

Projecto AGRO N.º 2000 09 0046285

CARACTERIZAÇÃO DO ESTADO DE REFERÊNCIA, ESTABELECIMENTO DO CAUDAL ECOLÓGICO E PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO DA RIBEIRA DO ALMANSOR

RELATÓRIO FINAL

Dezembro de 2007

Estudo executado por



Projecto AGRO N.º 2000 09 0046285

Este estudo foi elaborado no âmbito de Protocolo celebrado entre:

IHERA - Instituto de Hidráulica e Engenharia Rural e Ambiente

(posteriormente IDRHa - Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica e
DGADR – Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural)

e

Universidade de Évora / IMAR - Instituto do Mar

Instituto Superior Técnico

INAG – Instituto da Água

Equipa executora do estudo:



João Manuel Bernardo (coordenação)

João Matos

Ana Filipa Curto

Paula Matono

Sónia Mendes

Luisa Sousa

Ana Manuel Costa



Maria Paula Mendes

Luís Ribeiro



João Pedro Martins

Maria Helena Alves

Projecto AGRO N.º 2000 09 0046285

Este estudo foi elaborado no âmbito de Protocolo celebrado entre:

IHERA - Instituto de Hidráulica e Engenharia Rural e Ambiente

(posteriormente IDRHa - Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica e
DGADR – Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural)

e

Universidade de Évora / IMAR - Instituto do Mar

Instituto Superior Técnico

INAG – Instituto da Água

Equipa executora do estudo:



João Manuel Bernardo (coordenação)

João Matos

Ana Filipa Curto

Paula Matono

Sónia Mendes

Luisa Sousa

Ana Manuel Costa



Maria Paula Mendes

Luís Ribeiro



João Pedro Martins

Maria Helena Alves

INDICE

1. INTRODUÇÃO	1-1
2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DA RIBEIRA DE ALMANSOR	
2.1. Enquadramento geomorfológica	2-1
2.2. Enquadramento geológico e tectónico	2-2
2.3. Uso do solo	2-3
3. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	
3.1. Introdução	3-1
3.2. Caracterização do perímetro de rega	3-2
3.2.1. Rede de Pontos	3-2
3.2.2. Análise estatística	3-5
3.2.3. Estudo geoestatístico	3-8
3.2.4. Relação das águas subterrâneas com a R. do Almansor	3-13
3.2.4.1. Metodologia	3-13
3.2.4.2. Caracterização dos sectores da ribeira de Almansor e relação com poços próximos	3-14
3.3. Caracterização hidroquímica da região de Montemor-o-Novo	3-20
3.3.1. Introdução	3-20
3.3.2. Iões fundamentais nas águas subterrâneas	3-23
3.3.3. Fácies Hidroquímica	3-25
3.3.4. Quimismo e qualidade da água subterrânea	3-26
3.3.5. Nitratos	3-39
3.3.6. Sulfatos	3-40
3.4. Quimismo das águas subterrâneas na proximidade da ribeira de Almansor	3-41
3.4.1. Introdução	3-41
3.4.2. Métodos	3-41
3.4.3. Resultados	3-42
3.5. Utilização de ¹⁸ O como traçador na análise de origens e fluxos	3-48
3.5.1. Introdução	3-48
3.5.2. Métodos	3-49
3.5.3. Resultados – composição isotópica da água da albufeira dos Minutos, ribeira de Almansor e poços	3-49
3.6. Avaliação directa de fluxos de água subterrânea para o rio	3-51
3.7. Considerações finais	3-53
3.8. Referências	3-57
4. CARACTERIZAÇÃO GERAL DA RIBEIRA DE ALMANSOR E DA BARRAGEM DE MINUTOS	
4.1. Ribeira de Almansor	4-1
4.2. Barragem dos Minutos e elementos do projecto	4-6
4.3. Referências	4-9
5. CARACTERIZAÇÃO DO HABITAT – APLICAÇÃO DA METODOLOGIA RIVER HABITAT SURVEY	
5.1. Introdução	5-1
5.2. Metodologia	5-3
5.3. Resultados	5-11
5.4. Referências	5-32
5.5. Anexos	5-33
6. FLORA E VEGETAÇÃO	
6.1. Métodos	6-2
6.2. Resultados e discussão	6-5

6.3. Considerações finais	6-25
6.4. Referências	6-27
6.5. Enquadramento sintaxinómico	6-29
7. CAUDAL E SEDIMENTOS	
7.1. Introdução	7-1
7.1.1 Métodos	7-1
7.1.2 Caudais determinados	7-3
7.1.3 Disponibilidade hídrica no final do período seco	7-7
7.2. Sedimentos	7-8
7.2.1 Introdução	7-8
7.2.2 Métodos	7-10
7.2.3 Caracterização dos ambientes sedimentares	7-11
7.2.4 Considerações finais	7-17
8. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA E QUALIDADE DA ÁGUA	
8.1. Introdução	8-3
8.2. Parâmetros Físico-Químicos	8-4
8.2.1. Metodologia	8-4
8.2.2. Resultados	8-5
Temperatura	8-5
Oxigénio Dissolvido	8-6
Condutividade	8-7
pH	8-8
Turvação da água	8-9
Alcalinidade	8-9
CQO	8-10
CBO5	8-10
Iões	8-11
Metais	8-16
8.3. Fitopigmentos	8-17
8.3.1. Metodologia	8-18
8.3.2. Resultados	8-19
8.4. Fitoplancton	8-22
8.4.1. Introdução	8-22
8.4.2 Metodologia	8-23
8.4.3 Resultados	8-23
8.5 Bacteriologia	8-29
8.5.1 Resultados	8-29
8.6. Avaliação Global da Qualidade da Água	8-31
8.7. Referências	8-33
9. MACROINVERTEBRADOS BÊNTICOS	
9.1. Introdução	9-1
9.2. Metodologia	9-2
9.3. Resultados	9-10
9.3.1. Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos	9-12
9.3.2. Índices de qualidade ecológica da água	9-30
Índice Número Total de Taxa (NTT)	9-30
Índice EPT	9-31
Índices BMWP' e ASPT'	9-32
Índice de Equitabilidade de Pielou	9-35
Índice log Sel ETD	9-37
ICM	9-38

9.4. Discussão	9-45
9.5. Referências	9-52
10. ICTIOFAUNA	
10.1. Introdução	10-1
10.2. Metodologia	10-3
10.2.1. Amostragem	10-3
10.2.2. Ocupação de habitat	10-3
10.2.3. Estrutura da Comunidade	10-6
10.3. Resultados e discussão	10-6
10.3.1. Abundância e distribuição das espécies	10-6
10.3.2. Ocupação de habitat	10-19
10.3.3. Reprodução	10-26
10.4. Considerações Finais	10-34
10.5. Referências	10-36
11. CAUDAL ECOLÓGICO	
11.1. Definição e objectivos	11-1
11.2. Breve revisão de metodologias existentes	11-3
11.2.1. Métodos baseados em registos históricos	11-4
11.2.2. Métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas e o caudal	11-5
11.2.3. Métodos baseados na relação entre caudal e habitat	11-6
11.2.4. Outros Métodos	11-8
11.2.5. Métodos de determinação do caudal de limpeza, do caudal de manutenção das características do leito, e do caudal de cheia	11-12
11.3. Metodologia desenvolvida para cursos mediterrânicos	11-13
11.3.1. Particularidades dos cursos de regime mediterrânico	11-14
11.3.2. Pressupostos da metodologia	11-17
11.4. Metodologia adoptada para a Barragem dos Minutos	11-19
11.5. Determinação do caudal ecológico para a barragem dos minutos	11-21
11.6. Referências	11-30
12. RESUMO	12-1
ANEXOS	

1. INTRODUÇÃO

Este estudo sobre a Ribeira do Almansor associa a Universidade de Évora - Instituto do Mar, o Instituto Superior Técnico e o Instituto da Água em resposta a uma solicitação do então IHERA - Instituto de Hidráulica e Engenharia Rural e Ambiente, posteriormente IDRHa - Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica e DGADR – Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural.

Foram diversos os objectivos deste estudo: (i) a definição de um regime de caudal ecológico para o aproveitamento hidráulico dos Minutos, (ii) o estabelecimento das condições de referência relativamente a um conjunto de componentes abióticas e bióticas do ecossistema, e (iii) a monitorização dessas componentes no sentido de avaliar a adequação, em termos da estrutura e funcionamento do ecossistema lótico e ribeirinho, do regime de caudais ecológicos previamente definidos e poder propor correcções eventualmente necessárias.

Desde o início que se tornou evidente a impossibilidade de proceder a uma caracterização do estado de referência quando o curso sofrera já significativo impacto da obra de construção da barragem. Por outro lado, o não cumprimento do regime de caudal ecológico provisoriamente definido inviabiliza que seja atingido um dos objectivos tal como originalmente definido.

O estudo enquadra-se num Protocolo estabelecido entre as entidades envolvidas e, embora formalmente autónomo, articula-se com um outro centrado na Albufeira dos Minutos e na contaminação das águas subterrâneas, tendo sido originalmente pensados como um todo. A separação destes dois estudos é algo de artificial e só interligando os conteúdos de ambos se atingem os objectivos globais de caracterizar as alterações no curso a jusante, nas águas subterrâneas, e as transformações operadas no corpo de água lântico durante a fase inicial.

Um programa de monitorização para identificar e avaliar a magnitude de impactos em sistemas vivos com alguma capacidade de absorver perturbações deve abarcar um período mais longo do que o abrangido por este estudo. Só com o prolongamento desta monitorização, abarcando a variabilidade climática inter-anual e permitindo que os processos mais lentos se evidenciem, será possível confirmar as tendências detectadas.

Como sempre acontece em qualquer programa científico-técnico, as definições previstas à partida sofrem alterações decorrentes do maior sentido crítico ou do conhecimento do objecto de estudo entretanto adquiridos. Por essa razão algumas componentes do estudo sofreram alterações de natureza quantitativa e qualitativa. Assim, nalguns casos entendeu-se que parte das tarefas inicialmente definidas teriam um carácter redundante ou que a produção de mais informação nada acrescentaria ao conhecimento dos sistemas em causa. Noutros, considerou-se que tarefas relevantes não tinham sido previstas ou que o volume de informação seria insuficiente pelo que se decidiu ampliar o trabalho efectuado. Um exemplo concreto de alteração de estratégia é, relativamente à componente do estudo que aborda as possíveis interacções entre águas subterrâneas e superficiais, substituir, como traçador, a utilização de bacteriófagos pela caracterização de razões isotópicas.

O estudo envolveu uma larga equipa e constituiu um considerável esforço conjunto, em condições por vezes difíceis e com diversos problemas operacionais, designadamente avarias de equipamentos diversos, e problemas no processamento laboratorial de diversos tipos de amostras que se traduziram lamentavelmente em atrasos. Por isso este programa só foi concluído em 2006, o que permitiu que nalgumas componentes a obtenção de dados se estendesse por algum tempo mais.

O relatório final, datado de Março de 2006, foi analisado pela equipa de acompanhamento e efectuou-se uma reunião para discussão de algumas questões em Novembro de 2007. O presente relatório, revê diversos pontos, designadamente nas componentes de água subterrânea e caudal ecológico.

Pela abrangência, cremos que este estudo tem um carácter pioneiro e não pode deixar de ser visto como um sinal da preocupação dos organismos ligados à actividade agrícola pelas questões ambientais. Sinal já de um tempo em que a agricultura não encara o ambiente como uma limitação, e o ambiente não vê na agricultura uma ameaça.

ÍNDICE

2. Caracterização da Bacia Hidrográfica da Ribeira de Almansor	1
2.1. Enquadramento geomorfológico	1
2.2. Enquadramento geológico e tectónico	2
2.3. Uso do solo	3

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1: Enquadramento geográfico e geomorfológico da ribeira de Almansor.	1
Figura 2.2: Litologias na bacia hidrográfica assinalando-se o perímetro de rega.	3
Figura 2.3: Localização dos pontos e respectivas bacias. P1 - barragem dos Minutos, P2 - estação P na intersecção com a ponte da EN114, P3 - estação M.....	4

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2.1. Ocupação do solo na bacia da barragem dos Minutos.....	5
Quadro 2.2. Ocupação do solo na bacia da estação P (ponte EN114) e na bacia que drena para o segmento definido pela barragem dos Minutos e por P (bacia exclusiva de P).....	6
Quadro 2.3. Ocupação do solo na bacia da estação M e na bacia que drena para o segmento definido por P (ponte da EN114) e M (bacia exclusiva de M).....	6

2. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DA RIBEIRA DO ALMANSOR

2.1. ENQUADRAMENTO GEOMORFOLÓGICO

O rio ou ribeira de Almansor nasce aproximadamente a 2 km a Sul de Arraiolos à cota 373 m. A cerca de 30 km da nascente, a Oeste de Montemor-o-Novo, este curso passa a designar-se Ribeira de Canha que é um dos dois principais afluentes da Ribeira de Santo Estevão. Esta ribeira é um afluente da margem esquerda do rio Sorraia que desagua directamente no estuário do Tejo.

