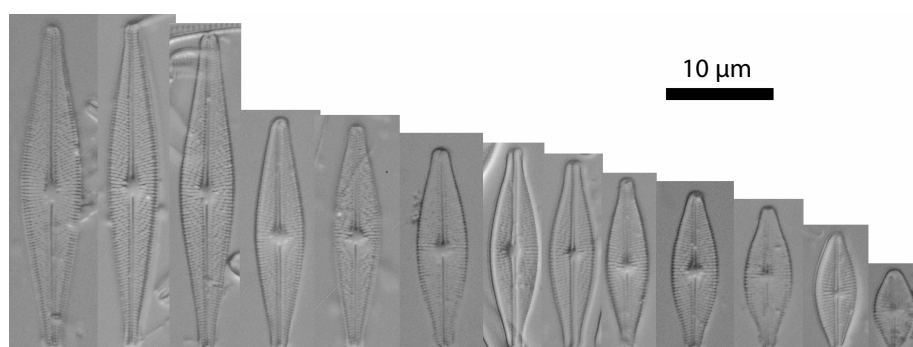


Figura 6.5 - Fotografias tiradas no microscópio óptico Zeiss Axioplan 2 Imaging, com a objectiva de 100x, da *Brachysira vitrea*.

CAPÍTULO 7
CONCLUSÕES

Capítulo 7 – Conclusões

Com o intuito de caracterizar a área mineira do Lousal efectuaram-se amostragens sazonais, já que as características físico-químicas das águas e dos sedimentos variam no espaço e no tempo. Seleccionaram-se para o efeito sete locais de amostragem ao longo da ribeira de Corona. A recolha de sedimentos realizou-se nos mesmos locais, mas apenas no Verão e Outono.

A estação E1, localizada a montante da área mineira do Lousal, apresentou baixos teores em elementos vestigiais e valores de pH próximos da neutralidade permitindo concluir que, na estação de amostragem E1, a contaminação/poluição metálica não é relevante e que não existe influência da actividade mineira. Contudo, os valores obtidos confirmaram a presença de contaminação orgânica. Este local foi considerado para a análise da contaminação/poluição metálica como o local representativo do fundo geoquímico local.

A presença de valores extremamente baixos de pH (ambientes com acidez elevada) ao longo da ribeira de Corona contribui para incrementar a mobilidade e dispersão dos elementos químicos tóxicos, sob a forma de lixiviados, até distâncias consideráveis da mina (dispersão até 7km).

Com o objectivo de se verificar o real impacto das drenagens ácidas mineiras no meio aquático e de complementar os resultados obtidos pelos indicadores biológicos efectuou-se a análise físico-química das amostras de água e de sedimentos nos mesmos locais onde se efectuou a recolha do material biológico.

Os resultados obtidos das amostras de água permitiram constatar que à medida que a distância à zona mineira do Lousal aumenta, a concentração dos elementos vestigiais tem uma tendência para diminuir devido a fenómenos de diluição, adsorção, precipitação e sedimentação. Contudo, as entradas de escoamentos ácidos na ribeira de Corona, provenientes das escombreyras, perturbam esta tendência de diminuição de teores ao longo da ribeira de Corona. Em períodos de menor caudal (Verão) constata-se que os teores aumentam e que aparecem com frequência precipitados nas linhas de água. As elevadas concentrações em elementos vestigiais nos sedimentos é justificada pela entrada directa de material proveniente da erosão das escombreyras (dispersão mecânica) mas também pela precipitação dos elementos vestigiais (dispersão química).

Nos resultados obtidos constata-se que não existe uma variação sazonal bem definida. Estes resultados são justificados pelo facto do ano em que se realizou a amostragem ser climatologicamente atípico (com baixa pluviosidade e temperaturas elevadas).

As amostras de água colhidas na corta da mina são fortemente ácidas, variando entre rica e muito rica em elementos vestigiais (Cd: 0,13 - 0,26 mg/l; Co: 2,45 - 4,17 mg/l; Cu: 2,53 -

5,33 mg/l; Ni: 0,90 - 1,82 mg/l; Pb: 0,13 - 0,15 mg/l; Zn: 65,63 - 115,28 mg/l), apresentando uma fácies do tipo sulfatada férrica. Por outro lado, as menos influenciadas apresentam uma tendência para apresentarem uma fácies do tipo bicarbonatada cálcica ou sulfatada cálcica/magnesiana.

As comunidades de diatomáceas que aderem a substratos apresentaram uma composição específica semelhante tal como uma proporção semelhante dos indivíduos uns em relação aos outros nos substratos pedra, sedimentos e plantas.

As comunidades de diatomáceas respondem bem a alterações de qualidade do tipo sapróbico e/ou trófico observando-se a substituição das espécies dominantes por outras quando há alteração da qualidade da água. A sua resposta a gradientes de metais tem sido menos explorada embora se observem alterações ao nível da estrutura da comunidade e alterações morfológicas.

O estudo dos dados diatomológicos qualitativos/quantitativos permitiu determinar quais os taxa mais importantes para cada local de amostragem tanto em abundância, como em frequência. No local de referência (E1) evidenciam-se índices de diversidade superiores, em que os taxa mais abundantes e frequentes foram *Fragilaria ulna*, *Bacillaria paradoxa* e *Navicula viridula var. rostellata*, entre outros, indicando no conjunto um meio alcalino com forte mineralização.

Nos locais sob influência directa da drenagem ácida, os índices de diversidade são baixos, sendo *Achnanthydium minutissimum* o taxon claramente dominante. No entanto, *Pinnularia acoricola* é a espécie que domina quando as condições são extremamente adversas.

As variações sazonais observadas nas comunidades de diatomáceas não revelam qualquer padrão, podendo-se concluir que a variação espacial, devida à influência da mina, é muito mais importante do que a variação temporal, ou até mesmo à variação de substrato amostrado.

A aplicação do método unimodal de análise directa (Análise Canónica de Correspondências-ACC), utilizando a selecção progressiva das variáveis ambientais a partir de testes de permutação de Monte Carlo, permitiu extrair um primeiro eixo que evidenciou o grau de acidez do meio aquático. O segundo eixo evidencia a existência de um gradiente metálico marcado essencialmente pelas concentrações de ferro. Contudo, na realidade torna-se difícil de separar o efeito do pH ácido dos efeitos dos metais nas comunidades de diatomáceas.

A aplicação da ACC permitiu agrupar as estações de amostragem não apenas pelas suas afinidades físico-químicas da água, mas também pelas suas semelhanças ao nível das

Capítulo 7 – Conclusões

comunidades de diatomáceas. Um grupo que se destaca corresponde aos locais E2 e E3 que apresentam concentrações mais elevadas de alguns elementos vestigiais (Cu, Cd, Co, Ni, S, Zn). Outro grupo claramente identificável é o grupo a que pertence o local de referência (E1). Os restantes locais pertencem a um grupo que não apresenta uma definição clara dado terem um amplo espectro de variação, no entanto foi possível definir um gradiente metálico decrescente desde a estação E2 à E7.

Para além das alterações na estrutura da comunidade a influência directa ou indirecta da mina está a provocar alterações morfológicas nas diatomáceas, tais como deformações das frústulas, sobretudo no contorno valvar e a presença simultânea de uma grande gama de tamanhos e de formas, dentro da mesma população.

A maior percentagem de valvas com deformações foi encontrada não nos locais onde as concentrações de elementos vestigiais é maior, mas nas estações de amostragem onde já se nota uma diminuição do gradiente de contaminação, correspondendo aos locais onde o estabelecimento e desenvolvimento das comunidades de diatomáceas já é possível (E5 e E7).

Achnantheidium minutissimum é o taxon mais abundante e o que apresenta uma maior percentagem de frústulas teratológicas. *Brachysira vitrea* e *Nitzschia hantzschiana* também têm uma percentagem considerável de valvas deformadas. *Fragilaria capucina* var. *rumpens* é um taxon pouco abundante mas, quando é possível a sua contagem em locais após a influência da mina, geralmente apresenta deformações.

As dimensões e formas de *Brachysira vitrea* dependem das condições físico-químicas, principalmente do pH, existindo uma tendência para a redução de dimensões das valvas nos locais influenciados pela mina.

CAPÍTULO 8
BIBLIOGRAFIA

Capítulo 8 – Bibliografia

- ALMEIDA, S.F.P. DE (1998). Utilização das diatomáceas na avaliação da qualidade das águas doces. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro. Tese de Doutoramento da Universidade de Aveiro: 524pp.
- APELLO, C.A.J. & POSTMA, D. (1994). Geochemistry, Groundwater and Pollution. A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, Netherlands.
- APHA (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association 19 Washington: 1042.
- BARRIGA, F.J.A.S., CARVALHO, D. & RIBEIRO, A. (1997). Introduction to the Iberian Pyrite Belt. SEG Neves Corvo Field Conference 1997.
- BENNION, H., FLUIN, J. & SIMPSON, G.L. (2004). "Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatom." Journal of Applied Ecology 41: 124-138.
- BLINN, D.W. & HERBST, D.B. (2003). Use of Diatoms and soft algae as indicators of environmental determinants in the Lahontan basin, USA, Annual report for California State Water Resources board contact agreement 704558.01.CT766.
- BLOWES, D.W. & JAMBOR, J.L. (1994). The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. Mineralogical Association of Canada Vol.22, Waterloo/Ontario.
- BUTCHER, J.T., STEWART, P.M. & SIMONC, T.P. (2003). "A Benthic Community Index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion." Ecological Indicators 3: 181-193.
- CARDOSO FONSECA, E.C. & FERREIRA DA SILVA, E.F.D. (2000). Estudo de Controle Ambiental nas Áreas Mineiras Abandonadas de Lousal e Caveira, Universidade de Aveiro - Departamento de Geociências
- CARVALHO, D., GOINHAS, J., OLIVAIRA, V. & RIBEIRA, A. (1971). "Observações sobre Geologia de Portugal e consequências metalogenéticas." Estudos Notas e Trabalhos do S. F. M., XX (1-2).
- CATTANEO, A., COUILLARD, Y., WUNSAM, S. & COURCELLES, M. (2004). "Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada)." Journal of Paleolimnology 32: 163-175.
- CATTANEO, A., KERIMIAN, T., ROBERGE, M. & MARTY, J. (1997). "Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy " Hydrobiologia 354: 101-110.
- CHARLES, D.F., ACKER, F.W., HART, D.D., REIMER, C.W. & COTTER, P.B. (2006). "Large-scale regional variation in diatom-water chemistry relationships: rivers of the eastern United States " Hydrobiologia 561: 27-57.
- COLETO FIANO, I., & MAESTRO SALMERON, M.T. (1998), "Recogida y conservación de muestras.". (in Agnas Subterráneas: instrumentation, medida e toma de muestras). Preense XXI S. A., 387.
- COSTE, M. (1986). Les méthodes microfloristiques d'évaluation de la qualité des eaux. Bordeaux, Cemagref: 25.