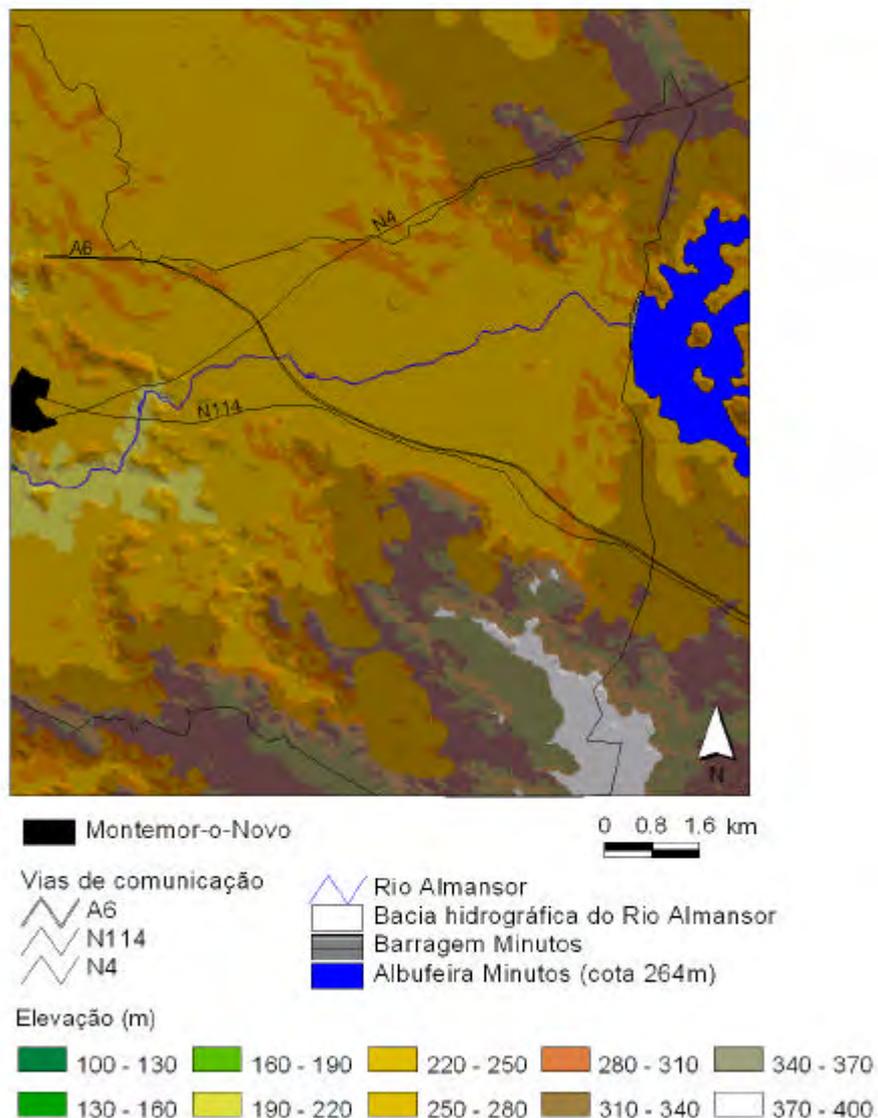


Figura 2.1: Enquadramento geográfico e geomorfológico da ribeira de Almansor.

A bacia até à secção de Montemor-o-Novo, limite da zona de estudo, estende-se entre as altitudes de 400m e 200m, aproximadamente (Figura 2.1). A bacia da margem esquerda é no geral mais elevada, declivosa e larga.

O relevo desta zona inclui-se numa unidade geomorfológica mais ampla denominada peneplanície alentejana. A este e a sul de Montemor-o-Novo situam-se as altitudes mais elevadas que correspondem à extremidade ocidental da serra de Monfurado. O rio Almansor encontra-se encaixado no flanco desta serra.

2.2. ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO E TECTÓNICO

A área de Montemor-o-Novo integra-se na grande unidade tectónica designada por zona Ossa-Morena e dentro desta unidade no maciço de Évora.

As rochas correspondem ao soco interno de uma cadeia montanhosa e apresentam vários graus de metamorfismo. Este metamorfismo, de tipo regional e de idade hercínica, desenvolveu-se progressivamente em função do aumento da temperatura e da pressão. A zona do perímetro de rega dos Minutos é constituída essencialmente por rochas atingidas por metamorfismo regional. As principais rochas existentes no perímetro são as seguintes:

- complexo migmatítico: migmatitos heterogéneos e gnaisses migmatíticos
- dioritos e gabros associados
- tonalitos

Os tonalitos estão encaixados no seio do complexo gnaisso-migmatítico.

Na Figura 2.2 podemos observar as litologias existentes na zona do perímetro de rega. Estas rochas sofreram posteriormente fracturação (tardi-hercínica) representada por um sistema de falhas NNE-SSW, por vezes acompanhado de sistemas de falhas NNW-SSE, que produziram desligamentos. Houve também o preenchimento de diversas fracturas transversais por rochas filonianas (pegmatitos).

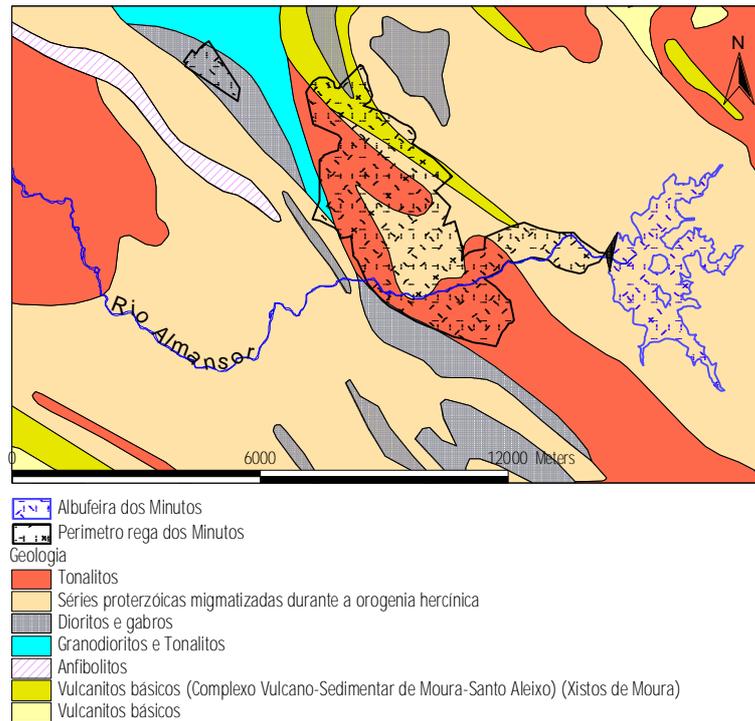


Figura 2.2: Litologias na bacia hidrográfica assinalando-se o perímetro de rega.

2.3. USO DO SOLO

Caracterizou-se a ocupação do solo da bacia relativa a 3 pontos procurando evidenciar distintos padrões na bacia do curso em estudo: barragem dos Minutos, estação P (ponte da EN 114), e estação M (Figura 2.3).

As áreas das bacias de drenagem dos três pontos são: barragem dos Minutos - 94,7 km², Ponte - 142,9 km², Estação M - 177,6 km². Com base no CORINE LAND COVER (2000), na parte superior da bacia, que drena para a barragem dos Minutos, a quase totalidade da ocupação do solo é montado (azinheira e sobreiro) e culturas anuais de sequeiro (Figura 2.4, Quadro 2.1), parte desta área constituindo pastagem. Globalmente este conjunto de ocupações representa mais de 98% da área total desta bacia. Não há áreas urbanas nem industriais e o regadio representa menos de 0,5%. Este conjunto de características permite afirmar que a albufeira dos Minutos e as linhas de água que para ela drenam não estão sujeitas a cargas elevadas de nutrientes, com elevado poder eutrofizante.

Quadro 2.1. Ocupação do solo na bacia da barragem dos Minutos.

Ocupação e uso do solo	Área m ²	Área %
Culturas anuais de sequeiro	52785625	55,73
Florestas de folhosas	31703125	33,47
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	950000	1,00
Olivais	409375	0,43
Culturas anuais de regadio	388125	0,41
Sistemas agro-florestais	8421250	8,89
Vinhas	41250	0,04
Sistemas culturais e parcelares complexos	9375	0,01
Área bacia	94708125	

Para a estação P (na intersecção com a ponte da EN114, ponto 2 nas Figuras 2.3 e 2.4) as características de ocupação do solo da bacia mantêm-se muito semelhantes, (Quadro 2.2). Relativamente à bacia do curso a jusante da barragem, há a referir um aumento da área de regadio (cuja área mais se elevou relativamente aos valores de 2000 devido ao perímetro de rega), de vinha, culturas anuais associadas às culturas permanentes e sistemas culturais e parcelares complexos. A área de arrozal identificada no CORINE de 2000 foi entretanto abandonada. Relativamente às culturas anuais de regadio há a referir milho, beterraba sacarina, sorgo e pontualmente outras culturas como o pimentão; dentro da área regada, sobretudo na margem direita do rio Almansor há ainda a referir outras culturas como plantas ornamentais.

A área urbana e industrial passa a ter nesta parte da bacia alguma expressão embora não indo além de 0,8% da área a jusante da barragem. No geral a estrutura do povoamento é dispersa, sendo sobretudo unidades habitacionais isoladas e/ou construções de apoio a explorações agrícolas (*montes*, sendo os mais importantes Zambujal, Amoreira da Torre, Amoreira de Cima), e existindo também pequenas povoações como Santa Sofia. O facto de algumas explorações pecuárias lançarem nas linhas de água os seus efluentes contribui para a degradação da qualidade da água e do sistema aquático em geral. Acresce ainda a contaminação por águas residuais domésticas, como é o caso do colector dos Foros da Adua, e a presença de gado no leito.

Quadro 2.2. Ocupação do solo na bacia da estação P (ponte EN114) e na bacia que drena para o segmento definido pela barragem dos Minutos e por P (bacia exclusiva de P).

Ocupação e uso do solo	Bacia total		Bacia exclusiva	
	Área m ²	Área %	Área m ²	Área %
Culturas anuais de sequeiro	77211875	54,05	24426250	50,72
Florestas de folhosas	46646250	32,65	14943125	31,03
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	1847500	1,29	897500	1,86
Olivais	409375	0,29	0	0
Culturas anuais de regadio	1746875	1,22	1358750	2,82
Sistemas agro-florestais	12493125	8,75	4071875	8,46
Vinhas	743750	0,52	702500	1,46
Sistemas culturais e parcelares complexos	453750	0,32	444375	0,92
Tecido urbano descontínuo	304375	0,21	304375	0,63
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	635000	0,44	635000	1,32
Indústria, comércio e equipamentos gerais	78125	0,05	78125	0,16
Arrozais	293125	0,21	293125	0,61
Área bacia	142863125		48155000	

A parte terminal da área de estudo, que corresponde à bacia do curso entre a intersecção com a ponte da EN 114 e a estação M (Figura 2.3), corresponde quase exclusivamente à bacia da ribeira da Pintada em que a estrutura da propriedade se altera, diminuído a dimensão das unidades agrícolas e a densidade da ocupação humana sobe significativamente. A densidade de construções é algumas dezenas de vezes superior à encontrada na parte mais a montante da bacia do rio Almansor, associando-se também ao carácter de povoamento sub-urbano (relativo a Montemor-o-Novo).