- COX, E.J. (1996). Identification of freshwater diatoms from live material London.
- CSST (2003). Consensus - Based Sediment Quality Guidelines; Recommendations for Use & Application. Wisconsin, Dept. of Natural Resources: 35.
- CUSTODIO, E. & LLAMAS, M.R. (1983). Hidrología Subterránea. Ediciones Omega Vol.Tomo II Barcelona.
- DAVE, T. (2002). Fundamentals of hydrology. Routledge: 169.
- DECRETO-LEI nº 236/98 de 1 de Agosto.
- DELL'UOMO, A. (1996). Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. Use of algae for monitoring rivers II, Innsbruck, Austria.
- DENICOLA, D.M. (2000). "A review of diatoms found in highly acidic environments." Hydrobiologia 433: 111-122.
- DENYS, L. (1991). A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. I. Introduction, ecological code and complete list. Professional paper, Ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique. , 246 41.
- DESCY, J.P. & COSTE, M. (1988). Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Premier, Deuxième et Troisième Rapport D' Avancement, UNECED-CCE B 71-23.
- DICKMAN, M.D. (1998). "Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong " Environmental International 24(7): 749-759.
- DIXIT, S., DIXIT, A.S. & SMOL, J.P. (1991). "Multivariable environmental inferences based on diatom assemblages from Sudbury (Canada) lakes." Freshwater Biology 26: 251-266.
- DOKULIL, M.T., SCHMIDT, R. & KOFLER, S. (1997). "Benthic diatom assemblages as indicators of water quality in an urban flood-water impoundment, Neue Donau, Vienna, Austria." Nova Hedwigia 65(1-4): 273-283.
- ESTES, A. & DUTE, R.R. (1994). "Valve abnormalities in diatom clones maintained in long-term culture." Diatom Research 9(2): 249-258.
- FERREIRA DA SILVA, E., PATINHA, C., REIS, P., FONSECA, E.C., MATOS, J.X., BARROSINHO, J. & OLIVEIRA, J.M.S. (2006). "Interaction of acid mine drainage with waters and sediments at the Corona stream, Lousal mine (Iberian Pyrite Belt, Southern Portugal)." Environmental Geology, 50:1001-1013.
- FERREIRA DA SILVA, F. (1968). "As Minas do Lousal." Bol. Minas, Dir. Geral de Minas e SGP 5(3): 161-181.
- FICKLIN, W.H., PLUMLEE, G.S. & MCHUGH, J.B. (1992). Geochemical classification of mine drainages and natural drainages in mineralized areas. Proceedings of the 7th international symposium on water - rock interaction, Park City, Utah.
- FILIPPIS, L.F. De & PALLAGHY, C.K. (1994). "Chapter 2. Heavy Metals: Sources and Biological Effects.". In: Algae and Water Pollution. Heft 42. L. C. Rai, J. P. Gaur & C. J. Soeder (eds.). ARCHIV FÜR

- HYDROBIOLOGIE Organ der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. Beiheft 42. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart: 32-77.
- FÖRSTNER, U. & WITTMAN, G.T.W. (1979). Metal Pollution in the Aquatic Environmental. Springer - Verlag Berlin Heidelberg New York: 486.
- FOSTER, P.L. (1982). "Species associations and metal contents of algae from rivers polluted by heavy metals." Freshwater Biology 12: 17-39.
- GERMAIN, H. (1981). Flore des Diatomées: eaux douces et saumâtres Société nouvelle des éditions boubée.
- HARTLEY, B. (1996). An Atlas of British Diatoms. Biopress Limited.
- HOFMANN, G. (1994). Aufwuchs - Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. Bibliotheca Diatomologica 30: 241.
- INAG. (2004). "Plano de Bacia Hidrográfica do Sado."
- IVORRA, N., HETTELAR, J., TUBBING, G.M.J., KRAAK, M.H.S., SABATER, S. & ADMIRAAL, W. (1999). "Translocation of Microbenthic Algal Assemblages Used for *In Situ* Analysis of Metal Pollution in Rivers." Arch. Environ. Contam. Toxicol. 37: 19-28.
- JEFFRIES, M. & MILLS, D. (1990). Freshwater Ecology: Principles and applications John Wiley & Sons: 285.
- KARATHANASIS, A.D., EVANGELOU, V.P. & THOMPSON, Y.L. (1988). "Aluminium and iron equilibria in soil solution and surface waters of acid mine watersheds." J. Environ Qual 17: 534 - 543.
- KELLY, M.G. & WHITTON, B.A. (1995). "The trophic diatom index: A new index for monitoring eutrophication in rivers." J. Appl. Phycol. 7: 433-444.
- KELLY, M.G. (1996). The Trophic Diatom Index: A User's Manual Environment Agency: 148.
- KELLY, M.G., CAZAUBON, A., CORING, E., DELL'UOMO, A., ECTOR, L., GOLDSMITH, B., GUASCH, H., HÜRLIMANN, J., JARLMAN, A., KAWECKA, B., KWANDRANS, J., LAUGASTE, R., LINDSTRØM, E.-A., LEITÃO, M., MARVAN, P., PADISÁK, J., PIPP, E., PRYGIEL, J., ROTT, E., SABATER, S., DAM, H.V. & J.VIZINET (1998). "Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe." Journal of Applied Phycology 10: 215-224.
- KING, L., CLARKE, G., BENNION, H., KELLY, M. & YALLOP, M. (2006). "Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments." Journal of Applied Phycology.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1908). "Ökologie der pflanzlichen Saprobien." Ber. dtsch. Bot. Ges. 26A: 505 - 519.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986). Bacillariophyceae. Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag Vol.1, Stuttgart, New York: 876.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988). Bacillariophyceae. Bacillariaceae. Epithemiaceae.

- Surirellacea. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag Vol.2, Stuttgart, New York: 596.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991a). Bacillariophyceae. Centrales, Fragilariaceae, Eunoticeae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag Vol.3, Stuttgart, New York: 577.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991b). Bacillariophyceae. Achnanthaceae, Kristische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema* Gesamtliteraturverzeichnis. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag Vol.4, Stuttgart, New York: 437.
- LANGE-BERTALOT, H. (2000). Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs. A.R.G. Ganter Verlag K.G. vol. 7. Germany.
- LECOINTE, C., COSTE, M. & PRYGEL, J. (1993). ""Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management " Hidrobiologia 269/270: 509 - 513.
- LECOINTE, C., COSTE, M. & PRYGIEL, J. (2005). OMNIDIA version 4: principales améliorations. 24^{ème} Colloque de l'Association des Diatomistes de Langue Française Bordeaux, France.
- LEPŠ, J. & ŠMILAUER, P. (2003). Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO Cambridge University Press: 269.
- LOWE, R.L. (1974). "Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms." National Environmental Research Center 8.
- MARCHETTO, A. (1994). "Rescaling species optima estimated by weighted averaging." Journal of Paleolimnology 12: 155 - 162.
- MATOS, J.X. (2005). Carta Geológica e Mineira do Lousal esc. 1/5000, INETI.
- MATZKE, K. (1971). "Mina do Lousal. Principais Jazigos Minerais do Sul de Portugal." Liv-Guia 4: 31 - 43.
- MEDLEY, C.N. & CLEMENTS, W.H. (1998). "Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation." Ecological Applications 8(3): 631-644.
- MONTEITH, D.T. & EVANS, C.D. (2005). "The United Kingdom Acid Waters Monitoring Network: a review of the first 15 years and introduction to the special issue." Environmental Pollution 137(3-13).
- MONTERROSO, C., ALVAREZ, E. & MCÍAS, F. (1994). "Speciation and solubility controls of Al and Fe in minesoil solution." Sci Total Environ 158: 31 - 43.
- NAKANISHI, Y., SUMITA, M., YUMITA, K., YAMADA, T. & HONJO, T. (2004). "Heavy-Metal Pollution and Its State in Algae in Kakehashi River and Godani River at the Foot of Ogoya Mine, Ishikawa Prefecture." Analytical Sciences 20: 73-78.
- NORDSTROM, D.K. (1982). "Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals." In: Acid Sulphate Weathering, DK Nordstrom, Ed. Soil, Sci. Soc. Amer., Spec publ. 10.
- NUNES, M.L., SILVA, E.F.D. & ALMEIDA, S.F.P.D. (2003). "Assessment of water quality in the Caima and Mau rivers basins (Portugal) using geochemical and biological indices." Water, Air, and Soil Pollution 149: 227-250.

- ODUM, E.P. (2001). Fundamentos de ecologia. Fundação Calouste Gulbenkian 6ª: 927.
- OLAVESON, M.M. & NALEWAJKO, C. (1994). "Chapter 4. Acid Rain and Freshwater Algae." In: *Algae and Water Pollution*. Heft 42. L. C. Rai, J. P. Gaur & C. J. Soeder (eds.). ARCHIV FÜR HYDROBIOLOGIE, Organ der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. Beiheft 42. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- OLIVEIRA, J.M.S., FARINHA, J., MATOS, J.X., ÁVILA, P., ROSA, C., MACHADO, M.J.C., DANIEL, F.S., MARTINS, L. & LEITE, M.R.M. (2002). "Diagnóstico Ambiental das Principais Áreas Mineiras Degradadas do País " Boletim de Minas 30(2).
- PARK, Y.-S., TISON, J., LEK, S., GIRAUDEL, J.-L., COSTE, M. & DELMAS, F. (2006). "Application of a self-organizing map to select representative species in multivariate analysis: A case study determining diatom distribution patterns across France." Ecological Informatics.
- PATINHA, C.A.F. (1996). Distribuição de elementos maiores e vestigiais em meios amostrais diferenciados: Contribuição para o conhecimento da influência da actividade antrópica na qualidade da água em fontenários do Concelho de Águeda. Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro. Mestrado: 155.
- PEREIRA, H.G. & SOUSA, A.J. (2002). Análise de dados para o tratamento de quadros multidimensionais, Instituto Superior Técnico - Centro de Geossistemas.
- POMIAN, I. (2006). Relations entre la composition des communautés de diatomées et les concentrations des polluants métallique dans les cours d'eau genevois Genève, SECOE: 23.
- PRYGIEL, J. & COSTE, M. (2000). Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l' Indice Biologique Diatomées NF T 90-354. Agences de l' Eau, Cemagref 132.
- REISS, H. & KRÖNCKE, I. (2005). "Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment." Marine Pollution Bulletin 50: 1490–1499.
- RIMET, F., CIUTTI, F., CAPPELLETTI, C. & ECTOR, L. (2005). "Ruolo delle Diatomee nell'applicazione della Direttiva Europea Quadro sulle acque " Biologia Ambientale 19(1): 1-7.
- RITCHIE, A.I.M. (1994). Sulfide Oxidation Mechanisms: Controls and Rates of Oxygen Transport. MAC Short Course Handbook Vol.22, J.L. Jambor & DW Blowes (eds) Waterloo, Ontario: 201-246.
- ROTT, E., HOFMANN, G., PALL, K., PFISTER, P. & PIPP, E. (1997). Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: saprobielle indikation. Bundesministerium für Land - und Forstwirtschaft: 73.
- ROUND, F.E. (1973). The Biology of the Algae. Edward Arnold 2ª: 278.
- ROUND, F.E., CRAWFORD, R.M. & MANN, D.G. (1990). The Diatoms: biology & morphology of the genera. Cambridge University Press.
- 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.
- SABATER, S., BUCHACA, T., CAMBRA, J., CATALAN, J., GUASCH, H., IVORRA, N., MUNÓZ, I., NAVARRO, E., REAL, M. & RAMANÍ, A. (2003). "Structure and function of benthic algal communities in an extremely acid river." J.Phycol. 39: 481-489.
- SABATER, S., NAVARRO, E. & GUASCH, H. (2002). "Effects of copper on algal communities at different current velocities." Journal of Applied Phycology 14: 391-398.
- SCHERMERHORN, L.J.G. (1971). "An outline stratigraphy of Iberian Pyrite Belt." Boletín Geológico y Minero T. LXXXII.-III.-IV: 239-268.
- SCHERMERHORN, L.J.G., ZBYSZEWSKI, G. & FERREIRA, O.V. (1987). Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000 – Notícia explicativa da folha 42-D (Aljustrel). Lisboa, Serviços Geológicos de Portugal.
- SHANNON, C.E. (1948). "A mathematical theory of communication." Bell System Tech J. 27: 379-423, 623-656.
- SINGER, P.C. & STUMM, W. (1970). "Acid Mine Drainage. The rate determining step." Science 167: 1121-1123.
- STOERMER, E.F., SMOL, J.P. & (EDS) (1999). The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Science. Cambridge University Press.
- STRAUSS, G. (1970). "Sobre la geología de la provincia piritífera del SW de la Península Ibérica y sus yacimientos, en especial sobre la mina de pirita de Lousal (Portugal)." Mem. ITGE T. 77: 266.
- TAKAMURA, N., KASAI, F. & WATANABE, M.M. (1989). "Effects of Cu, Cd and Zn on photosynthesis of freshwater benthic algae." Jornal of Applied Phycology 1: 39-52.
- TAYLOR, J.C., HARDING, W.R., ARCHIBALD, C.G.M. & RENSBURG, L.V. (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 31(2): 237 - 246.
- TER BRAAK, C.J.F. (1996). Unimodal models to relate species to environmental. Crambridge University Press: 264.
- TER BRAAK, C.J.F.T. & ŠMILAUER, P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power Ithaca, NY, USA: 500.
- TINOCO, A., MATOS, A.M.C.D., RIBEIRO, I.M., SANTOS, M.L., PLÁCIDO, M., PÓVOAS, L., LOPES, C., BARRIGA, F. & RELVAS, J. (2001). VALORIZAÇÃO DO PATRIMÓNIO GEOLÓGICO E MINEIRO DO LOUSAL Congresso Internacional sobre Património Geológico e Mineiro, Beja.
- VALENTE, T. & GOMES, C.L. (1998). "Tipologia e evolução dos materiais de neoformação supergénica detectados na escombreira da Mina de Valdarças (Vila Nova de Cerveira - N Portugal) " Implicações Ambientais Cadernos Lab. Xeolóxico de Laxe Coruña. 23: 43-58.