Quadro 2.3. Ocupação do solo na bacia da estação M e na bacia que drena para o segmento definido por P (ponte da EN114) e M (bacia exclusiva de M)

Ocupação e uso do solo	Bacia total		Bacia exclusiva	
	Área m ²	Área %	Área m ²	Área %
Culturas anuais de sequeiro	83576250	47,07	6364375	18,34
Florestas de folhosas	63608750	35,82	16962500	48,87
Culturas anuais associadas às culturas permanentes	4164375	2,35	2316875	6,68
Olivais	1230625	0,69	821250	2,37
Culturas anuais de regadio	2165625	1,22	418750	1,21
Sistemas agro-florestais	19305000	10,87	6811875	19,63
Vinhas	872500	0,49	128750	0,37
Sistemas culturais e parcelares complexos	731250	0,41	277500	0,80
Tecido urbano descontínuo	304375	0,17	0	0
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações	635000	0,36	0	0
Indústria, comércio e equipamentos gerais	160000	0,09	81875	0,24
Arrozais	293125	0,17	0	0
Agricultura com espaços naturais	525625	0,30	525625	1,51
Área bacia	177572500		34709375	

As culturas de sequeiro nesta área diminuem, conseqüentemente, de forma muito expressiva (apenas 18,36%) Eleva-se a área de folhosas, de espaços agro-florestais, de culturas anuais associadas às culturas permanentes e de olival (Quadro 2.3).Relativamente à componente pecuária, há a referir gado bovino em pastagem e estabelado sendo neste caso as explorações de pequena dimensão. As suiniculturas são, na generalidade, de pequena dimensão sendo as mais importantes a do Monte do Cabido (cerca de 3000 suínos) em que o sistema de tratamento é retenção e espalhamento e, mais afastada, a de Foros da Adua (cerca de 9000 suínos) envolvendo o tratamento lagoas de retenção e câmaras de biogás.

INDICE

3	ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	3-1
3.1	INTRODUÇÃO	3-1
3.2	CARACTERIZAÇÃO DO PERÍMETRO DE REGA	3-2
3.2.1	Rede de Pontos.....	3-2
3.2.2	Análise estatística.....	3-5
3.2.3	Estudo geoestatístico	3-8
3.2.4	Relação das águas subterrâneas com a ribeira de Almansor	3-13
3.2.4.1	Metodologia	3-13
3.2.4.2	Caracterização dos sectores da ribeira de Almansor e relação com poços próximos.....	3-14
3.3	CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA DA REGIÃO DE MONTEMOR-O-NOVO	3-20
3.3.1	Introdução	3-20
3.3.2	lões fundamentais nas águas subterrâneas	3-23
3.3.3	Fácies Hidroquímica.....	3-25
3.3.4	Quimismo e qualidade da água subterrânea	3-26
3.3.5	Nitratos.....	3-39
3.3.6	Sulfatos	3-40
3.4	QUIMISMO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA PROXIMIDADE DA RIBEIRA DE ALMANSOR - RELAÇÃO COM USO DO SOLO E COM QUIMISMO DO RIO	3-41
3.4.1	Introdução	3-41
3.4.2	Métodos	3-41
3.4.3	Resultados	3-42
3.5	UTILIZAÇÃO DE ¹⁸ O COMO TRAÇADOR NA ANÁLISE DE ORIGENS E FLUXOS	3-48
3.5.1	Introdução	3-48
3.5.2	Métodos	3-49
3.5.3	Resultados - composição isotópica da água da albufeira dos Minutos, ribeira de Almansor e poços	3-49
3.6	AVALIAÇÃO DIRECTA DE FLUXOS DE ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA O RIO	3-51
3.7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	3-53
3.8	REFERÊNCIAS	3-57

INDICE DE FIGURAS

Figura 3.1: Rede de pontos de água implementada para este projecto.	3-3
Figura 3.2: Diagramas de caixa dos parâmetros físico-químicos, cota, profundidade e níveis piezométricos dos poços, medidos em Abril de 2002.....	3-5
Figura 3.3: Gráfico do nível piezométrico versus cota.....	3-7
Figura 3.4: Sentidos de fluxo e pontos de água na zona de estudo indicando-se a principal área do perímetro de rega dos Minutos (dados de Abril de 2002).....	3-8
Figura 3.5: Semi-variograma dos valores de pH.	3-9
Figura 3.6: Mapa de pH na área de estudo.....	3-10
Figura 3.7: Representação espacial da condutividade eléctrica.....	3-10
Figura 3.8: Mapa da condutividade eléctrica na área de estudo.	3-12
Figura 3.9: Localização dos sectores A, B e C.....	3-14
Figura 3.10: Fotografia aérea de 1995 do Sector A. A captação pertencente à rede de monitorização está assinalada com o nº 3.	3-15
Figura 3.11: Fotografia aérea de 1995 do sector B. A captação pertencente à rede de monitorização está assinalada com o nº 2.	3-16
Figura 3.12: Fotografia aérea de 1995 do sector C. As captações pertencentes à rede de monitorização estão assinaladas com os nºs 1, 32, 33, 34 e 16.	3-17
Figura 3.13: Zonas de diferente potencial hidrogeológico e localização de pontos de água monitorizados pelo projecto ERHSA.	3-22
Figura 3.14: Diagrama de Piper.	3-25
Figura 3.15: - Diagramas de Stiff.	3-26
Figura 3.16: Diagramas de caixa relativos aos teores de HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , CO_2 e SiO_2 . Estes teores estão representados em mg/l.	3-27
Figura 3.17: Diagramas de caixa relativos ao teor de K (mg/L) e a pH.	3-28
Figura 3.18: Zona Ossa-Morena – ACP:- eixos 1, 2.....	3-32
Figura 3.19: Distribuição geográfica dos pontos de água segundo a sua projecção no 1º eixo.	3-33
Figura 3.20: Sector Montemor – ACP:- eixos 1, 2.....	3-34
Figura 3.21: Sector Montemor- eixos 1, 3 (ACP).	3-35
Figura 3.22: Distribuição geográfica dos pontos de água segundo a sua projecção no 3º eixo da ACP.	3-36
Figura 3.23: Projecção do plano 1, 2 da ACM.....	3-38
Figura 3.24: Distribuição dos teores de nitrato na região de Montemor-o-Novo.....	3-39
Figura 3.25: Distribuição dos teores de sulfato na região de Montemor-o-Novo.	3-40
Figura 3.26: Concentrações de Sódio, Potássio e Magnésio e razão Na/K nos poços.	3-43
Figura 3.27: Relação sódio e potássio (Na/K) nos poços, na ribeira de Almansor e na albufeira dos Minutos.	3-45
Figura 3.28: Variação das concentrações de Nitrato e Fosfato nos poços; refere-se que há sobreposição total dos valores de fosfato dos poços Amoreira e Picota e, de Janeiro 2004 em diante, também de Amendoeira	3-47
Figura 3.29: Locais de instalação dos drenos na ribeira de Almansor (assinalados com setas).....	3-52
Figura 3.30: Representação esquemática dos drenos inseridos nos taludes marginais.....	3-53

INDICE DE QUADROS

Quadro 3.1. Rede de monitorização definida para este projecto. Dados de parâmetros físico-químicos relativos a Abril de 2002.	3-4
Quadro 3.2. Estatísticos univariados - Sector A.....	3-18
Quadro 3.3. Estatísticos univariados- Sector B.....	3-18
Quadro 3.4. Estatísticos univariados- Sector C.....	3-19
Quadro 3.5. Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos sectores da ribeira de Almansor e nos poços mais próximos.....	3-20
Quadro 3.6 – Dados de parâmetros químicos (mg/L) de poços furos e nascentes no concelho de Montemor-o-Novo (ERHSA, 2001).....	3-23
Quadro 3.7- Origens naturais e antropogénicas dos iões fundamentais.	3-24
Quadro 3.8. Matriz de correlação da ZOM - coeficiente de correlação linear de Pearson (azul) e coeficiente de correlação de Spearman (preto).	3-29
Quadro 3.9. Matriz de correlação do sector de Montemor - - coeficiente de correlação linear de Pearson (azul) e coeficiente de correlação de Spearman (preto).	3-30
Quadro 3.10. Divisão das variáveis quantitativas em classes (concentrações dos parâmetros hidroquímicos em mg/L).....	3-37
Quadro 3.11. Poços e uso de solo	3-42
Quadro 3.12. Sódio, Potássio e Magnésio nos poços, na ribeira de Almansor e albufeira dos Minutos.	3-44
Quadro 3.13. Sulfatos e Cloretos nos poços e na ribeira de Almansor.	3-46
Quadro 3.14. Valores de $\delta^{18}\text{O}$ para a Albufeira dos Minutos, Ribeira de Almansor e Poços.	3-50

3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

3.1 INTRODUÇÃO

Nas zonas de regadio, a utilização de fertilizantes aumenta geralmente a salinidade das águas. Também a água que é utilizada para a rega é, normalmente, mais salina que a água da chuva. Estes dois factores implicam uma maior salinização das águas subterrâneas. Se a água infiltrada for drenada por um rio, este aumenta o teor em sais, diminuindo a qualidade da sua água.

Os rios caracterizados por um regime mediterrânico têm uma grande variação dos caudais entre os meses secos e húmidos. No Verão os cursos de água encontram-se no seu nível mais baixo, tendo normalmente, nesta época, os escoamentos subterrâneos um papel primordial para a manutenção destes níveis. Nesta altura do ano, a água infiltrada no perímetro de rega, é importante para a alimentação do rio. Assim, estes rios nas zonas de regadio tornam-se muito vulneráveis à contaminação.

À partida seria expectável que a barragem dos Minutos e o respectivo perímetro de rega tivessem repercussões na qualidade da água subterrânea e na da ribeira de Almansor. É, por isso importante caracterizar a situação antes do enchimento da albufeira e do aumento da área de regadio. Como o aumento do regadio pode provocar um decréscimo da qualidade da água subterrânea é fundamental ter um conhecimento da situação actual para servir de referência.

Esta componente do trabalho tem como finalidade a caracterização do quimismo da água subterrânea e a caracterização hidrogeológica do aquífero no perímetro de rega. Procedeu-se também à caracterização hidroquímica da água subterrânea do concelho de Montemor-o-Novo na situação anterior ao alargamento do perímetro de rega.

Efectuou-se também a caracterização do quimismo em diversos poços associados a diferentes ocupações do solo no sentido de, de forma directa, avaliar as consequências das práticas agrícolas de maior intensidade na qualidade da água subterrânea.

No sentido de contribuir para um melhor entendimento das interacções entre águas subterrâneas e superficiais, efectuou-se ainda uma caracterização da composição isotópica relativamente a ^{18}O , utilizado como traçador de origem da água e fluxos entre componentes do sistema.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO PERÍMETRO DE REGA

3.2.1 Rede de Pontos

A rede de pontos é composta por 35 captações situadas na zona do perímetro de rega dos Minutos. Estas captações situam-se nas bacias hidrográficas da ribeira de Almansor e ribeira do Lavre, ambas pertencentes à bacia hidrográfica do Tejo.

Esta rede de monitorização tem como objectivos fundamentais:

- 1) A definição da hidrodinâmica do sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector de Montemor), (ERHSA, 2001), da zona do perímetro de rega.
- 2) A determinação da contribuição das reservas hídricas subterrâneas para o escoamento superficial.
- 3) A utilização de algumas destas captações na monitorização da qualidade da água subterrânea na zona de regadio e fora dela.

Para a construção desta rede de monitorização teve-se em conta os seguintes critérios:

- 1) Deu-se preferência a captações que não tivessem sistema de bombagem de forma a obter níveis piezométricos fidedignos.
- 2) Tentou-se criar uma rede de captações com uma distribuição homogénea. Este critério foi o mais difícil de concretizar porque não existiam no campo pontos de água suficientes.
- 3) A medição do nível piezométrico (NP) nas captações foi realizada num intervalo curto de tempo de maneira a evitar oscilações climáticas significativas. Neste estudo os dados foram medidos nos dias 3, 12, 17, 18 de Abril 2002.
- 4) Eliminaram-se as captações de demasiadamente difícil acesso.

Além da piezometria também foram medidos nas captações vários parâmetros físico-químicos. Estas medições permitem uma caracterização genérica das características físico-químicas da água subterrânea.

Na Figura 3.1 pode-se observar a distribuição dos pontos de água utilizados apresentando-se as respectivas coordenadas no Quadro 3.1.