Capítulo 8 – Bibliografia

- VAN DAM, H.V., MERTENS, A. & SINKELDAM, J. (1994). "A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands." Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28(1): 117-133.
- VAN DAM, H.V., SUURMOND, G. & BRAAK, C.J.F.T. (1981). "Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools." Hydrobiologia 83: 425-459.
- VERB, R.G. & VIS, M.L. (2000). "Comparison of benthic diatom assemblages from streams draining abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites." J. N. Am. Benthol. Soc. 19(2): 274-288.
- VERB, R.G. & VIS, M.L. (2005). "Periphyton assemblages as bioindicators of mine-drainage in unglaciated Western Allegheny Plateau lotic systems." Water, Air, and Soil Pollution 161: 227-265.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1971). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development 159.
- WETZEL, R.G. (1993). Limnologia. Fundação Calouste Gulbenkian.
- ZAR, J.H. (1999). Biostatistical analysis. Editor Prentice Hall 4th Local Upper Saddle River.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1961). "Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer." Arch. Hydrobiol. 57: 389 - 407.

[W₁] - http://www.cetem.gov.br/publicacao/extracao_de_ouro/capitulo_10.pdf

ANEXO I

RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DOS SEDIMENTOS DE CORRENTE

	Ag ppm	Al %	As ppm	Au ppb	B ppm	Ba ppm	Bi ppm	Ca %	Cd ppm	Co ppm	Cr ppm	Cu ppm	Fe %	Ga ppm	Hg ppm	
Verão	E1	0,1	1,23	10,7	1,1	1	81	0,2	0,23	0,2	15,7	26,1	18,1	2,93	4	0,11
	E2	1,2	0,4	580	54,4	2	41	21	0,06	0,4	5,6	14	274	8,59	4	0,61
	E3	0,1	2,36	35,9	3,3	2	59	0,4	0,37	2,3	19,4	43	494,8	5,09	4	0,18
	E4	0,5	1,29	134	9,9	4	59	2,4	0,27	0,7	20,2	38,3	245,4	5,34	5	0,54
	E5	6,6	0,43	816,7	325,6	1	9	42,2	0,06	4,2	150	12,4	1148	22,09	3	14,59
	E6	5,2	0,69	591,1	225,9	2	14	24,2	0,18	6,6	126,6	14,4	1568,2	18,89	2	11,55
	E7	0,5	1,39	168,9	21,5	3	116	3,9	0,37	6,7	246,2	38,4	482,7	6,48	5	1,06
Outono	E1	<0,1	1,17	10	1	<1	76	0,2	0,13	0,1	14,2	25,7	21,6	2,57	4	0,1
	E2	0,8	0,46	439,4	26,6	2	43	15	0,09	0,4	6,6	14	286,1	8,02	3	0,51
	E3	0,2	0,99	165,6	7,8	6	56	2,1	0,7	0,3	12,6	30,3	198,9	4,68	4	0,28
	E4	0,2	1,66	124,9	9,4	3	54	1,1	0,66	0,5	20,3	61,9	412	8,01	6	0,32
	E5	2,5	1,26	408,6	127,8	3	37	14,7	0,05	1,9	60,4	24,7	698,6	11,42	5	5,12
	E6	0,5	1,54	152,7	13,8	3	123	2,1	0,3	2,7	642,7	42,8	618	9,32	5	0,76
	E7	0,2	1,55	116,3	6,7	3	53	1	0,58	0,5	20,1	56,5	371,7	7,41	5	0,27

Anexo I

	K %	La ppm	Mg %	Mn ppm	Mo ppm	Na %	Ni ppm	P %	Pb ppm	S %	Sb ppm	Sc ppm	Se ppm	Sr ppm	Th ppm	Ti %	Tl ppm	U ppm	V ppm	W ppm	Zn ppm	
Verão	E1	0,06	18	0,4	1957	0,3	0,034	26,4	0,036	31,6	0,16	1,1	2	0,8	11	2,8	0,002	0,1	0,4	25	<0,1	76
	E2	0,07	9	0,13	117	6,8	0,077	8	0,018	944,5	0,47	31,5	1	12,2	111	3	0,004	0,2	0,6	46	0,1	269
	E3	0,05	13	0,42	391	0,5	0,03	31,9	0,045	43,4	1,02	2,5	3,9	1,2	11	3,2	0,003	0,1	2	30	0,1	645
	E4	0,06	9	0,62	345	1,1	0,025	32,8	0,042	187,5	0,54	9,5	3,6	2,2	18	2,5	0,003	0,2	0,6	41	0,1	625
	E5	0,03	2	0,17	161	3	0,017	21,9	0,016	889,8	>10	82,4	1,2	72,1	4	1,7	0,005	4,2	0,4	14	0,8	2348
	E6	0,03	5	0,19	271	2,3	0,034	28,8	0,017	1058,5	>10	57,5	1,4	61,1	10	1,6	0,003	4,3	0,7	17	0,2	3303
	E7	0,06	14	0,51	9628	1,1	0,042	93,2	0,048	199,2	0,76	9,2	3,2	6,4	21	2,2	0,008	0,4	0,9	41	0,1	4373
Outono	E1	0,06	22	0,35	1227	0,5	0,013	29,4	0,02	25,7	<0,05	1,1	1,7	0,7	10	3	0,004	0,1	0,5	27	<0,1	70
	E2	0,1	8	0,17	133	6	0,082	9,4	0,018	707,6	0,6	26,1	1,2	10,7	98	3	0,003	0,3	0,4	39	0,1	253
	E3	0,08	10	0,41	286	0,8	0,094	25	0,029	130,5	0,97	5,5	2,2	2,3	28	2	0,004	0,2	0,4	34	0,1	355
	E4	0,05	10	0,67	369	0,8	0,088	35,2	0,047	112,9	1,17	5,3	5,7	1,6	33	2,3	0,003	0,2	1,1	52	0,1	726
	E5	0,09	11	0,26	328	2,5	0,112	35,7	0,03	665	6,23	26,9	2,3	23,3	33	3,3	0,007	1,4	0,9	30	0,3	1547
	E6	0,06	15	0,45	18755	1,3	0,041	76,2	0,07	254,8	0,79	7,6	4,6	5,7	16	2,7	0,01	0,5	1,3	38	0,1	2026
	E7	0,05	9	0,64	361	0,9	0,081	33,3	0,044	115,2	1,05	4,9	5,3	1,6	30	2,2	0,003	0,2	1,1	49	0,1	672

ANEXO II

**RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS
DAS AMOSTRAS DAS ÁGUAS DE SUPERFÍCIE**

		Ag ppb	Al ppb	As ppb	Au ppb	B ppb	Ba ppb	Be ppb	Bi ppb	Br ppb	Ca ppb	Cd ppb	Ce ppb	Cl ppm	Co ppb	Cr ppb	Cs ppb	Cu ppb	Dy ppb
Primavera	E1	< 0,05	2	1,2	< 0,05	25	23,73	< 0,05	< 0,05	404	29881	< 0,05	< 0,01	114	0,05	8,4	< 0,01	1,8	< 0,01
	E2	< 0,05	55077	3,3	< 0,05	91	4,52	5,86	< 0,05	630	291585	129,66	423,7	209	2449,26	24,9	1,25	5328,6	55,45
	E2b	0,76	5411942	68492,4	< 0,05	127	19,79	176,2	61,19	960	814122	5856,45	1998,6	133	51445,35	10457,7	4,97	915693	345,69
	E4	< 0,05	68	1,1	< 0,05	32	24,08	0,06	< 0,05	435	36468	0,35	0,05	129	1,26	7,9	0,01	4,9	0,01
	E5	0,07	121081	< .5	< 0,05	87	11,79	11,8	< 0,05	796	328579	169,03	451,21	237	2772,55	41,2	0,58	6791,9	60,59
Verão	E1	< 0,05	<1	2,4	0,44	37	30,83	< 0,05	< 0,05	1295	85987	< 0,05	<0,01	280	0,02	12,5	0,03	1,2	< 0,01
	E2	0,26	62832	4,1	< 0,05	236	4,19	14,89	< 0,05	2434	567640	263,6	909,61	539	4172,39	18,8	5,32	3687,2	111,59
	E3	0,29	178006	4,4	< 0,05	171	16,65	16,05	< 0,05	1522	577470	309,28	1068,66	482	4826,78	172,6	4,09	9141,9	146,47
	E4	0,31	156654	2,3	< 0,05	117	18,14	12,65	< 0,05	1438	491050	263,33	963,8	401	4069,56	109	1,63	8090,5	126,3
	E5	0,27	176025	13,6	< 0,05	136	26,64	18,61	< 0,05	1848	457872	232,07	951,53	409	3882,15	86,9	1,3	7370,8	130,49
	E6	0,19	78867	4,4	< 0,05	238	124,56	8,47	< 0,05	2900	366204	80,08	569,92	521	2685,33	3,7	1,38	2763,1	63,68
	E7	< 0,05	5	2,5	0,25	63	36,15	< 0,05	< 0,05	1298	85397	0,15	0,01	246	0,08	5,1	0,07	5	< 0,01
Outono	E1	0,14	74	1,7	< 0,05	53	60,36	< 0,05	< 0,05	695	57786	< 0,05	0,19	200	0,2	0,5	0,02	5,5	0,01
	E2	< 0,05	34781	7,2	< 0,05	92	4,35	8,91	< 0,05	1704	332569	128,41	221,45	246	3407,19	2,5	2,33	4056	33,32
	E3	< 0,05	156400	4,3	< 0,05	77	6,62	12,65	< 0,05	1381	342098	172,81	478	287	3323,68	121	0,9	7440,6	64,99
	E4	0,07	3431	3	< 0,05	88	51,82	0,16	< 0,05	794	65904	3,67	9,41	229	77,35	2,3	0,03	131,3	1,29
	E5	< 0,05	2683	24,3	< 0,05	85	43,6	0,24	< 0,05	743	80590	12,31	4,73	227	233,01	1,9	0,07	440,1	0,56
	E6	< 0,05	8160	3,5	< 0,05	75	42,9	0,48	< 0,05	729	79259	16,3	13,57	219	278,14	3,9	0,08	1289,3	1,61
	E7	< 0,05	6117	1,2	< 0,05	70	37,9	0,37	< 0,05	669	93064	17,05	13,14	260	384,47	1	0,05	539,9	1,36
Inverno	E1	< 0,05	<1	2,5	0,14	45	74,11	0,08	< 0,05	759	72374	< 0,05	<0,01	274	0,18	8,4	0,01	1,2	< 0,01
	E2	< 0,05	35377	16,8	< 0,05	162	4,6	10,21	< 0,05	1089	452679	172,17	533,74	432	3110,08	4,2	4,21	2525,5	60,16
	E3	< 0,05	152642	7,7	< 0,05	103	6,23	17,48	< 0,05	962	433261	183,62	713,36	400	3610,06	126,7	0,86	7610,4	88,75
	E4	< 0,05	8852	5,1	< 0,05	134	37,24	0,94	< 0,05	823	73269	10,51	42,09	308	223,08	5,7	0,07	390,3	5,25
	E5	< 0,05	8099	7,4	< 0,05	128	30,64	0,81	< 0,05	828	103149	28,14	60,72	310	538,69	1,6	0,18	958,9	6,32
	E6	< 0,05	30611	3,8	< 0,05	127	44,38	2,1	< 0,05	815	137968	34,08	83,06	308	603,5	6,7	0,2	2019,2	9,42
	E7	< 0,05	5551	1,7	< 0,05	99	35,34	0,58	< 0,05	745	109565	18,98	21,15	282	353,5	<0,5	0,04	640,4	2,03

Anexo II

		Er	Eu	Fe	Ga	Gd	Ge	Hf	Hg	Ho	In	Ir	K	La	Li	Lu	Mg	Mn	Mo	Na
		ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
Primavera	E1	< 0,01	< 0,01	< 10	< 0,05	< 0,01	< 0,05	< 0,02	< 0,1	< 0,01	< 0,01	0,07	1831	< 0,01	2,9	< 0,01	20844	< 0,05	0,3	84289
	E2	21,79	8,15	269000	2,47	75,3	0,49	< 0,02	< 0,1	8,91	7,21	< 0,05	1872	168,7	353	1,61	545123	73657,99	0,7	150000
	E2b	152,82	173,38	41555540	1175,79	468,47	25,13	2,35	< 0,1	57,96	2668,5	< 0,05	< 50	823,89	7056,3	17,31	2746418	304621,7	10	10275
	E4	< 0,01	< 0,01	10	< 0,05	0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,1	< 0,01	< 0,01	< 0,05	2387	0,02	5,7	< 0,01	30069	67,36	0,2	84179
	E5	24,34	10,68	100000	2,34	85,14	0,61	0,03	< 0,1	10,79	3,73	< 0,05	902	186,82	448,8	1,94	506000	95523,27	1,3	161612
Verão	E1	< 0,01	< 0,01	< 10	< 0,05	< 0,01	< 0,05	0,02	0,2	< 0,01	< 0,01	0,41	1525	< 0,01	3,7	< 0,01	50623	0,08	0,4	156469
	E2	40,73	15,9	562000	0,77	157,1	0,65	0,09	< 0,1	17,77	0,38	< 0,05	4520	356,59	582,5	3,04	1061000	157465,6	1	297094
	E3	53,81	21,92	265970	1,56	203,22	0,68	0,06	< 0,1	23,64	10,69	< 0,05	669	421,78	936,1	4,16	1150500	174922,4	1	262368
	E4	48,62	21,02	202301	0,57	173,27	0,56	< 0,02	< 0,1	20,76	9,12	< 0,05	604	383,79	764	3,8	952000	145321,3	0,7	213915
	E5	48,48	22,52	110711	0,39	179,02	0,46	0,07	< 0,1	21,56	10,63	< 0,05	1892	391,46	812,2	3,92	949000	139382,3	0,8	225503
	E6	24,27	12,29	1000	0,27	91,32	0,4	< 0,02	< 0,1	10,59	0,44	< 0,05	7337	238,13	529,2	1,85	609890	96996,8	0,5	290948
	E7	< 0,01	< 0,01	< 10	< 0,05	< 0,01	< 0,05	< 0,02	< 0,1	< 0,01	< 0,01	0,1	2747	< 0,01	10,7	< 0,01	69599	0,09	6,4	155174
Outono	E1	0,01	< 0,01	451	< 0,05	0,02	< 0,05	< 0,02	< 0,1	< 0,01	< 0,01	< 0,05	2252	0,09	4,4	< 0,01	36800	199,65	0,2	122542
	E2	14,07	5,54	325763	1,39	49,46	0,42	0,04	< 0,1	5,66	0,18	< 0,05	2954	89,02	379,9	1,1	693545	115920	1	175000
	E3	25,83	11,06	112820	2,98	96,44	0,54	0,09	< 0,1	10,78	6,96	< 0,05	151	177,28	522,7	1,95	864880	129600	1,1	186000
	E4	0,51	0,22	2662	0,09	1,91	< 0,05	< 0,02	< 0,1	0,22	0,13	< 0,05	3066	3,88	17,8	0,04	58179	3057,3	0,2	142757
	E5	0,25	0,15	13770	0,22	0,89	< 0,05	< 0,02	< 0,1	0,1	0,3	< 0,05	2878	2,31	48	0,02	86984	7611,06	0,3	143505
	E6	0,71	0,47	20592	0,33	2,51	< 0,05	< 0,02	< 0,1	0,27	0,79	< 0,05	2749	6,07	54,5	0,06	87006	7553,62	0,1	141816
	E7	0,6	0,34	253	0,18	2,1	< 0,05	< 0,02	< 0,1	0,24	0,19	< 0,05	3288	6,96	71,3	0,05	118033	15390	0,1	141104
Inverno	E1	< 0,01	0,02	649	< 0,05	< 0,01	< 0,05	< 0,02	0,1	< 0,01	< 0,01	1,7	1982	< 0,01	4,5	< 0,01	49995	1,77	0,4	150860
	E2	24,51	9,79	504382	2	89,39	0,42	0,09	0,1	10,46	0,21	< 0,05	3412	208,69	327,2	1,88	742858	110523,5	0,7	227417
	E3	36,1	15,79	141439	3,22	129,44	0,52	0,04	< 0,1	15,13	9,21	< 0,05	< 50	282,77	593,2	2,8	788665	132968,1	0,9	217639
	E4	2,1	0,94	9348	0,26	7,16	< 0,05	< 0,02	< 0,1	0,95	0,41	< 0,05	3607	16,95	39,7	0,17	86315	8907,94	0,4	160828
	E5	2,7	1,37	10766	0,45	9,43	< 0,05	< 0,02	< 0,1	1,11	0,22	< 0,05	3193	28,25	107	0,21	155645	21408,61	0,2	167048
	E6	3,92	2,3	9213	0,53	14,25	0,06	< 0,02	< 0,1	1,64	1,91	< 0,05	3232	35,08	134,5	0,33	175836	22203,77	0,2	187897
	E7	0,86	0,52	1082	0,28	2,94	< 0,05	< 0,02	< 0,1	0,37	0,01	< 0,05	2828	10,68	75,3	0,07	124515	14294,34	0,1	157832

		Nb	Nd	Ni	Os	P	Pb	Pd	Pr	Pt	Rb	Re	Rh	Ru	S	Sb	Sc	Se	Si	Sm
		ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb	ppm	ppb	ppb	ppb	ppb	ppb
Primavera	E1	< 0,01	< 0,01	< 0,2	< 0,05	< 20	< 0,1	< 0,2	< 0,01	< 0,01	1,06	< 0,01	< 0,01	< 0,05	10	0,19	< 1	1,8	3046	< 0,02
	E2	< 0,01	223,65	899,5	< 0,05	< 20	150,7	< 0,2	51,6	< 0,01	7,43	0,35	< 0,01	< 0,05	1277	< 0,05	1	5,8	18040	62,09
	E2b	2,54	1484,39	10930,4	< 0,05	38672	4211,7	< 0,2	294,46	0,03	8,73	0,83	< 0,01	< 0,05	48889	242,85	738	369,2	158821	419,93
	E4	< 0,01	0,03	4,3	< 0,05	< 20	< 0,1	< 0,2	0,01	< 0,01	1,37	< 0,01	< 0,01	< 0,05	23	0,2	< 1	2,1	3602	< 0,02
	E5	< 0,01	252,8	1199,8	< 0,05	39	34,3	< 0,2	54,98	< 0,01	4,61	0,29	< 0,01	< 0,05	1442	< 0,05	< 1	9,7	52951	68,46
Verão	E1	0,08	< 0,01	< 0,2	< 0,05	< 20	< 0,1	< 0,2	< 0,01	< 0,01	1,3	< 0,01	0,05	< 0,05	5	0,14	3	4,1	9489	< 0,02
	E2	0,05	501,32	1824,3	< 0,05	< 20	131,1	0,2	110,25	< 0,01	24,06	1,12	< 0,01	< 0,05	2703	< 0,05	39	3,9	40264	134,05
	E3	0,01	627,44	2220,4	< 0,05	25	29,4	0,4	134,14	0,02	22,53	1,02	< 0,01	< 0,05	2708	< 0,05	59	4,5	101296	168,99
	E4	< 0,01	561,81	1889	< 0,05	< 20	64,3	0,5	121,22	< 0,01	7,62	0,76	< 0,01	< 0,05	2236	0,16	37	5,6	83754	151,72
	E5	< 0,01	563,66	1746,6	< 0,05	< 20	1000,2	0,6	121,77	< 0,01	8,8	0,74	< 0,01	< 0,05	2124	0,38	23	5,3	78444	154,12
	E6	0,01	293,01	1155	< 0,05	51	571,2	< 0,2	65,29	0,01	16,65	0,37	< 0,01	< 0,05	1282	0,88	14	7,5	66268	73,92
	E7	0,01	< 0,01	1,2	< 0,05	< 20	< 0,1	< 0,2	< 0,01	< 0,01	2,49	0,03	< 0,01	< 0,05	128	0,35	2	4,8	2397	< 0,02
Outono	E1	0,01	0,11	< 0,2	< 0,05	28	1	< 0,2	0,02	< 0,01	0,96	< 0,01	< 0,01	< 0,05	16	0,23	< 1	3,8	4599	0,02
	E2	0,11	128,69	1159,6	< 0,05	32	129,4	0,3	26,53	< 0,01	10,34	0,58	< 0,01	< 0,05	1318	0,07	< 1	1,1	23000	36,67
	E3	0,04	269,77	1334,5	< 0,05	59	19,7	< 0,2	54,9	< 0,01	5,17	0,49	< 0,01	< 0,05	1672	0,16	8	< 0,5	64000	79,08
	E4	0,01	5,71	32,3	< 0,05	76	1,3	< 0,2	1,15	< 0,01	1,76	0,02	< 0,01	< 0,05	59	0,27	< 1	3,1	3854	1,58
	E5	0,01	2,75	97,4	< 0,05	29	6,8	< 0,2	0,56	< 0,01	1,85	0,03	< 0,01	< 0,05	160	0,3	< 1	3,4	5168	0,67
	E6	0,01	8,05	107,7	< 0,05	< 20	16,1	< 0,2	1,68	< 0,01	1,87	0,03	< 0,01	< 0,05	194	0,2	< 1	3,3	5347	2,06
	E7	< 0,01	6,66	157,4	< 0,05	< 20	15,7	< 0,2	1,48	< 0,01	2,07	0,05	< 0,01	< 0,05	248	0,06	< 1	2,7	8986	1,55
Inverno	E1	0,03	< 0,01	< 0,2	< 0,05	< 20	< 0,1	< 0,2	< 0,01	< 0,01	1,13	< 0,01	0,03	< 0,05	16	0,28	< 1	7,6	2698	< 0,02
	E2	0,03	272,84	1150,6	< 0,05	< 20	134,8	< 0,2	63,67	< 0,01	20,29	0,84	< 0,01	< 0,05	2023	0,08	4	15,1	33363	72,92
	E3	0,03	392,22	1451,8	< 0,05	< 20	19,6	< 0,2	91,16	0,02	4,23	0,5	< 0,01	< 0,05	2072	0,14	19	15,3	71448	110,7
	E4	< 0,01	22,8	87,8	< 0,05	79	3,5	< 0,2	5,32	< 0,01	2,66	0,05	< 0,01	< 0,05	151	0,44	< 1	8	5369	6,55
	E5	< 0,01	30,19	230,8	< 0,05	20	35,2	< 0,2	7,18	< 0,01	3,25	0,12	< 0,01	< 0,05	345	0,22	< 1	8	10816	7,4
	E6	< 0,01	45,46	262,1	< 0,05	< 20	88	< 0,2	10,55	< 0,01	3,34	0,1	< 0,01	< 0,05	407	0,25	2	7,9	13215	11,95
	E7	< 0,01	9,49	180,3	< 0,05	< 20	9,6	< 0,2	2,4	< 0,01	2,13	0,06	< 0,01	< 0,05	275	0,14	< 1	6,9	10680	2,23