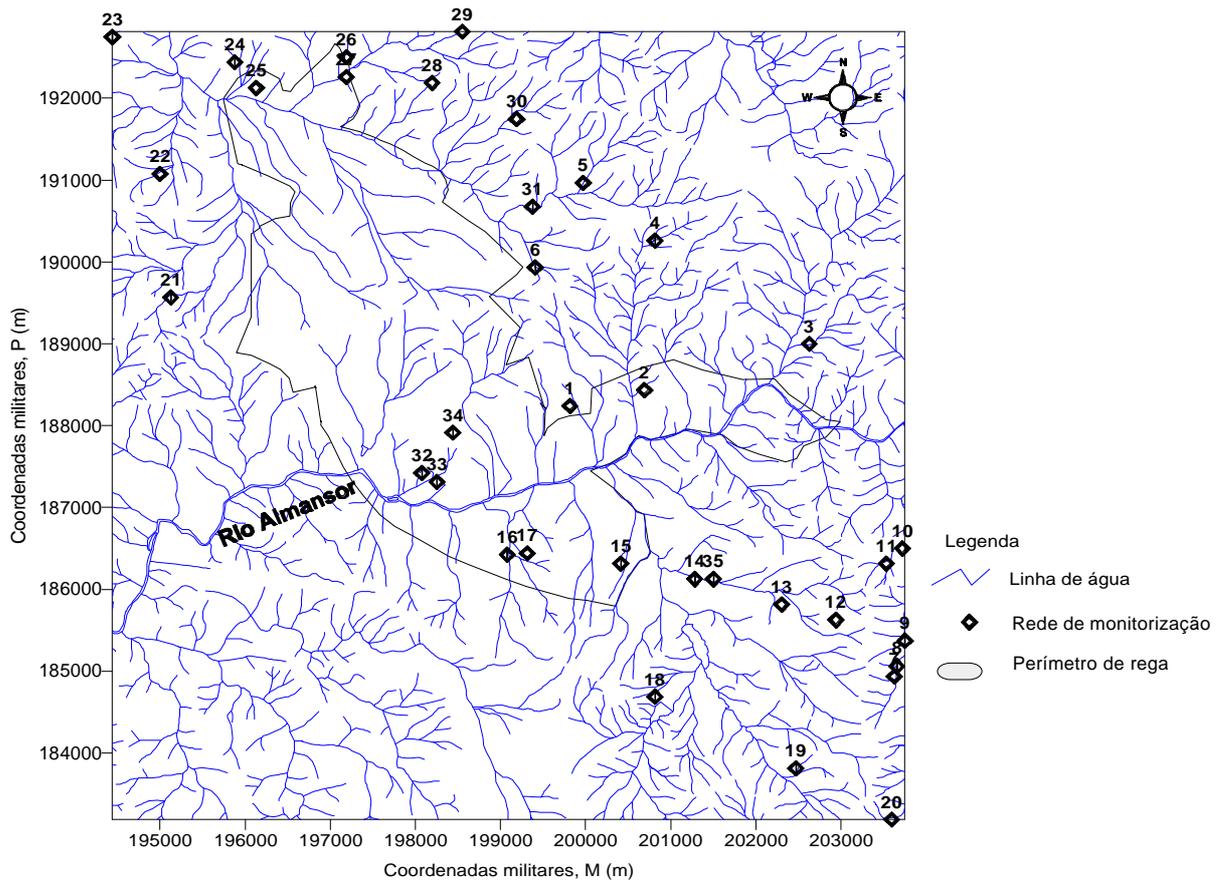


Figura 3.1: Rede de pontos de água implementada para este projecto.

Os parâmetros físico químicos foram medidos em pontos de água que são na maioria poços. Dos pontos de água utilizados no estudo, só duas captações correspondem a furos. Muitos destes pontos de água estão abandonados estando só 12 captações actualmente em uso..

Mediram-se com sondas vários parâmetros físico-químicos “in situ” como pH, oxigénio dissolvido e condutividade eléctrica no sentido de proceder a uma caracterização geral da qualidade da água subterrânea.

Para uma melhor caracterização hidroquímica da região Montemor-o-Novo também foram utilizados dados de parâmetros químicos do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA, 2001). Estes dados de 33 captações não pertencem à rede composta por 35 captações definida para este projecto.

Quadro 3.1. Rede de monitorização definida para este projecto. Dados de parâmetros físico-químicos relativos a Abril de 2002. Prof: Profundidade; Temp: temperatura; Turb: turbidez; OD: oxigénio dissolvido; Cond: condutividade eléctrica; CPz: cota piezométrica.

ID	M (m)	P (m)	LOCALIDADE	Observações de campo	Prof (m)	pH	Tipo de captação	Temp (°C)	Turb (NTU)	OD (mg/L)	Cond (µS/cm)	CPz (m)
1	199812	188205	Monte do Cabido	suinicultura _ fertilização com chorume	4.30	7.75	Poço	14.15	0.20	1.1	1173	250.99
2	200693	188438	Herdade dos Hospitais	pastagem	4.04	7.91	Poço	15.31	0.60	6.1	355	237.37
3	202625	189000	Monte Marim Mendes	água com turvação, férrea	-	7.10	Poço	15.88	15.30	0.2	548	279.25
4	200813	190263	Herdade Serra de Lebres	água para consumo	6.00	7.10	Poço	16.58	2.40	1.2	690	286.92
5	199969	190969	Caminho para o Monte dos Nabos	furo próximo e charca	2.97	6.71	Poço	14.86	1.70	1.5	362	318.63
6	199406	189938	Herdade Pedras Alvas	furo sem bomba	-	7.45	Furo	15.61	8.90	0.2	951	265.76
7	203611	184953	Monte Peromogão	pastagem	4.97	7.68	Poço	16.71	0.20	3.3	365	289.01
8	203682	185063	Peromogão	Regadio; água do poço com lentilhas	4.20	7.55	Poço	13.25	-	0.5	345	293.43
9	203750	185375	Caminho para a Amoreirinha	poço abandonado	6.64	7.95	Poço	12.55	0.40	5.9	362	288.66
10	203719	186500	Albufeira Minutos	poço abandonado; água com lentilhas	8.42	7.39	Poço	14.24	6.30	0.4	587	268.45
11	203504	186319		poço com picota (gado bebe)	7.13	7.58	Poço	13.69	0.50	6.2	729	248.63
12	202938	185626		Gado bovino; abeberamento de gado	5.16	8.05	Poço	13.30	0.20	7.7	340	282.51
13	202297	185813	Pomar (Herdade do Zambujal)	água límpida	5.04	7.57	Poço	13.05	0.40	5.7	416	261.66
14	201309	186118	Ribeira Zambujal	abeberamento de gado	3.68	7.23	Poço	15.47	0.40	1.6	412	257.06
15	200418	186309	Casão	pastagem	4.58	7.56	Poço	11.37	31.70	1.8	190	247.55
16	199076	186427		poço de grande diâmetro com peixes	5.70	8.12	Poço	15.71	3.90	10.3	586	244.60
17	199313	186444	Herdade dos Padres	Pastagem; água do poço turv)	7.16	7.25	Poço	13.24	7.80	11.7	326	267.51
18	200813	184688	Herdade Pégoras	abeberamento de gado	9.00	7.18	Poço	15.15	6.30	6.2	356	306.95
19	202469	183813	Monte da Serra	vinhas	5.61	8.36	Poço	12.91	0.80	12.9	324	282.67
20	203594	183188	Peromogo	pastagem	4.26	7.01	Poço	13.82	5.50	6.0	259	302.05
21	195125	189569	Monte da Terrinha	pastagem (em uso, com tubagem)	5.45	7.58	Poço	15.06	0.50	1.5	531	269.66
22	195000	191075	Monte do Sobral	pastagem proximidade de uma lagoa de decantação (vacaria)	3.12	8.08	Poço	14.29	0.80	5.3	632	263.25
23	194438	192750	Monte Belnafançe	Sistema de bombagem (em uso) pastagem	4.25	7.84	Poço	15.23	1.00	2.9	641	257.05
24	195875	192438	Fonte do Prior	campo de trigo	4.83	7.93	Poço	14.86	0.80	2.2	564	238.15
25	196125	192125	Monte do Prior	Pastagem; água azulada	6.38	9.27	Poço	14.80	4.00	12.9	355	244.01
26	197188	192500	Monte da Caravela	água turva com algas, sistema de bombagem	5.65	7.34	Poço	13.96	2.20	3.7	396	249.16
27	197188	192263	Monte da Caravela	pastagem	6.69	7.89	Poço	15.00	2.40	7.4	424	259.08
28	198194	192188	Sobralinho	água turva	6.35	7.45	Poço	14.41	12.40	6.5	253	269.67
29	198550	192813	Serrões de Trás		5.20	7.06	Poço	15.22	3.60	1.4	738	307.50
30	199188	191750	Azinheirinha	Água com lentilhas; pastagem	4.30	6.97	Poço	13.99	1.30	0.8	582	294.40
31	199375	190675	Herdade das Pedras Alvas	próximo de charca	-	7.00	Furo	16.74	0.50	0.3	1307	278.26
32	198080	187478	Quinta da Amoreira da Torre	poço de grande diâmetro; zona de regadio	7.17	7.84	Poço	15.40	2.30	9.0	634	226.80
33	198253	187345	Quinta da Amoreira da Torre	poço de grande diâmetro; zona de regadio (gota-a-gota); vinha	6.96	7.75	Poço	15.49	0.30	10.9	438	231.62
34	198404	187911	Monte Amoreira de Cima		5.35	8.47	Poço	15.06	2.20	11.5	379	245.17
35	201458	186077	Ribeira Zambujal	próximo linha de água (tem peixes)	5.10	7.68	Poço	17.98	11.50	16.8	472	257.04

3.2.2 Análise estatística

Na análise estatística univariada, os parâmetros físico-químicos (cf. Quadro 3.1) foram representados em diagramas de caixa (*box-plots*) porque esta representação permite a utilização de medidas estatísticas robustas. Na Figura 3.2 apresentam-se os diagramas de caixa de parâmetros como pH, condutividade eléctrica, profundidade, nível piezométrico, cota e oxigénio dissolvido.

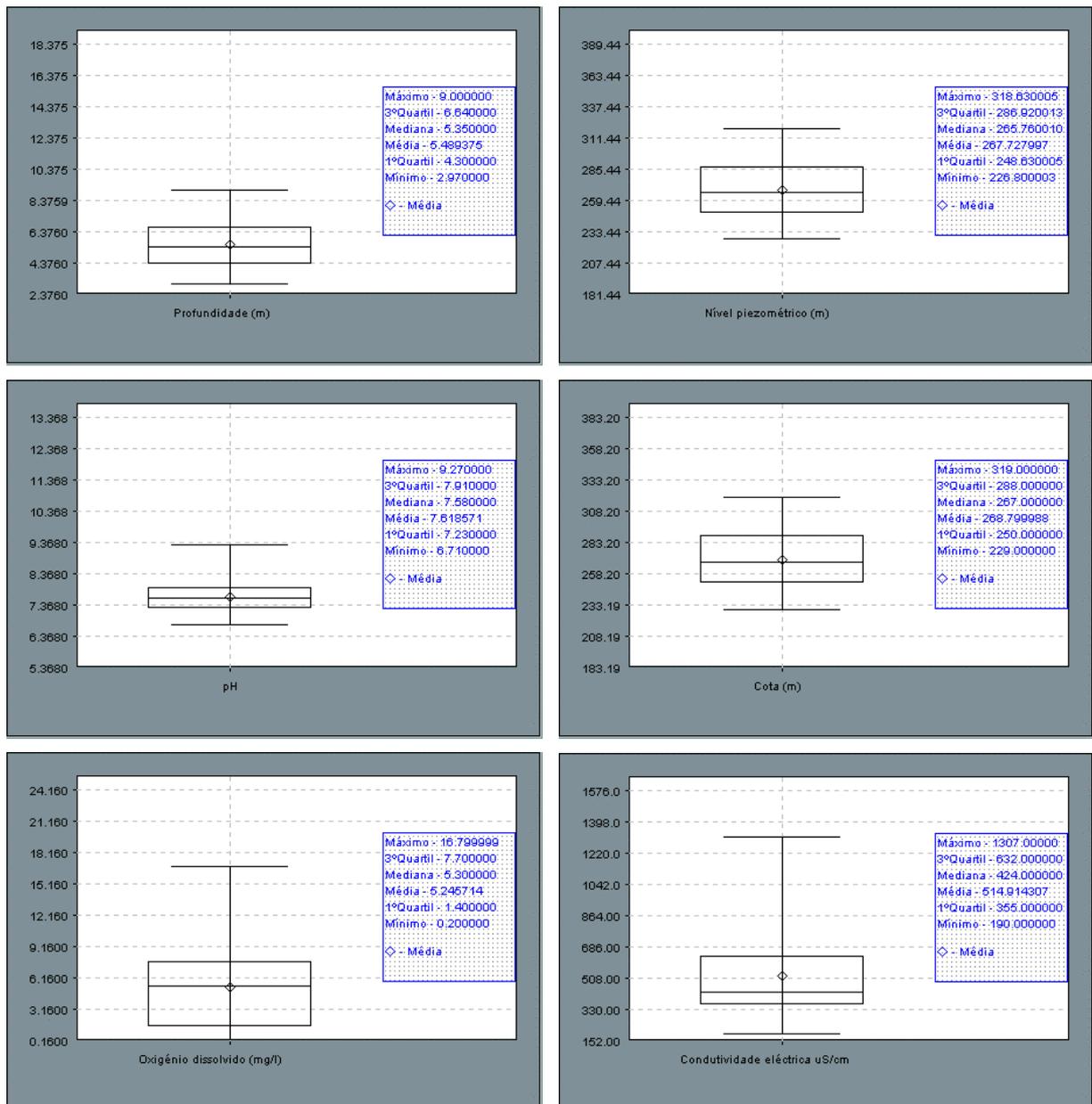


Figura 3.2: Diagramas de caixa dos parâmetros físico-químicos, cota, profundidade e níveis piezométricos dos poços, medidos em Abril de 2002.