Anexo II

		Sn ppb	Sr ppb	Ta ppb	Tb ppb	Te ppb	Th ppb	Ti ppb	Tl ppb	Tm ppb	U ppb	V ppb	W ppb	Y ppb	Yb ppb	Zn ppb	Zr ppb	HCO ₃ ⁻ mg l-1	pH	Cond. 25°C µS
Primavera	E1	< 0,05	137,97	< 0,02	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 10	< 0,01	< 0,01	0,37	0,2	0,15	< 0,01	< 0,01	< .5	0,02	-	7,3	640
	E2	< 0,05	626,44	0,03	11,21	< 0,05	1,83	< 10	1,78	2,45	5,82	< 0,2	< 0,02	211,55	11,49	65625,3	0,03	0	2	-
	E2b	30	841,27	< 0,02	64,41	17,55	425,63	958	9,29	19,41	488,04	2557	0,1	1415,29	124,12	3014748	108,86	0	2,2	5160
	E4	< 0,05	181,78	< 0,02	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 10	< 0,01	< 0,01	0,34	0,2	0,04	0,05	< 0,01	65	< 0,02	-	7,3	665
	E5	< 0,05	774,99	< 0,02	12,27	< 0,05	1,24	< 10	0,35	2,78	7,7	< 0,2	< 0,02	307,84	14,36	88979,8	0,07	-	7,1	780
Verão	E1	< 0,05	277,75	0,03	< 0,01	< 0,05	0,25	< 10	0,01	< 0,01	0,33	2,4	2,3	< 0,01	< 0,01	< .5	0,07	345	7,6	1212
	E2	0,14	1505,41	0,04	22,32	< 0,05	3,66	< 10	4,88	4,44	8,43	10,3	0,14	441,39	22,31	115280,4	0,09	0	2,4	8970
	E3	< 0,05	1353,95	< 0,02	29,23	< 0,05	8,57	16	1,3	5,93	14,64	8,5	0,14	592,65	29,22	134229,6	0,15	0	2,4	9230
	E4	< 0,05	1221,19	< 0,02	24,95	< 0,05	5,82	< 10	0,76	5,26	14,68	4,6	0,16	521,07	27,25	109211,7	0,12	0	2,4	7930
	E5	< 0,05	1219,93	< 0,02	25,7	< 0,05	4,4	10	1,23	5,52	16,17	4,3	0,02	522,31	28,36	105998,6	0,18	0	2	7250
	E6	< 0,05	1437,7	< 0,02	12,41	< 0,05	0,16	< 10	1,31	2,56	6,26	4,5	< 0,02	300,99	13,77	65863,6	0,07	0	2,8	5150
	E7	< 0,05	342,1	< 0,02	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 10	0,03	< 0,01	0,15	2,6	0,4	0,01	< 0,01	11	< 0,02	180	7,2	1445
Outono	E1	< 0,05	280,62	< 0,02	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 10	< 0,01	< 0,01	0,67	1	< 0,02	0,06	< 0,01	1,8	0,02	217	7,6	833
	E2	0,18	831,62	0,04	6,37	0,1	0,52	< 10	2,1	1,66	4,54	1,6	0,12	152,64	8,56	72930,6	0,07	0	2,1	4670
	E3	0,1	640,62	0,05	12,58	< 0,05	3,3	17	0,65	3,04	9,51	8	0,21	256,4	15,55	98129	0,27	0	2,1	5450
	E4	< 0,05	284,52	< 0,02	0,25	< 0,05	< 0,05	< 10	0,01	0,06	0,82	1,2	< 0,02	5,62	0,32	2095	0,05	190	7,1	1004
	E5	< 0,05	299,78	< 0,02	0,11	< 0,05	0,11	< 10	0,06	0,03	0,26	1,5	0,06	3,27	0,15	6965,3	0,03	27	6,1	1215
	E6	< 0,05	294,98	< 0,02	0,32	< 0,05	0,2	< 10	0,12	0,09	0,75	0,9	< 0,02	8,44	0,45	9791,4	0,04	0	2,4	1436
	E7	< 0,05	358,67	< 0,02	0,25	< 0,05	< 0,05	< 10	0,17	0,07	0,35	0,8	0,02	8,31	0,37	10971,2	< 0,02	0	3,1	1491
Inverno	E1	< 0,05	285,96	0,02	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 10	< 0,01	< 0,01	1,35	1,8	0,67	< 0,01	< 0,01	0,5	< 0,02	345	7,6	1239
	E2	< 0,05	1045,78	< 0,02	13,24	0,31	0,31	< 10	3,57	2,8	4,74	2,3	0,08	256,26	13,16	76890,7	0,09	0	2,8	6650
	E3	< 0,05	821,13	0,06	19,16	< 0,05	6	21	0,77	4,04	12,2	8,2	0,08	404	20,77	89738,7	0,18	0	2,7	6690
	E4	< 0,05	306,16	< 0,02	1,1	< 0,05	0,2	< 10	0,03	0,24	1,66	2,6	< 0,02	24,11	1,15	5072,7	0,06	183	6,6	1531
	E5	< 0,05	330,68	< 0,02	1,36	< 0,05	0,07	< 10	0,15	0,3	1,23	2,4	< 0,02	35,77	1,45	16431	< 0,02	0	3,6	2150
	E6	< 0,05	352,7	< 0,02	1,98	< 0,05	0,63	< 10	0,28	0,46	2,75	2	0,02	52,3	2,3	23600	0,08	0	3,3	2420
	E7	< 0,05	355,81	< 0,02	0,41	< 0,05	< 0,05	< 10	0,17	0,1	0,29	2	< 0,02	14,45	0,49	13750	0,02	0	4,5	1800

ANEXO III

**TAXA IDENTIFICADOS, NUMERADOS E
CODIFICADOS COM UMA SIGLA DE QUATRO
LETRAS**

CAMPANHA DE PRIMAVERA

Taxa	Sigla	E1 rocha	E1 sedi.	E2 sedi.	E3 plantas	E4 rocha	E4 sedi.	E5 rocha	E5 sedi.	E6 rocha	E6 sedi.	E7 rocha	E7 sedi.
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kütz.) Grun. ssp. <i>delicatula</i> Grunow in Cl. & Grun.	ADEL				X		X						
<i>Achnanthes hungarica</i> Grunow in Cleve et Grun.	AHUN						X						
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Breb.) Grun. ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	ALFR	9,158	X			X	0,24			X	X	X	X
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Breb.) Grunow	ALAR				0,249			X					
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	ADMI ou AMIN	4,703	1,985	0,25	3,741	82,728	54,676	96,296	94,763	93,75	91,272	77,358	73,956
						5,455	4,796		3,491	3,606	4,738	1,887	1,474
<i>Amphora libyca</i> Ehr.	ALIB	0,495	1,985		X		X					X	X
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	APED				X		X			X			
<i>Amphora veneta</i> Kützing	AVEN		X								X		
<i>Amphora veneta</i> Kützing var. <i>capitata</i> Haworth	AMVC						X					1,179	5,651
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen	AUGR	0,495	0,248	X	X	X	X			0,481			X
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	BPAR	X			0,748	X	X		X	X	X	X	X
<i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) Ross in Hartley	BVIT	0,495			X	6,818	4,077	3,457	0,249	1,683	1,247	16,745	11,057
												0,236	

<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	DMES					X			X		X
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	DELL		X		0,249	X					
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	DOVA	X						X			
<i>Diploneis smithii</i> (Brébisson) var. <i>dilatata</i> (Peragallo) Terry	DSDI	X	1,241								X
<i>Diploneis subconstricta</i> (A. Cleve) Cleve - Euler	DSCO										X
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	ESOR										X
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing	ETUR		X								
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehr.) Mils var. <i>bilunaris</i>	EBIL	X					X				
<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	EFOR		0,744								
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow in Van Heurck	EMIN				X						
<i>Eunotia pectinalis</i> (Dyllwyn) Rabenhorst var. <i>pectinalis</i>	EPEC				X				X		X
<i>Fragilaria biceps</i> (Kützing) Lange- Bertalot	FBCP	X	2,481		X		X				X
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow (<i>Pseudostaurosira</i>)	FBRE								X		
<i>Fragilaria capucina</i> Valva var. <i>rumpens</i> (Kützing) normal Lange-Bertalot Valva teratológica	FCRU		X		0,499	X	X		X	X	1,415 0,737 0,943 0,246
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres	FCAP	0,248									
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCVA	0,743	6,7		X	X	0,959		X		X X

Anexo III

<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grunow f. <i>construens</i> (Staurosirella)	FCON					X					
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FDEL								X		
<i>Fragilaria fasciculata</i> (C.A.Agardh) Lange-Bertalot sensu lato	FFAS	0,248	0,744		0,499						
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg	FPIN	0,495			X						
<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs ex. Kütz.) Lange-Bertalot (Ctenophora)	FPUL		1,241		X						
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN										X
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	FULN	0,495	27,792		0,499	X	X		X	X	X
<i>Fragilaria ulna</i> Sippen <i>angustissima</i> (Grun) Lange-Bertalot	FUAN								X		0,983
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	FVUL				X				X		X
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	GACU		X								
<i>Gomphonema affine</i> Kützing	GAFF	X									
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	GANT	0,99	2,73		X		X		X	X	X
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA				X					X	
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	GMIN	0,743	0,744			X	X				
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	GPAR	0,99	0,993		X	X	X		X	X	X
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	GTRU	X	0,993		0,249	X			X		
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYAC	X			X						
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Küt.) Cleve	GYAT		1,241				X				

<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) Lange-Bert. Metzeltin & Witkowski	HCAP	2,233				X					
<i>Hippodonta cf. subtilissima</i> Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	HSUT				X	0,24	0,247	0,249		0,748	
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	HHUN	0,495		X	X						X
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst) D. G. Mann	LGOE	0,993				X					
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D. G. Mann	LMUT	0,248							X		
<i>Luticola nivalis</i> (Ehrenberg) D. G. Mann	LNIV			X							
<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D. G. Mann	LVEN				X						
<i>Melosira varians</i> Agardh	MVAR	0,495	X		4,239	X	X			0,249	X X
<i>Meridion circulare</i> (Geville) Agardh var. <i>constrictum</i> (Ralfs) Van Heurck	MCCO					X	X				X X
<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	NBAC	0,248									
<i>Navicula angusta</i> Grunow	NAAN				X			X			
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	0,99			2,244					X	
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE	1,485			0,499	X	X		X	X	
<i>Navicula decussis</i> Oestrup	NDEC	X									
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	NLAN	0,496			0,249	X	X				X
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	NMEN						X			0,249	X
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	NPHY				X						
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	NPRO					X					
<i>Navicula pupula</i> var. <i>nyassensis</i> (O. Müller) Lange-Bertalot	NPNS						X				

Anexo III

<i>Navicula radios</i> Kützing	NRAD	X											
<i>Navicula reinhardtii</i> Grunow	NREI			X									
<i>Navicula schroeteri</i> Meister	NSHR	1,238											
<i>Navicula tenera</i> Hustedt	NTNR					X				X			
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot var. <i>trivialis</i>	NTRV	X											
<i>Navicula veneta</i> Kützing	NVEN	3,96			0,249							X	
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr. var. <i>rostellata</i> (Kütz.) Cleve	NVRO	57,426			3,242	X	X	X	X	X	X	0,246	
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	NVIR				X	X							
<i>Neidium ampli</i> atum (Ehrenberg) Krammer	NEAM											X	
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	NAMP		X										
<i>Nitzschia angustata</i> Grunow	NIAN	0,248					X	X					
<i>Nitzschia cf. tubicola</i> Grunow	NTUB										X		
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	NDIS	0,743			X	X	X	X		0,249			
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow var. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow	NDME						0,48						
<i>Nitzschia dubia</i> W. M. Smith	NDUB	X			X							X	
<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck	NFIL	0,495											
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR				0,998								
<i>Nitzschia hantzschiana</i> normal Rabenhorst	NHAN			6,25	69,576	X	1,918	X	X	X	0,499	X	X
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Valva teratológica											0,249		
<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	NIHU	0,248	X		X		X			X	0,249		X

<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	1,98			X	X	X						
<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow in Van Heurck	NLEV	0,248	0,248		0,748								X
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. M. Smith	NLIN	X	2,233		X				X			X	X
<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	NNAN		0,248	X	X	5	30,935	X	0,249	0,24	X	0,236	X
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NPAL	3,713			0,748		X				X		2,457
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow in V. Heurck	NPAE				1,496						X		0,737
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	NREC	0,495				X	X			X	X		X
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch.) W. M. Smith	NSIO	X											
<i>Pinnularia acoricola</i> Hustedt	PACO		X	93,5	4,738	X	0,48	X	0,998		0,249	X	1,229
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	PBOR						X						
<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve	PBRA	X											
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kütz.) Rabenhorst	PBRE						X						X
<i>Pinnularia lundii</i> Hustedt	PLUN	0,248	0,993		0,249					X	X	X	X
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	PSCA	X											
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	PVIF		0,248		X		X			X		X	X
<i>Placoneis clementis</i> (Grun.) Cox	PCLT		0,993				X						X
<i>Placoneis gastrum</i> (Her.) Mereschkowsky	PGAS				0,249								
<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Smith	PELO				X		X						
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoemer	RSIN	0,495	1,985		X	X	X						

Anexo III

<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D. G. Mann	SEBA												X
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy	SPUP	0,248			X								
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	SSMI	X	0,248										
<i>Surirella angusta</i> Kützing	SANG	0,248			X		X		0,24		X	X	
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bertalot	SBKU	0,248	0,248		X	X	X	X	X	X	X		0,983
<i>Surirella linearis</i> W. M. Smith	SLIN		X		0,998								
<i>Thalassiosira pseudonana</i> Hasle & Heimdal	TPSN						X						X

CAMPANHA DE VERÃO

Taxa	Sigla	E1 rochas	E2 sedi.	E3 plantas	E4 rochas	E4 sedi.	E5 rochas	E5 sedi.	E6 rochas	E6 sedi.	E7 rochas	E7 sedi.
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen	ACZA					X						
<i>Achnanthes clevei</i> Grunow	ACLE	0,23					X	X				
<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer	ACON					0,249						
<i>Achnanthes dau</i> Foged var. <i>dau</i>	ADAU					X						
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kütz.) Grun. ssp. <i>delicatula</i> Grunow in Cl. & Grun.	ADEL				X							X
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Breb.) Grun. ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bertalot	ALFR	6,453	X		X	X	X	X		X	X	
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	Valva normal ADMI	35,253	0,75	0,249	84,726	57,357	63,07	26,98	91,971	93,812	71,144	56,757
	Valva teratológica AMIN				3,103	1,247	2,638	2,723	3,893	2,228	3,483	1,966
<i>Amphora libyca</i> Ehr.	ALIB								X		X	
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	AOVA	X										
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	APED	20,737	X		X	X		X				X
<i>Amphora veneta</i> Kützing	AVEN		0,25				X				X	1,229
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	AFOR										X	X
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Simonsen	AUDI				X							
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen	AUGR	X						X	X			
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	BPAR	X		0,249	X	0,499	0,24	X	X		X	X
<i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) Ross in Hartley	BVIT		X	X	5,967	0,499	2,398	0,743	3,406	3,218	23,134	32,187
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	CAMP	0,23			X				X			
<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer	CMOL				0,239						0,498	X

<i>Eunotia pectinalis</i> (Dyllwyn) Rabenhorst var. <i>pectinalis</i>	EPEC						X			
<i>Fragilaria biceps</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FBCP			0,249						X
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCRU					X			0,249	0,491
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>capucina</i>	FCAP	X								
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCVA				X	X	X	X	X	
<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grunow f. <i>construens</i> (Staurosirella)	FCON									0,491
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN	X			X				X	X
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	FULN	0,461				X		X	X	0,491
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	FVUL	X							0,249	X
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	GANT	0,461							X	X
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehr.	GCLA	X					X			
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA					X			X	
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	GMIN	0,23			X					
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	GPAR	X			X	X	X	X	X	X
<i>Gomphonema rhombicum</i> Fricke	GRHB						X			
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	GTRU	X								
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Küt.) Cleve	GYAT	0,461			X					X
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) Lange-Bert. Metzeltin & Witkowski	HCAP	X								
<i>Hippodonta</i> cf. <i>subtilissima</i> Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	HSUT	0,691			0,239	X	X	X	X	0,248
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	HHUN				X				X	X

<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	NBRE							X				
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A. Schmidt & al.	NCPL	0,461	X							X		X
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	NDIS	0,23			X	0,499	X	X		X	X	X
<i>Nitzschia dubia</i> W. M. Smith	NDUB											X
<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck	NFIL	6,682										
<i>Nitzschia flexa</i> Schumann	NFLE	X		0,499								
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	NIFR	11,06			X		X					X
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR									X		X
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	NHAN		2	81,297	0,477	14,464	2,878	2,475	X	X	X	X
				0,499								
<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	NIHU	0,461			X		X					
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	2,995			X	0,499		X			X	X
<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow in Van Heurck	NLEV	0,23		X			X			X		
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. M. Smith	NLIN							X			X	0,246
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller	NMIC											X
<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	NNAN	X			2,625	0,499	X	X	X	X	X	0,983
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NPAL	0,691	0,5	X	0,477	1,746	X	0,495	X	X	X	X
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow in V. Heurck	NPAE	0,461				X	X		0,487		1,244	4,914
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	NREC						X		X			X
<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch	NTRY	X										
<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow	NTUB										X	
<i>Nitzschia valdestriata</i> Aleem & Hustedt	NIVA										X	X
<i>Pinnularia acoricola</i> Hustedt	PACO		96,25	14,963	1,432	16,958	28,777	66,337	X	X	X	0,246

Anexo III

<i>Pinnularia lundii</i> Hustedt	PLUN	0,461					X	X		X	X	
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cleve	PMIC	X				X				X	X	
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	PVIF	X					X	X	X	X	X	
<i>Placoneis clementis</i> (Grun.) Cox	PCLT	X										
<i>Placoneis gastrum</i> (Her.) Mereschkowsky	PGAS	X										
<i>Placoneis placentula</i> (Ehr.) Heinzerling	PPLC	X										
<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Smith	PELO	X										
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoemer	RSIN	X										
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	RGIB	X									X	
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D. G. Mann	SEBA	X			0,249							
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy	SPUP	X					X			X	X	
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	STAN										X	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> fo. <i>tenuis</i> (Hustedt) Hakansson et Stoermer	SHTE	X		X	0,998		X		X	X	X	
<i>Surirella angusta</i> Kützing	SANG	0,461				X				X	X	
<i>Surirella biseriata</i> Brébisson	SBIS	X										
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bertalot	SBKU	0,23				X	0,249	X	X	X	X	
<i>Tabellaria ventricosa</i> Kützing	TVEN				0,249							
<i>Thalassiosira pseudonana</i> Hasle & Heimdal	TPSN					0,477	0,499	X	0,248	X	X	X

Anexo III

<i>Asterionella formosa</i> Hassall	AFOR										X	X	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen	AUGR	X	X		X	X	X						
<i>Aulacoseira muzzanensis</i> (Meister) Krammer	AMUZ	X					X			X			
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	BPAR	8,717	29,455		X		X		X	X	X	X	
<i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) Ross in Hartley	BVIT	X	X			8,642	0,239	25,307	42,145	7,98	9,157	42,18	57,908
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	CAMP	0,242	0,743			X	X					X	
<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer	CMOL					X						X	X
<i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cleve	CSIL			X		X	X						
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow	CPLE	0,726	3,96	X	X	X	X		0,249	X	X	X	X
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehr.) Van Heurck	CPLI					X							
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>placentula</i>	CPLA	X	X		X		X					X	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN	4,843	2,97		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt	CPST	X			X								
<i>Cymatopleura solea</i> (Brebisson) W. Smith	CSOL	0,242	X		X		X					X	
<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing	CLEP	X											
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenhorst	CMIN	X	X	X			X						X
<i>Cymbella naviculiformis</i> Auerswald	CNAV	X											
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Grunow (Encyonema)	CPRO	X			X								
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch in Rabenhorst (Enyonema)	CSLE									X			
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	CTUM											X	
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	DMES			0,248									
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	DELL		0,743		X	X	X			X		X	
<i>Diploneis marginestriata</i> Hustedt	DMAR	X								X		X	X

<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	DOBL							X		
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	DOVA	0,242						X		
<i>Diploneis smithii</i> (Brébisson) var. <i>dilatata</i> (Peragallo) Terry	DSDI	0,242								X
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	ESOR	0,484	0,248					X		
<i>Eunotia exigua</i> (Breb.) Rabenhorst	EEXI								X	X X
<i>Eunotia pectinalis</i> (Dyllwyn) Rabenhorst var. <i>pectinalis</i>	EPEC	X								
<i>Fragilaria biceps</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FBCP	0,242	0,743		X					X
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCRU	X			X	X		X	X	0,237 0,243
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCVA	X			X	X	X			
<i>Fragilaria fasciculata</i> (C.A.Agardh) Lange-Bertalot sensu lato	FFAS	1,211	0,495				X	X	X	X
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg	FPIN		0,248							
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN									0,237 0,243
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	FULN	0,484	0,495		X	X	X	X	X	0,474 X
<i>Fragilaria ulna</i> Sippen <i>angustissima</i> (Grun.) Lange-Bertalot	FUAN	1,453	0,743							
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	FVUL	X					X	X		X X
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	GANT		0,248		X	X	X			X
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehr.	GCLA						X			
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA	X			X	X	X	X		
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	GMIN							X		X