Com base no Quadro 3.1 e na Figura 3.2 pode-se fazer a seguinte análise:

- A profundidade apresenta uma assimetria positiva em que a média e a mediana apresentam valores idênticos. Os poços têm uma profundidade média de 5,5 m. Esta análise foi apenas efectuada para os poços porque os dois furos estudados têm uma profundidade superior a 50 m, não tendo sido possível medir em campo o valor deste parâmetro.
- O nível piezométrico tem uma distribuição tendencialmente simétrica em que a maioria dos valores estão compreendidos entre 249 e 287 m.
- As cotas estão compreendidas entre 250 a 288 m (1º e 3º quartis).
- O pH das águas é predominantemente alcalino apresentando uma assimetria positiva. O facto de, dentro desta região, o pH variar entre 6,7 e 9,3 significa que este é grandemente função da actividade biológica nos poços; nesse sentido, há que considerar que alguns aspectos do quimismo estão associados ao *ruído* provocado pela intensa actividade fotossintética (que explica os valores muito elevados de pH) ou, pelo contrário, respiração e ausência de fotossíntese (o que pode justificar aqui os valores mais baixos de pH). Este parâmetro revela, pois, uma elevada heterogeneidade.
- O oxigénio dissolvido tem uma assimetria positiva. A mediana tem o valor de 5,3 mg/L. Os valores de marcada sobre-saturação ou sub-saturação (que nos valores mais baixos se aproxima da anóxia) reforça a interpretação sobre a relevância da actividade biológica em diversos poços. O quimismo não pode, pois, ser lido como um sinal *limpo*, simplesmente resultante da contribuição de geologia, solos e eventual impacto das actividades humanas. A interferência dos processos biológicos em diversos destes poços leva a que representem, de alguma forma, uma situação mista entre um corpo de água subterrâneo e um superficial com o respectivo biota associado. A variação traduz necessariamente uma grande heterogeneidade numa escala espacial relativamente reduzida.
- A condutividade é um parâmetro que não reflecte os processos biológicos que podem ter lugar em cada poço, tendo por isso um comportamento consideravelmente conservativo. A grande variação observada para este parâmetro (extremos 190 e 1307 $\mu\text{S/cm}$, 1º quartil 355 $\mu\text{S/cm}$ e 3º quartil 632 $\mu\text{S/cm}$) evidencia uma heterogeneidade que nesta escala espacial não pode deixar de evidenciar desde logo a importância da actividade agro-pecuária nalgumas zonas da área de estudo e que está na origem dos valores mais elevados.

O nível piezométrico e cota dos pontos de água permitem definir o tipo de aquífero da zona de perímetro de rega. Para tal basta saber se estes dois parâmetros estão correlacionados. Na Figura 3.3 verifica-se que estes dois parâmetros estão muito correlacionados.

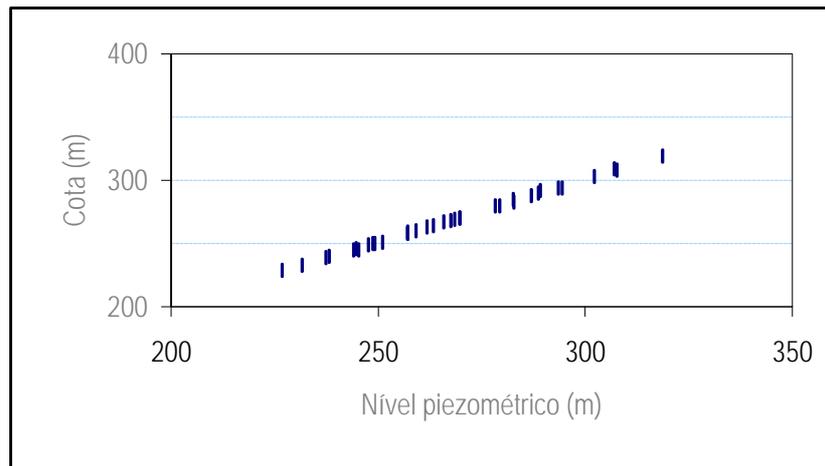


Figura 3.3: Gráfico do nível piezométrico versus cota.

Como estes dois parâmetros se encontram muito correlacionados, o aquífero na zona do perímetro de rega, para a profundidade média de 5,5 m, é livre. Num aquífero livre a superfície piezométrica corresponde ao tecto do aquífero, encontrando-se a água à pressão atmosférica.

Na Figura 3.4 estão representados os principais diferentes sentidos de fluxo na principal área do perímetro de rega e envolvente.

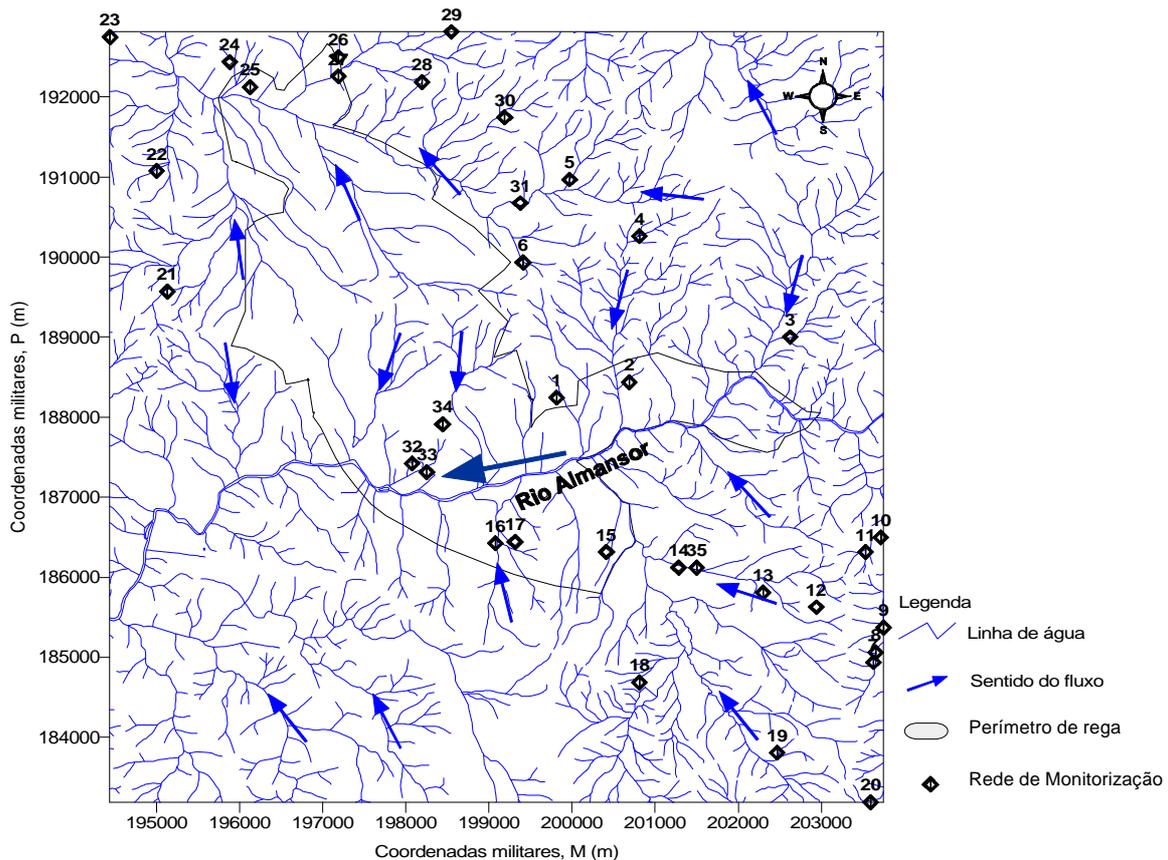


Figura 3.4: Sentidos de fluxo e pontos de água na zona de estudo indicando-se a principal área do perímetro de rega dos Minutos (dados de Abril de 2002).

3.2.3 Estudo geoestatístico

O estudo geoestatístico tem como objectivo a caracterização da dispersão espacial de parâmetros como pH e condutividade eléctrica. Os dados que temos destes parâmetros são discretos e limitados, no entanto necessitamos avaliar a sua distribuição espacial no aquífero. A utilização de um variograma permite caracterizar e quantificar o modo como se dispersam estes parâmetros espacialmente e serve de base aos processos de inferência espacial/ estimação, como a krigagem.

Para a avaliação do grau de anisotropia do pH foi utilizado um modelo esférico do variograma. O modelo esférico do variograma é um dos modelos mais usuais em geoestatística e permite a definição de um patamar a partir do qual os valores de pH deixam de estar correlacionados com o aumento da distância (h). Este patamar coincide normalmente com a variância deste parâmetro ($z(x)$). No variograma a distância a partir da qual os valores de pH param de crescer designa-se amplitude ($h=a$).

Foi adoptado um semivariograma para a direcção NW (-60°). Foram utilizadas outras direcções, mas esta provou ser a mais indicada. Na Figura 3.5 podemos observar o variograma ajustado para a zona do perímetro de rega. Neste variograma verifica-se que a amplitude é de 2500 m o que significa que a partir desta distância os valores de pH deixam de estar correlacionados. Neste variograma não foi utilizado o efeito de pepita.

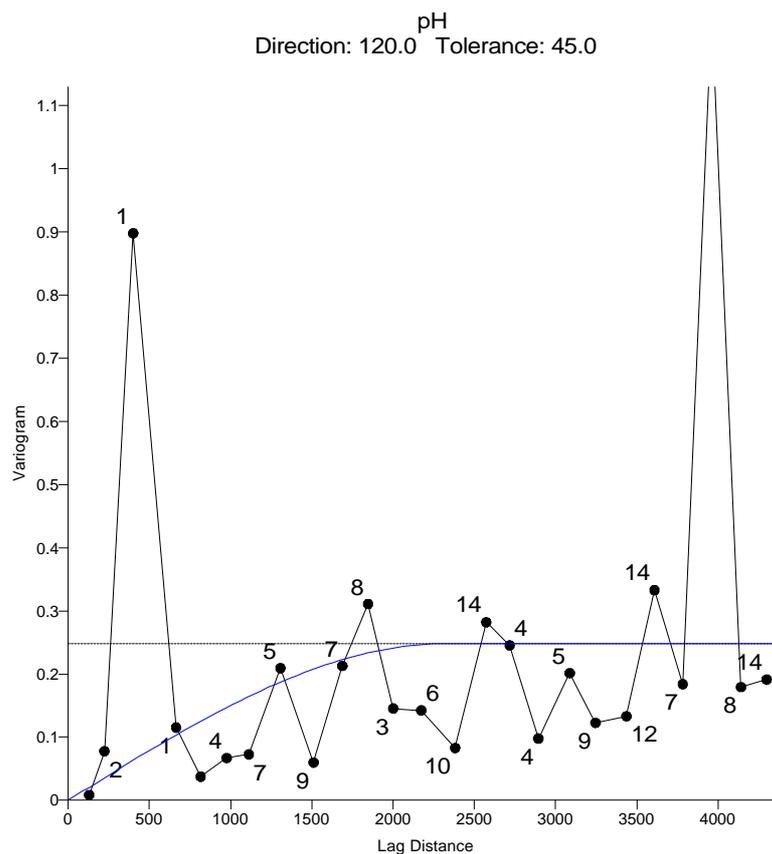


Figura 3.5: Semi-variograma dos valores de pH.