Anexo III

<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	NIFR	0,242					X	X		X		X	X
<i>Nitzschia geitleri</i> Hustedt	NGTL		0,495										
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR	X	0,743				X						
<i>Nitzschia granulata</i> Grunow	NGRT							X					
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	NHAN			1,733	11,222	0,741	X	X	0,998	X	9,88	X	2,433
<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	NIHU	0,484	0,495		X	X	X			X	X		
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	5,569	X							X			
<i>Nitzschia lanceolata</i> Grunow in Cleve et Grunow	NLCL											X	
<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow in Van Heurck	NLEV	0,242	0,495			X	X				X		
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. M. Smith	NLIN	1,211	0,248		X	X	X					X	X
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller	NMIC							0,477					0,487
<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck	NNAN	X			X	0,247	X	X	X	X	X	2,607	11,922
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NPAL	0,242	7,178			0,247	0,239			X		X	X
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow in V. Heurck	NPAE	7,264	8,416			X	1,909		X			2,133	1,46
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	NREC	2,663	0,495				X			X			X
<i>Nitzschia reversa</i> W. Smith	NREV	7,264	1,98				X						
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. M. Smith	NSIG	X	0,248										
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch.) W. M. Smith	NSIO	X											
<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow	NTUB	X											
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	NUMB						X						
<i>Nitzschia valdestrata</i> Aleem & Hustedt	NIVA	0,726											
<i>Pinnularia acoricola</i> Hustedt	PACO	X	0,99	98,02	88,279	X	0,239	13,514	28,928	0,499	8,434	X	0,487
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	PBOR									X			

<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kütz.) Rabenhorst	PBRE					X				X	0,243
<i>Pinnularia lundii</i> Hustedt	PLUN	X	X			X			X	X	X
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cleve	PMIC					X				X	0,237
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	PVIF	X							X	X	X
<i>Placoneis elginensis</i> (Greg) Cox	PELG	0,242									
<i>Placoneis gastrum</i> (Her.) Mereschkowsky	PGAS	X									
<i>Placoneis placentula</i> (Ehr.) Heinzerling	PPLC	0,242	X			X	X		X		
<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Smith	PELO	0,242	0,248			X	X				
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoemer	RSIN	X	0,248								X
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero & Ferrario	RUNI								X		X
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	RABB				X						
<i>Rhopalodia acuminata</i> Krammer	RACU	X									
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	RGIB	X	0,248			X					X
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützling) Mereschkowsky	SPUP	X	0,248				X		X		X
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	STAN									X	
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	SSMI		0,248								
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> fo. <i>tenuis</i> (Hustedt) Hakansson et Stoermer	SHTE		0,248	X	X	X	2,864		X	X	X
<i>Surirella angusta</i> Kützling	SANG	X	X		X	X			X		X
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bertalot	SBKU	X	0,495		X	X	X		X		
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot var <i>brebissonii</i>	SBRE								X	X	X
<i>Surirella gracilis</i> Grunow	SGRA	X				X	X				
<i>Surirella linearis</i> W. M. Smith	SLIN	X	0,495			X	X				X
<i>Thalassiosira pseudonana</i> Hasle & Heimdal	TPSN	0,484	0,248			0,988	89,976		X	0,748	0,241

Anexo III

<i>Thalassiosira visurgis</i> Hustedt	TVIS					X			
<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxell & Hasle	TWEI				X	X		X	X

<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehr.) Mills var. <i>bilunaris</i>	EBIL		X								X
<i>Eunotia exigua</i> (Breb.) Rabenhorst	EEXI							X	0,493	0,246	1,429
<i>Eunotia pectinalis</i> (Kütz) Rabenhorst var. <i>undulata</i> (Ralfs) Rabenhorst	EPUN								X	X	
<i>Fragilaria biceps</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FBCP	0,248	0,98							X	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCRU					X	X	X		0,246	0,714
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FCVA	X				X				X	
<i>Fragilaria fasciculata</i> (C.A.Agardh) Lange-Bertalot sensu lato	FFAS	2,228	1,716		X			X			
<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Sm.) Grun. var. <i>subconstricta</i> Grunow	FPSC	X	0,49								
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg var. <i>pinnata</i> (Staurosirella)	FPIN								8,416		
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN					X	X		0,248	X	X
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	FULN	0,99	0,245					X		X	X
<i>Fragilaria ulna</i> Sippen <i>angustissima</i> (Grun.) Lange-Bertalot	FUAN	1,485	2,451	X							
<i>Frustulia creuzburgensis</i> (Krasske) Hustedt	FCRE	X									
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	FVUL		X							X	X
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	GANT		X					X	X	X	
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehr.	GCLA		X								
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	GMIN	X				X					
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	GPAR	X	X		X	0,245		X		X	X
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	GTRU	X	X					0,49			

Anexo III

<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYAC	X							
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Küt.) Cleve	GYAT		X						
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grunow) Reimer	GNOD	0,248	X						
<i>Gyrosigma parkerii</i> (Harrison) Elmore	GYPA						0,248		
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) Lange-Bert. Metzeltin & Witkowski	HCAP		X			X			
<i>Hippodonta cf. subtilissima</i> Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	HSUT	X	0,735		X			X	X
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski	HHUN	X	X						X
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rabenhorst) D. G. Mann	LGOE	X							X
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D. G. Mann	LMUT	X					0,495	X	X
<i>Melosira nummuloides</i> (Dillwyn) C. A. Agardh	MNUM						0,248		
<i>Melosira varians</i> Agardh	MVAR	0,743	1,471		X	X	X	0,248	X
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i> (Ralfs) Van Heurck	MCCO								X
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	X			X	X	X		
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE	0,495	X				0,248	X	X
<i>Navicula cuspidata</i> Kützing	NCUS	X							X
<i>Navicula decussis</i> Oestrup	NDEC								
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	NLAN	X	0,49						
<i>Navicula lenzii</i> Hustedt	NLEN	0,248							
<i>Navicula minuscula</i> Grunow in Van Heurck 1880	NMEN						X		
<i>Navicula phyllepta</i> Kützing	NPHY			0,246					
<i>Navicula pygmaea</i> Kützing	NPYG	X	X				0,248		X
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	NRAD	3,96	1,716		X				X

<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot var. <i>reichardtiana</i>	NRCH		X										
<i>Navicula tenera</i> Hustedt	NTNR	0,248	X					0,248	X				X
<i>Navicula vandamii</i> Schoeman & Archibald var. <i>vandamii</i>	NVDA	0,743	0,245										
<i>Navicula veneta</i> Kützing	NVEN	0,743	0,245		X					X		X	
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr. var. <i>rostellata</i> (Kütz.) Cleve	NVRO	0,743	0,49	X	X		X	X	X	X		X	X
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	NACI	0,495					X		X			X	
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow f. <i>amphibia</i>	NAMP	0,495							X				X
<i>Nitzschia angustata</i> Grunow	NIAN	X	X										
<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	NBRE				X								
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt in A. Schmidt & al.	NCPL		X		X	X		1,733	X	2,956		X	X
<i>Nitzschia compressa</i> (J. W. Bailey) Boyer	NCPS							X					
<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow in Cl. & Grunow	NDEB											X	
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	NDIS	3,96	3,186		X				X				X
<i>Nitzschia dubia</i> W. M. Smith	NDUB	X	0,49		X				X			X	
<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck	NFIL	5,198	X				0,248						
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow var. <i>frustulum</i>	NIFR	6,188	0,735		0,489	X	X		0,99				
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR				X	X							
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	NHAN		X	3,941	25,428	X	X	0,49	42,822	1,429	36,207	2,457	0,952
<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	NIHU	0,495	X					0,743	X	X			
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NINC	2,228	X						X	X			
<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow in Van Heurck	NLEV	X	X	X								X	
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. M. Smith	NLIN	1,238	5,637	X	X		X					X	X

<i>Placoneis elginensis</i> (Greg) Cox	PELG		X							
<i>Placoneis placentula</i> (Ehr.) Heinzerling	PPLC	X	X							
<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Smith	PELO	X	0,245					X		
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoemer	RSIN	X	X							X
<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer	RBRE				X					
<i>Rhopalodia constricta</i> (W. Smith) Krammer	RCON		X							
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	RGIB	0,248	X							X
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D.G. Mann	SEBA				X					
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowksy	SPUP	X	0,245					X	X	X
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	STAN									X
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	SSMI	0,248	X							
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> fo. <i>tenuis</i> (Hustedt) Hakansson et Stoermer	SHTE	X	0,245		X	X	0,248	X	X	X
<i>Surirella angusta</i> Kützing	SANG	X			X			X	X	X
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bertalot	SBKU		X		X			X	0,246	X
<i>Surirella gracilis</i> Grunow	SGRA	X								
<i>Surirella linearis</i> W. M. Smith	SLIN		X							
<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxell & Hasle	TWEI	X						X		
<i>Thalassiosira pseudonana</i> Hasle & Heimdal	TPSN					X	X			

ANEXO IV

ÍNDICES BIOLÓGICOS DA QUALIDADE DE ÁGUA

Anexo IV

		IPS	IDG	CEE	TDI	IBD	EPI-D	H'
Primavera	E1	10,4	12,4	10,1	6,7	14,0	10,3	3,36
	E4	19,6	16,4	-	15,0	17,7	17,4	0,64
	E5	20,0	17,4	0,0	15,3	17,7	17,7	0,22
	E6	19,9	17,5	19,6	15,3	17,7	17,6	0,22
	E7	19,5	16,6	19,8	15,1	17,4	17,6	0,92
Verão	E1	13,9	10,8	15,1	9,0	12,6	14,3	3,09
	E4	19,4	17,1	-	15,7	17,7	17,5	0,78
	E5	19,9	17,3	19,8	17,1	18,0	17,5	1,21
	E6	19,9	17,4	19,6	15,3	17,7	17,6	0,28
	E7	19,8	16,3	19,8	15,3	17,7	17,8	0,96
Outono	E1	10,7	9,6	13,7	8,4	11,5	11,2	4,12
	E4	19,7	16,9	19,8	15,2	17,6	17,5	0,64
	E5	20,0	16,5	-	15,6	17,7	17,9	1,33
	E6	19,4	17,0	18,9	15,2	17,7	17,5	0,65
	E7	19,4	14,8	19,2	14,9	17,6	17,7	1,42
Inverno	E1	10,1	8,3	13,5	5,7	9,6	9,7	4,1
	E4	19,9	16,0	-	15,2	17,7	17,9	1,0
	E5	20,0	16,4	-	15,6	17,7	17,8	1,13
	E6	20,0	16,9	-	15,3	17,8	17,7	0,74
	E7	19,4	14,0	19,8	14,4	18,0	17,5	1,56