Pretendeu-se elaborar mapas dos valores de pH e condutividade eléctrica no perímetro de rega. Para a elaboração do mapa do pH foi utilizada a krigagem em função do modelo de variograma atrás definido. A partir da utilização do variograma foi definida uma elipse de “procura” que define os pontos vizinhos a serem interpolados na krigagem normal. Os parâmetros desta elipse foram calculados com base nos parâmetros definidos no variograma

Como a malha dos pontos de água não é regular, é necessário definir as zonas onde não há informação suficiente (busca por quadrantes).

Na Figura 3.6 apresenta-se o mapa de pH do perímetro de rega. Analisando o mapa de pH observa-se que na parte norte do perímetro de rega é onde se encontram os valores de pH mais alcalinos. Esta parte do perímetro de rega mais alcalina não faz parte da bacia hidrográfica da ribeira de Almansor. Na parte inserida na bacia hidrográfica da ribeira de Almansor temos duas áreas (a norte e a sudeste da ribeira de Almansor) com o valor de pH máximo de 8,4. A região do perímetro de rega apresenta uma gama de valores de pH de alcalino (9) a fracamente ácido (6,6).

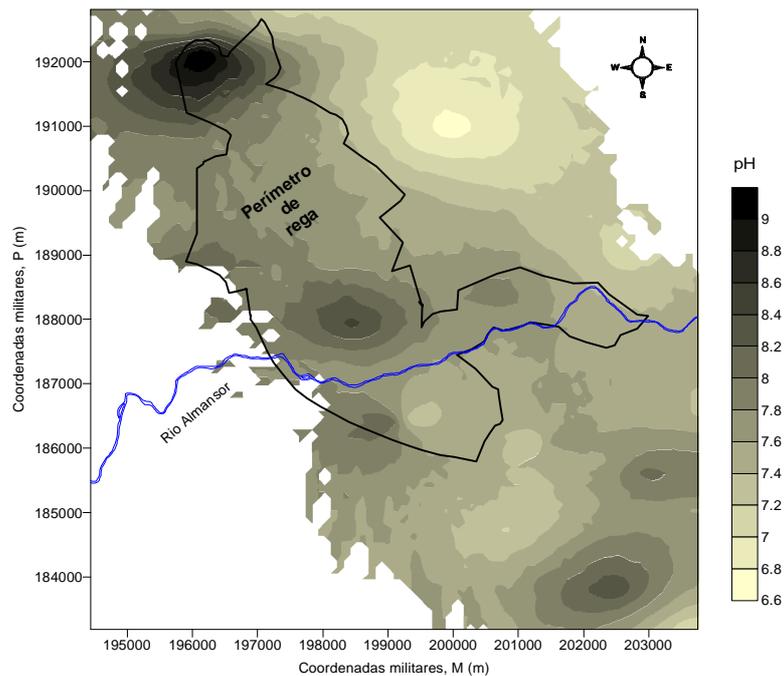


Figura 3.6: Mapa de pH na área de estudo.

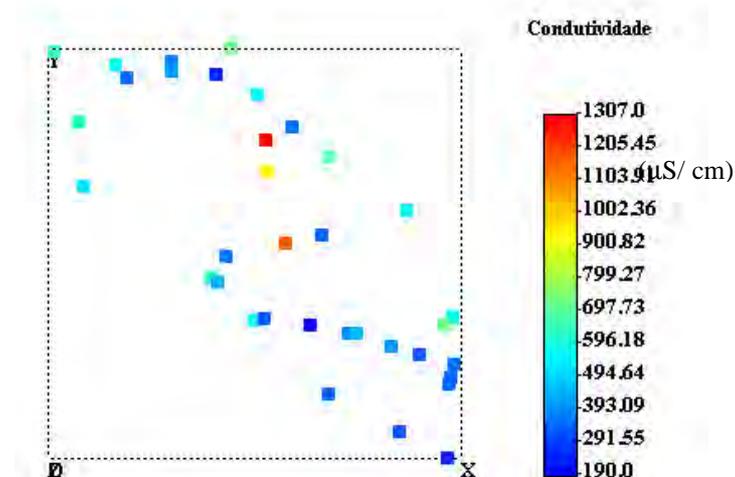


Figura 3.7: Representação espacial da condutividade eléctrica.

Na Figura 3.7 representa-se em planta o conjunto dos valores de condutividade dos pontos de água da rede de monitorização.

Para a execução do mapa da condutividade eléctrica não se considerou o grau de anisotropia desta variável, na krigagem normal.

Foi definido um círculo de “procura” mas desta vez calcularam-se os parâmetros desta com base em critérios isotrópicos. Na Figura 3.8 apresenta-se o mapa da condutividade eléctrica. Verifica-se que os valores mais elevados de condutividade se encontram a NE da região em estudo. A norte da ribeira de Almansor os valores de condutividade são mais elevados. No perímetro de rega os valores deste parâmetro variam de 150 a 1050 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Segundo PIGS (2003), o sistema de lagunagem é o principal processo de tratamento do efluente das suiniculturas, sendo as condições quase sempre muito distantes do que seria ideal. O destino final do efluente é na maioria das vezes o espalhamento.

A captação 1 situa-se no monte do Cabido, junto a uma exploração suinícola de ciclo fechado (ADENE, 2003).

As captações 6 e 31 localizam-se na herdade de Pedras Alvas onde, segundo ADENE (2003), existe uma exploração de bovinos de leite em que o chorume é normalmente aplicado em terrenos da própria exploração ou em propriedades vizinhas.

O facto dos valores de condutividade eléctrica mais elevados serem observados em zonas de explorações pecuárias (pontos de água 1, 6 e 31 - ver Figura 3.8) em que os efluentes são objecto de retenção e espalhamento sugere uma relação de causa-efeito. Os pontos de água 6 e 31 pertencem à bacia hidrográfica da ribeira de Lavre e o ponto de água 1 pertence à bacia hidrográfica da ribeira de Almansor.

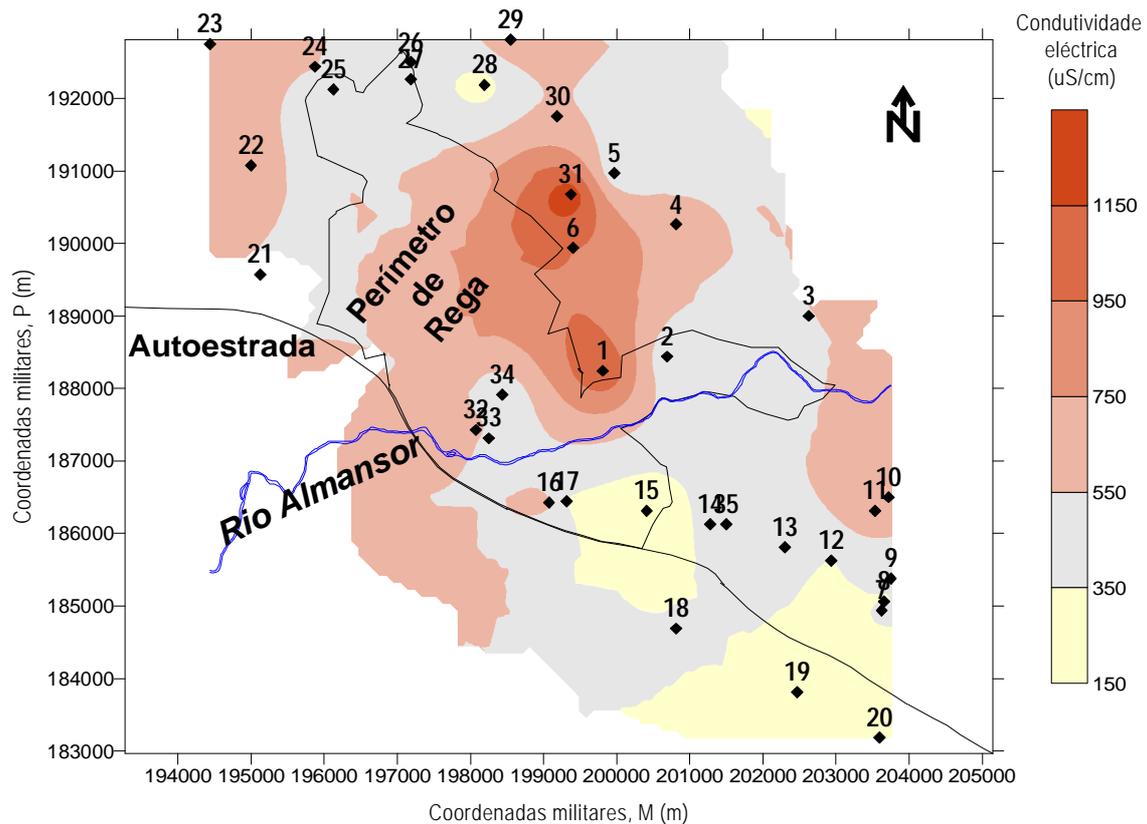


Figura 3.8: Mapa da condutividade eléctrica na área de estudo.

Confrontando os mapas destes dois parâmetros com o uso do solo (cf. Quadro 3.1, Cap.8, Relatório da Albufeira dos Minutos e Contaminação da Água Subterrânea) conclui-se que:

- Os valores mais elevados de condutividade eléctrica situam-se em zonas de regadio em que há espalhamento de efluentes pecuários – pontos 1, 6 e 31 . Na herdade da Amoreira da Torre (pontos 32 e 33), as culturas são irrigadas (vide Quadro 3.1), mas os poços apresentam condutividades eléctricas baixas; as mais elevadas condutividades parecem assim estar associadas ao espalhamento de efluentes pecuários.
- O valor de pH mais alcalino situa-se numa área próxima de uma zona de regadio. Os valores de pH mais baixos encontram-se nas áreas de sequeiro.

3.2.4 Relação das águas subterrâneas com a ribeira de Almansor

Pretendeu-se averiguar, de uma maneira expedita, se existe contribuição da drenagem dos aquíferos, nos meses secos, na ribeira de Almansor. Nesta época, a precipitação não é suficiente para os gastos da evapotranspiração, estando os solos secos e ávidos de água. Como tal, a caracterização físico-química da água dos pegos da ribeira de Almansor e a dimensão dos mesmos pode fornecer indícios sobre a existência de recarga pelos aquíferos.

3.2.4.1 Metodologia

No final do mês de Julho e início do mês de Agosto de 2002 percorreu-se o leito da ribeira de Almansor desde a barragem dos Minutos até à herdade do Cabido.

Estando a albufeira dos Minutos em fase de enchimento e não havendo alimentação do rio por parte da albufeira procedeu-se à caracterização deste curso de água em período seco.

Esta caracterização compreendeu o levantamento dos pegos e áreas secas e a caracterização geral das características físico-química da água nos pegos. Também se inventariou o uso do solo na área junto ao rio.

A seguir, e de acordo com a morfologia dos pegos encontrados e o uso do solo na margem, dividiu-se o rio em três sectores (A, B e C).

É importante salientar que esta metodologia funciona como uma abordagem exploratória a um problema particularmente complexo. Outras componentes do estudo complementam este tipo de análise.