ANEXO V

COMPRIMENTOS E LARGURAS DAS VALVAS DE
Brachysira vitrea

E4 Inverno			E5 Inverno			E7 Primavera			E7 Verão			E7 Outono			E7 Inverno		
comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.
22	4	5,5	17	4	4,3	12	4	3,0	19	4	4,8	32	5	6,4	24,5	5	4,9
19	4	4,8	16	4	4,0	17	5	3,4	18	4,5	4,0	21	4	5,3	15	4	3,8
19	4	4,8	24	5	4,8	17	4	4,3	22	4	5,5	19	5	3,8	23	5	4,6
20,5	5	4,1	32	5	6,4	18	5	3,6	19	4	4,8	18	4	4,5	14	4	3,5
11	4	2,8	20	5	4,0	19	4	4,8	28	5	5,6	21	4	5,3	15	4	3,8
19	4	4,8	22	4	5,5	20	5	4,0	19	4	4,8	21	4,5	4,7	35	5	7,0
15	4	3,8	28	5	5,6	22	5	4,4	19	4	4,8	20	4	5,0	37	5,5	6,7
26	4,5	5,8	17	4	4,3	15	4,5	3,3	22	4	5,5	20	4	5,0	15	4	3,8
23	5	4,6	23	5	4,6	15	4,5	3,3	21	4	5,3	21	4	5,3	32	5	6,4
17	5	3,4	22	5	4,4	25	5	5,0	21	4	5,3	20	5	4,0	17	5	3,4
26	5	5,2	32	6	5,3	15	4	3,8	15	3,5	4,3	21	4	5,3	24	4,5	5,3
26	5	5,2	16	4	4,0	16	4,5	3,6	17	4,5	3,8	19	4	4,8	18	4	4,5
32	5	6,4	25	5	5,0	20	4	5,0	16	4	4,0	20	5	4,0	28	5	5,6
15	4	3,8	21	5	4,2	17	4	4,3	15	4	3,8	15	4	3,8	17	4	4,3
15	4	3,8	18	4	4,5	20	5	4,0	19	4,5	4,2	21	4	5,3	15	4,5	3,3
20	4	5,0	27	5	5,4	15	4	3,8	19	4,5	4,2	24	4	6,0	35,5	5	7,1
18	4	4,5	27	5	5,4	16	4	4,0	18	5	3,6	17	4	4,3	35	5	7,0
13	4	3,3	30	5	6,0	20	4	5,0	18	4	4,5	21	4	5,3	15	4,5	3,3
23	5	4,6	16	4	4,0	17	4	4,3	14	4	3,5	18	4	4,5	38	5	7,6
17	4	4,3	28	5	5,6	24	4,5	5,3	16	4	4,0	19	4	4,8	22	4,5	4,9
17	4	4,3	21	4	5,3	14	4	3,5	12	3	4,0	17	4	4,3	26	5	5,2
16	5	3,2	26	4	6,5	28	4	7,0	18	4	4,5	20	4	5,0	28	4	7,0
23	5	4,6	23	4	5,8	16	4	4,0	15	4	3,8	18	4	4,5	16	4	4,0
20	4,5	4,4	28	5	5,6	16	4	4,0	21	4	5,3	26	5	5,2	15	4	3,8
16	4	4,0	26	4	6,5	18	4	4,5	19	4	4,8	19	4	4,8	21	5	4,2

Anexo V

E4 Inverno (cont.)			E5 Inverno (cont.)			E7 Primavera (cont.)			E7 Verão (cont.)			E7 Outono (cont.)			E7 Inverno (cont.)		
comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.
20	4	5,0	27	5	5,4	17	4	4,3	20	4	5,0	23	4,5	5,1	23	4,5	5,1
20	4	5,0	17	4	4,3	17	4	4,3	17	4	4,3	19	3,5	5,4	25	4	6,3
24,5	4,5	5,4	24	4	6,0	18	4,5	4,0	17	4	4,3	24	5	4,8	23	4	5,8
19	4	4,8	24	4,5	5,3	17	4	4,3	20	4,5	4,4	20	4	5,0	18	4	4,5
21	4,5	4,7	24	4,5	5,3	19	4	4,8	16	4	4,0	18	4	4,5	37	5,5	6,7
17	4	4,3	25	5	5,0	18	4	4,5	14	4	3,5	21	4	5,3	15	4	3,8
27	5	5,4	16	4	4,0	20	5	4,0	19	4	4,8	20	4,5	4,4	14	4	3,5
25	5	5,0	26	5	5,2	18	4	4,5	20	4	5,0	19	4,5	4,2	15	4	3,8
25	5	5,0	26	5	5,2	20	4	5,0	22	5	4,4	20	4	5,0	19	5	3,8
20	4	5,0	21,5	4,5	4,8	19	4	4,8	19	4	4,8	30	5	6,0	35	5	7,0
17	4	4,3	18	4	4,5	17	4	4,3	20	4,5	4,4	21	4	5,3	20	4	5,0
20	5	4,0	28	5	5,6	19	4	4,8	15	3,5	4,3	20	4	5,0	22	4	5,5
27	5	5,4	22	4	5,5	18,5	4	4,6	21	4	5,3	19	4	4,8	17	4,5	3,8
20	5	4,0	22	4	5,5	18	4	4,5	21	4	5,3	18	4	4,5	25	5	5,0
19	4,5	4,2	19	4	4,8	15	4	3,8	12	4	3,0	15	4	3,8	21	5	4,2
17	4	4,3	24	5	4,8	15	4	3,8	16	4	4,0	21	4,5	4,7	15	4	3,8
25	5	5,0	20	5	4,0	31	5	6,2	21	4	5,3	21	5	4,2	22	5	4,4
26,5	5	5,3	20	4	5,0	15	4	3,8	21	4,5	4,7	17	4	4,3	14	4	3,5
26	5	5,2	19	4	4,8	22	4,5	4,9	17	4	4,3	16	3,5	4,6	30	5	6,0
14	4	3,5	21	5	4,2	17	4	4,3	21	4	5,3	19	4,5	4,2	16	4	4,0
14	4	3,5	25	5	5,0	18	4	4,5	19	4	4,8	22	4	5,5	27	5	5,4
18	4	4,5	17	5	3,4	17	4	4,3	20	4	5,0	19	5	3,8	39	5	7,8
15	4	3,8	21	4	5,3	16	4	4,0	21	4	5,3	15	4	3,8	36	5	7,2
29	5	5,8	19	5	3,8	19	3,5	5,4	16	5	3,2	17	4	4,3	37	5	7,4
25	4,5	5,6	13	4	3,3	15	4	3,8	17	4	4,3	16	4	4,0	15	4	3,8

E4 Inverno (cont.)			E5 Inverno (cont.)			E7 Primavera (cont.)			E7 Verão (cont.)			E7 Outono (cont.)			E7 Inverno (cont.)		
comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.
16	4	4,0	17	4	4,3	20	4	5,0	20	4	5,0	25	5	5,0	15	4	3,8
20	4	5,0	18	4	4,5	18	4	4,5	20	4	5,0	20	4	5,0	20	5	4,0
17	5	3,4	21	4	5,3	17	3,5	4,9	10	4	2,5	20	4	5,0	21	5	4,2
19	4	4,8	19	4,5	4,2	22	4	5,5	19	4	4,8	20	4	5,0	21	5	4,2
25	4	6,3	19	4	4,8	17	4	4,3	18	4,5	4,0	18	4	4,5	22	4	5,5
16	4	4,0	26	5	5,2	20	4	5,0	17	4	4,3	20	5	4,0	19	5	3,8
17	4	4,3	21	5	4,2	18	4	4,5	20	4,5	4,4	24	5	4,8	24	5	4,8
18	4	4,5	22	5	4,4	16	4	4,0	17	4	4,3	24	5	4,8	20	4	5,0
19	4	4,8	15	4	3,8	19	4,5	4,2	17	4	4,3	19	4	4,8	15	4	3,8
18,5	4,5	4,1	20	4	5,0	15	4	3,8	17	4	4,3	20	5	4,0	18	4	4,5
18	4	4,5	20	4	5,0	19	4	4,8	18	4	4,5	20	4	5,0	30	5	6,0
26	5	5,2	22	5	4,4	20	4	5,0	15	4	3,8	25	5	5,0	20	4	5,0
21	5	4,2	23	5	4,6	22	4	5,5	15	4	3,8	30	5	6,0	17	4	4,3
22	5	4,4	26	5	5,2	22	4	5,5	16	4	4,0	17	5	3,4	24	5	4,8
25	5	5,0	20	3	6,7	20	4	5,0	19	4	4,8	20	4	5,0	24	5	4,8
19	4,5	4,2	22	4	5,5	25	5	5,0	15	4	3,8	19	4	4,8	20	5	4,0
19	4,5	4,2	12	5	2,4	16	4	4,0	16	4,5	3,6	18	4	4,5	19	5	3,8
16	4	4,0	21	4	5,3	20	5	4,0	16	4,5	3,6	24	4	6,0	25	4,5	5,6
18	4	4,5	22	5	4,4	20	4,5	4,4	17	4	4,3	21	5	4,2	25	4,5	5,6
19	4	4,8	17	4	4,3	24	4,5	5,3	35	5	7,0	24	4	6,0	17	4	4,3
21	4	5,3	31	5	6,2	16	4	4,0	30	5	6,0	24	4	6,0	19	4	4,8
14	4	3,5	23	4	5,8	22	4	5,5	18	3,5	5,1	20	4	5,0	21	5	4,2
25	5	5,0	20	4	5,0	11	3,5	3,1	16	4	4,0	21	4	5,3	18	4	4,5
27	5	5,4	20	4	5,0	21	4	5,3	16	4	4,0	15	4	3,8	18	4	4,5
13	4	3,3	18	4	4,5	22	5	4,4	12	4	3,0	22	5	4,4	18	4	4,5

Anexo V

E4 Inverno (cont.)			E5 Inverno (cont.)			E7 Primavera (cont.)			E7 Verão (cont.)			E7 Outono (cont.)			E7 Inverno (cont.)		
comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.	comprimento	largura	razão comprim. /larg.
18	4	4,5	20	5	4,0	18	4,5	4,0	20	5	4,0	21	5	4,2	29	5	5,8
18	4	4,5	19	4	4,8	15	4	3,8	21	4,5	4,7	26	5	5,2	18	4	4,5
20	4	5,0	20	4	5,0	16	4	4,0	18	4	4,5	25	5	5,0	19	4	4,8
20	4	5,0	21	4	5,3	15	4	3,8	20	4,5	4,4	18	4	4,5	13	4	3,3
16	4	4,0	17	4	4,3	18	5	3,6	23	5	4,6	20	4	5,0	19	4	4,8
17	4	4,3	24	5	4,8	18	5	3,6	21	4	5,3	20	4	5,0	20	5	4,0
18	4	4,5	22	5	4,4	22	5	4,4	15	3,5	4,3	35	5	7,0	18	4	4,5
17	4,5	3,8	25	4,5	5,6	22	4	5,5	20	5	4,0	28	5	5,6	24	4	6,0
18,5	4	4,6	21,5	5	4,3	16	4	4,0	22	4	5,5	19	4	4,8	19	5	3,8
20	5	4,0	20	4	5,0	18	4	4,5	22	4	5,5	36	5	7,2	15	4	3,8
20	5	4,0	16	4	4,0	26	4,5	5,8	18	4	4,5	27	5	5,4	14	4	3,5
15	4	3,8	22	4,5	4,9	16	4	4,0	20	5	4,0	23	4	5,8	26	5	5,2
17	4	4,3	22	4,5	4,9	18	4	4,5	16	4	4,0	20	4	5,0	26	5	5,2
16	4	4,0	23	5	4,6	18	4	4,5	20	4	5,0	35	5	7,0	21	4	5,3
18	4	4,5	21	5	4,2	17	4	4,3	17	4	4,3	16	4	4,0	20	4	5,0
22	4	5,5	21,5	5	4,3	18	4	4,5	24	5	4,8	16	4	4,0	18	4,5	4,0
20	5	4,0	21	5	4,2	15	4	3,8	20	5	4,0	19	4	4,8	21	4	5,3
34	5	6,8	27	5	5,4	15	3,5	4,3	14	4	3,5	20	5	4,0	16	4	4,0
12	5	2,4	19	4	4,8	21	4	5,3	16	4	4,0	24	5	4,8	22	5	4,4
12	4	3,0	21	5	4,2	20	4,5	4,4	15	4	3,8	22	4	5,5	25	5	5,0
19	4	4,8	21	5	4,2	19	4,5	4,2	25	4	6,3	19	4	4,8	18	4	4,5
28	5	5,6	17	4	4,3	30	5	6,0	20	4	5,0	17	4	4,3	21	5	4,2
16	4,5	3,6	16	4,5	3,6	16	4	4,0	20	4	5,0	15	4	3,8	15	4	3,8
21	4,5	4,7	27	5	5,4	23	5	4,6	16	4	4,0	25	5	5,0	21	5	4,2
21	4	5,3	19	5	3,8	20	4	5,0	15	4	3,8	17	4	4,3	20	4	5,0