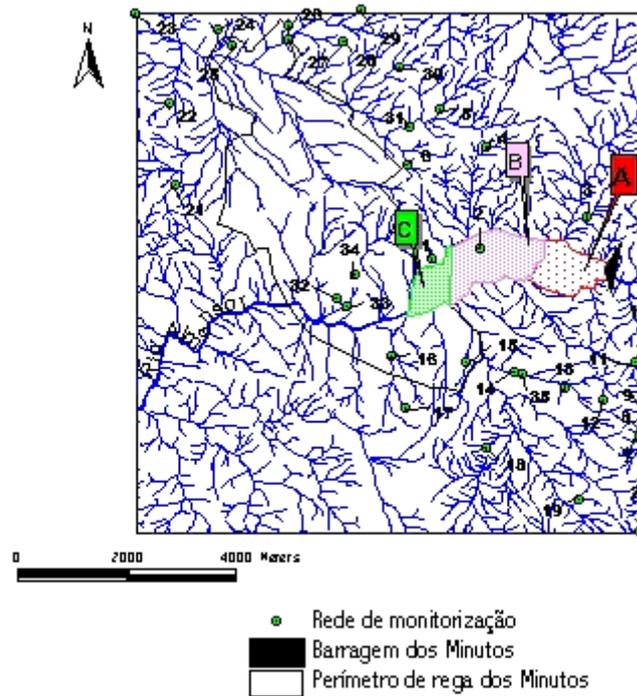


Figura 3.9: Localização dos sectores A, B e C.

3.2.4.2 Caracterização dos sectores da ribeira de Almansor e relação com poços próximos

Os três sectores foram delimitados por terem características distintas relativamente a uso do solo, morfologia dos pegos e fontes de poluição.

No sector **A**, a ribeira de Almansor possui grandes áreas secas e é o sector que tem os pegos de dimensão mais reduzida. Em termos de uso do solo esta área é usada para pastagem. Esta zona tem assim, como principal fonte de poluição o gado bovino (cerca de 100 a 150 cabeças) uma vez que neste período circulava no leito do rio sem qualquer impedimento. Como esta área é usada tradicionalmente para pastoreio só existe uma captação pertencente à rede de pontos utilizada.

Dos três sectores estudados este é o mais arborizado como se pode verificar na fotografia aérea (Figura 3.10:).

Neste sector foi detectado no leito do rio uma nascente de água férrea.

Foi assinalada na Figura 3.10: um filão granito-pegmatito porque estas rochas possuem, normalmente, um bom potencial hidrogeológico. De acordo com a *Notícia*

Explicativa da Folha 35-D do Instituto Geológico e Mineiro estes filões apresentam uma granulariedade grosseira. Tal facto, implica que estas rochas são mais frágeis tornando-as mais permeáveis. No sector A, o filão granito- pegmatito encontra-se inserido nos migmatitos heterogéneos, constituindo estes últimos a litologia dominante.

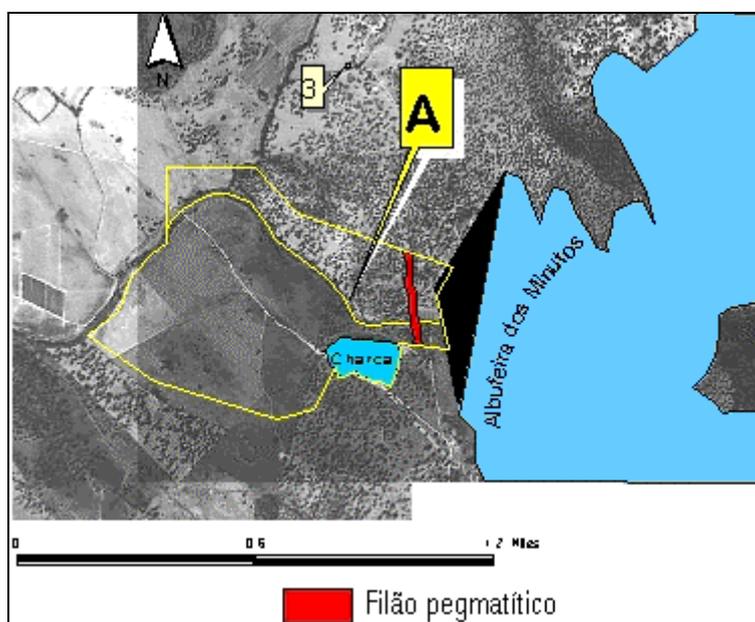


Figura 3.10: Fotografia aérea de 1995 do Sector A. A captação pertencente à rede de monitorização está assinalada com o nº 3.

O sector **B** está numa área de regadio em que existem três charcas escavadas no leito da ribeira de Almansor. Duas destas charcas são usadas para a rega gota-a-gota de uma vinha. Durante o trabalho de campo, tomou-se conhecimento de que um furo contribuía para a recarga directa de uma das charcas dentro do rio durante os dias úteis, e que, durante o fim de semana, essa charca recupera os níveis sem a alimentação da água subterrânea (ver Figura 3.11:).

Este sector possui pegos extensos, embora de profundidade reduzida.

No sector B, afloram rochas compactas e fissuradas, portanto a infiltração, a circulação e o armazenamento das águas subterrâneas dão-se nas discontinuidades e nas zonas alteradas da rocha. Existindo um aluvião e duas falhas sub-verticais¹, este sector pode ser propício ao estudo do escoamento subterrâneo com traçadores.

¹ A informação destas falhas geológicas foi retirada da Carta Geológica 36-C à escala 1/50 000.

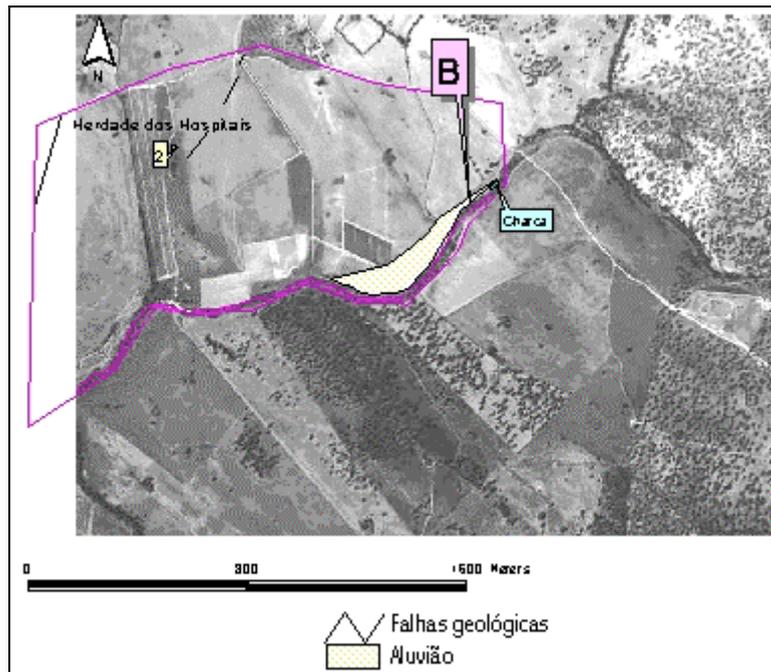


Figura 3.11: Fotografia aérea de 1995 do sector B. A captação pertencente à rede de monitorização está assinalada com o nº 2.

No sector **C**, a ribeira de Almansor sofreu uma modificação na sua morfologia porque ao longo do rio existe uma charca de grande dimensão colada à margem direita do rio. Este sector caracteriza-se por um extenso regadio, com culturas como o milho e a beterraba sacarina. Neste sector, temos como um dos focos de poluição o espalhamento de águas residuais provenientes de uma exploração suinícola. Esta exploração situa-se próxima do Monte do Cabido e pertence à herdade do Cabido.

Na Figura 3.12: observa-se uma forma circular que é formada pela utilização do sistema de rega por aspersão. Sendo esta fotografia aérea de 1995 pode-se afirmar que desde esta data até 2002 esta área foi utilizada para agricultura de regadio.

Embora não pertençam ao sector C, os pontos de água 32 e 33 situam-se numa área de regadio; durante o período seco estas captações são alimentadas por água superficial proveniente de uma charca. Também nesta área situam-se duas captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público.

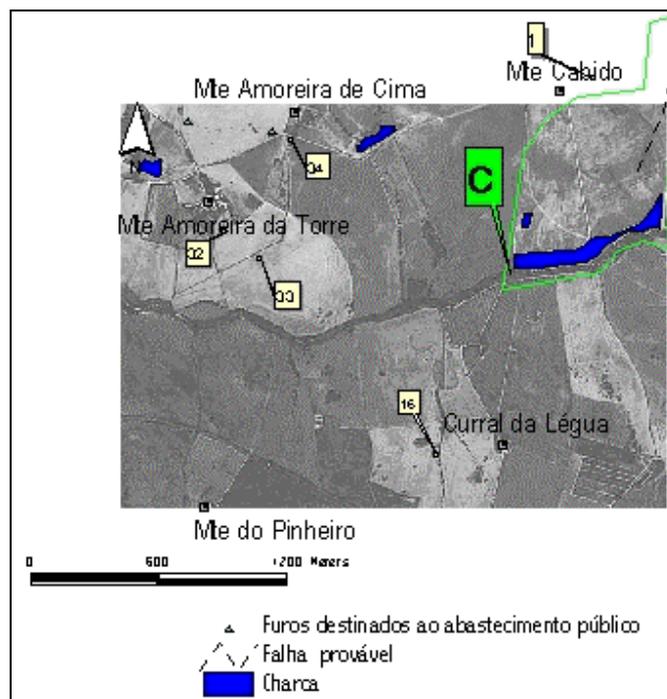


Figura 3.12: Fotografia aérea de 1995 do sector C. As captações pertencentes à rede de monitorização estão assinaladas com os nº s 1, 32, 33, 34 e 16.

Apresenta-se seguidamente uma caracterização físico-química dos troços da ribeira de Almansor estudados.

Foram medidos nos pegos diversos parâmetros, tais como profundidade, largura, pH, condutividade eléctrica e oxigénio dissolvido.

Sector A

No Quadro 3.2. pode-se observar os principais estatísticos (média, mediana, máximo, mínimo) referentes ao troço da ribeira de Almansor- sector A. Nesta parte do rio só se contabilizaram 8 pegos e uma nascente. Esta nascente encontra-se inserida num pego.

Na análise estatística foram usados os dados dos pegos, da nascente e de um ponto de recolha localizado na albufeira dos Minutos junto à barragem.

A partir da observação do Quadro 3.2, conclui-se que:

- Os pegos apresentam uma profundidade mediana reduzida, de 0,25 m.
- A largura mediana é igual à média e de valor 4 m.

Quadro 3.2. Estatísticos univariados - Sector A

Parâmetro	unidade	n	Média	Mediana	Mínimo	Máximo
Profund	m	8	0,41	0,25	0,10	1,00
Largura	m	8	4,00	4,00	2,00	7,00
pH		10	7,56	7,34	6,93	8,,59
Oxig.dissolv.	%	10	30,79	7,10	1,20	101,30
Condutiv.	µS/cm	10	575	500	437	1210

- O pH da água dos pegos é ligeiramente básico. O valor de pH mais elevado corresponde ao valor medido na charca (8,59) e o valor mais baixo é relativo à nascente (6,93).
- A condutividade eléctrica mediana é igual a 500 µS/cm. O valor máximo de 1210 µS/cm situa-se num pego a que o gado bovino tinha acesso.
- Existe uma significativa variação dos valores de oxigénio dissolvido na água que são sempre sub-saturados. Parte dos pegos possui um ambiente redutor.

Neste sector do rio, os pegos têm uma profundidade reduzida e, nalguns anos, a maior parte pode mesmo secar.

Sector B

No Quadro 3.3 indicam-se os principais estatísticos correspondentes ao sector B.

Quadro 3.3. Estatísticos univariados- Sector B

Parâmetro	unidade	n	Média	Mediana	Mínimo	Máximo
Profund	m	20	0,45	0,40	0,15	1,50
Largura	m	20	2,33	2,00	1,00	8,00
pH		20	7,33	7,30	7,04	7,83
Oxig.dissolv.	%	20	21,80	11,10	1,00	88,30
Condutiv.	µS/cm	20	528	521	412	721

Com base no Quadro 3.3 verifica-se que:

- Neste sector, os pegos têm uma profundidade superior aos do sector A, apresentando uma profundidade mediana de 0,40 m. No entanto, são maioritariamente mais estreitos (largura mediana igual a 2 m).
- As águas, neste sector, são ligeiramente alcalinas.
- O oxigénio dissolvido encontra-se sub-saturado em todos os pontos.
- O valor médio da condutividade eléctrica (528 $\mu\text{S}/\text{cm}$), aproximadamente igual ao valor mediano, é muito semelhante ao do sector A.

De um modo geral, no sector B existe uma maior homogeneidade nos parâmetros físico-químicos dos parâmetros estudados.

Sector C

No Quadro 3.4 podem observar-se os principais estatísticos correspondentes ao sector C, zona onde se observaram também significativas alterações na morfologia do curso.

Quadro 3.4. Estatísticos univariados- Sector C

Parâmetro	unidade	Média	Mediana	Mínimo	Máximo
Profund	m	0,52	0,43	0,10	1,60
Largura	m	3,80	3,50	1,50	8,00
pH		7,42	7,30	7,00	7,90
Oxig.dissolv.	%	37,8	32,8	1,9	109,4
Condutiv.	$\mu\text{S}/\text{cm}$	593	575	483	960

Com base no Quadro 3.4 verifica-se que:

- Neste sector, os pegos têm uma profundidade um pouco superior aos do sector B, apresentando uma profundidade mediana de 0,42 m. No entanto, são maioritariamente mais estreitos (largura mediana igual a 3,8 m).
- As águas, neste sector, são ligeiramente alcalinas.
- O oxigénio dissolvido encontra-se sub-saturado na maioria dos pontos.
- O valor médio da condutividade eléctrica (593 $\mu\text{S}/\text{cm}$), ligeiramente superior aos dos sectores anteriores.

Para a mesma data em que foram efectuadas as caracterizações nos sectores fluviais referidos foram igualmente obtidas as condutividades nos poços que mais directamente estão associados a esses sectores (Quadro 3.5).

Quadro 3.5. Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos sectores da ribeira de Almansor e nos poços mais próximos

Zona da ribeira	Condutividade na ribeira			Condutividade nos poços
	Min-Máx	Média	Mediana	
Sector A	437-1210	575	500	poço 3: 590
Sector B	412-721	528	521	poços 2: 349
Sector C	483-960	593	575	poço 1: 1400 (poço 15: 315)

Da análise do Quadro 3.5 ressalta o facto de não ser evidente a relação entre a condutividade nos poços e as dos pegos. Desde logo a enorme variabilidade de condutividades nos vários pegos em cada sector indicia a dificuldade deste tipo de análise. Por outro lado, há impactos directos sobre os pegos (gado no leito do rio, colónias de garças) que em grande medida mascaram o sinal da contribuição subterrânea, mesmo que esta tivesse uma expressão efectiva.

Embora o valor máximo no sector C seja inferior ao do sector A, é naquele sector que se observa uma maior condutividade média, o que poderá ser atribuível à elevada mineralização da água subterrânea proveniente da Herdade do Cabido (margem direita). De qualquer modo, sendo a água em cada troço o resultado da água de montante, e das entradas de água subterrânea ou sub-superficial de ambas as margens, há uma mistura de águas de características distintas a que se junta ainda o efeito da evaporação e dos processos à escala local, como referido.

A questão da conectividade subterrâneo-superficial é retomada mais à frente neste capítulo.

3.3 CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA DA REGIÃO DE MONTEMOR-O-NOVO

3.3.1 Introdução

Como anteriormente referido, esta parte do estudo tem como finalidade a caracterização hidroquímica da água subterrânea do concelho de Montemor-o-Novo antes do perímetro de rega ser alargado.

Também foram analisados neste estudo dados que, embora se situem no concelho de Montemor, estão afastados da zona de influência da barragem e do perímetro de rega. Estes últimos dados serviram para uma caracterização hidroquímica mais abrangente que possibilite um entendimento do meio a uma escala maior (escala regional).

Os dados utilizados para a elaboração deste estudo foram retirados de uma base de dados elaborada no âmbito do Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo (ERHSA), e relativa ao período 1996/1999.

Esta base de dados tem informação relativa a pontos de água (nascentes, poços e furos) da região do Alentejo (vide Quadro 3.6).

Para este trabalho só foram usados valores de pontos de água que obedecessem aos seguintes critérios:

- Serem pontos de água situados no concelho de Montemor-o-Novo que pertencessem à bacia hidrográfica do rio Tejo.
- Serem pontos de água com informação completa dos parâmetros hidroquímicos, parâmetros esses que correspondem a:
 - Catiões, como cálcio (Ca^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+) e magnésio (Mg^{2+}).
 - Aniões, como nitrato (NO_3^-), bicarbonato (HCO_3^-), cloro (Cl^-) e sulfato (SO_4^{2-}).
 - Outros parâmetros, como sílica (SiO_2), dióxido de carbono dissolvido (CO_2) e pH.
- As datas das colheitas de amostras para a análise química serem o mais próximas possíveis entre si (Dezembro 1997 e Janeiro 1998); embora estes valores sejam anteriores ao presente estudo, estando disponíveis entendeu-se útil a sua utilização porque permitem uma leitura numa escala mais vasta, regional.

Os pontos de água seleccionados, 33 ao todo, alguns dos quais na área do perímetro de rega, localizam-se em zonas de potencial hidrogeológico diferente:

- ◆ Rochas ígneas e metamórficas (Zona Ossa-Morena)
- ◆ Sistema aquífero- Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo)

Estas zonas foram delimitados durante os trabalhos do projecto ERHSA.

Na Figura 3.13: apresenta-se a área de maior potencial hidrogeológico delimitada no projecto ERHSA (2001) e as rochas circundantes de menor aptidão designadas neste trabalho, genericamente, por “Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona Ossa-Morena - ZOM”.

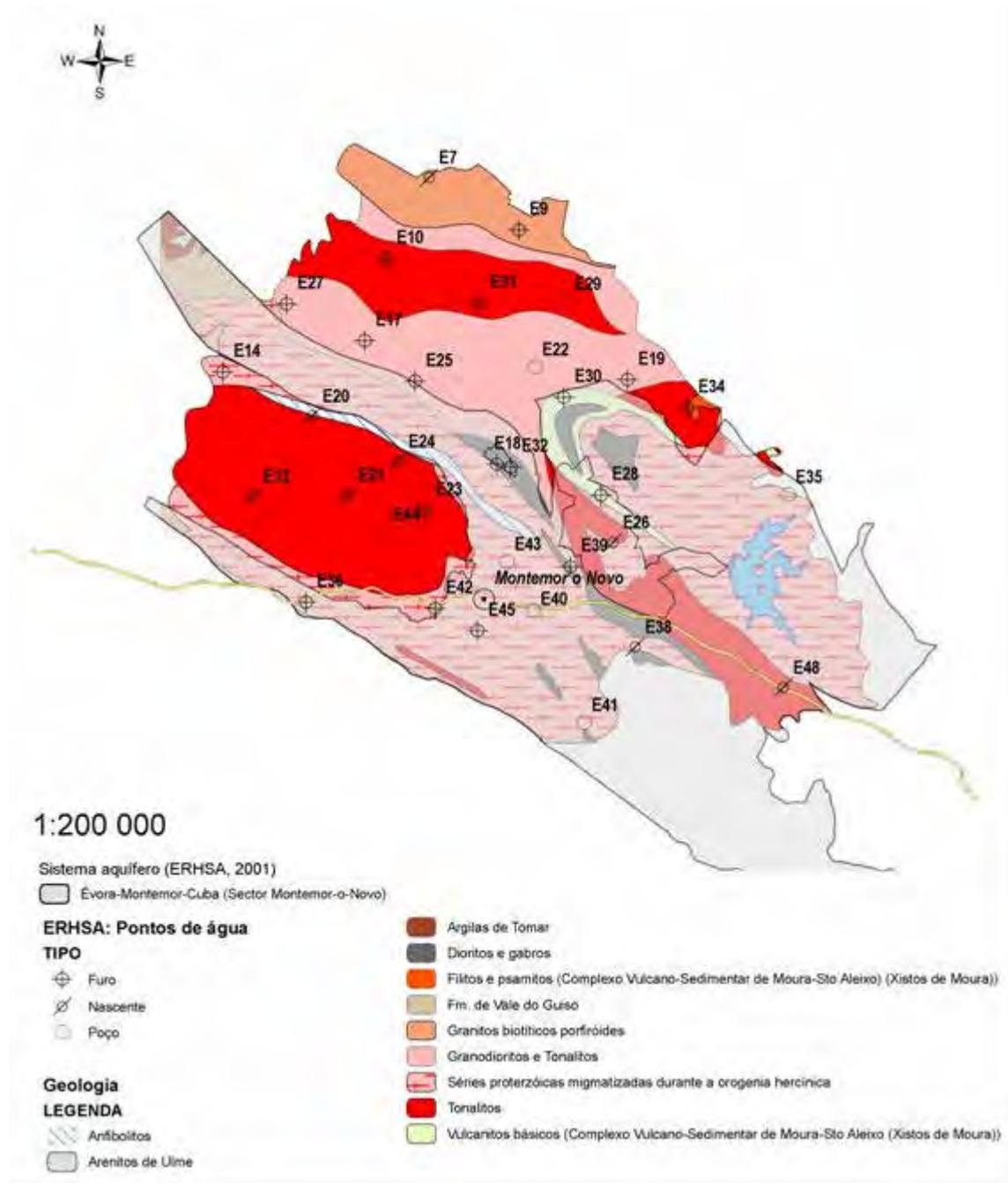


Figura 3.13: Zonas de diferente potencial hidrogeológico e localização de pontos de água monitorizados pelo projecto ERHSA.

A maioria dos pontos de água - 19 - situa-se nas rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena (ZOM) enquanto que apenas 14 se distribuem no sector de Montemor.

Quadro 3.6 – Dados de parâmetros químicos (mg/L) de poços furos e nascentes no concelho de Montemor-o-Novo (ERHSA, 2001).

ID	M(m)	P (m)	datas	Tipo	pH	CO2*	HCO3	Cl	SO4	NO3	SiO2	Ca	Na	K	Mg
E7	190510	204360	24-11-1997	Nascente	8	11	32	50	13	2	47	29	33	1	10
E9	194260	202160	24-11-1997	Furo	8	12	56	76	11	3	32	53	35	2	18
E10	188700	200960	24-11-1997	Furo	8	33	133	155	57	104	33	114	115	6	58
E12	183160	190940	24-11-1997	Nascente	7	18	22	15	11	10	32	18	18	1	6
E14	181890	196180	24-11-1997	Furo	7	51	106	110	40	34	43	109	112	1	25
E17	187820	197500	24-11-1997	Furo	7	32	65	40	20	24	20	56	32	2	28
E18	193340	192300	24-11-1997	Furo	8	26	91	269	63	91	21	81	168	2	49
E19	198800	195850	24-11-1997	Furo	7	39	117	131	42	300	27	105	75	3	62
E20	185640	194330	24-11-1997	Nascente	7	28	22	17	12	51	38	25	22	3	8
E21	187130	191000	24-11-1997	Nascente	7	58	48	39	19	12	39	38	40	2	18
E22	194920	196390	27-01-1998	Poço	7	35	91	66	37	82	34	44	52	5	32
E23	190320	190360	20-01-1998	Furo	7	24	151	25	38	98	27	53	33	1	23
E24	189220	192410	27-01-1998	Nascente	7	36	76	22	28	54	31	34	29	1	18
E25	189920	195790	24-11-1997	Furo	7	25	49	72	19	42	29	40	53	2	23
E26	198190	189000	27-01-1998	Nascente	6	30	79	65	25	12	31	31	50	1	18
E27	184550	199050	24-11-1997	Furo	7	37	102	142	31	65	29	123	99	3	30
E28	197690	191000	24-11-1997	Furo	7	20	45	39	55	105	26	60	29	3	33
E29	196270	199150	24-11-1997	Poço	7	49	24	16	13	35	37	23	16	3	12
E30	196140	195120	24-11-1997	Furo	8	23	90	101	44	76	22	105	56	1	45
E31	192600	199080	24-11-1997	Furo	8	9	50	31	18	36	26	40	35	2	21
E32	193920	192190	27-01-1998	Furo	8	12	123	49	42	45	32	35	58	2	32
E34	201300	194680	27-01-1998	Furo	7	95	47	40	24	12	29	19	35	2	16
E35	205500	191010	27-01-1998	Poço	8	33	313	197	78	44	24	109	78	2	61
E36	185360	186500	12-01-1998	Furo	7	36	157	42	27	87	32	40	40	1	27
E38	199110	184600	20-01-1998	Nascente	7	59	109	42	82	20	32	54	36	3	29
E39	196410	187990	27-01-1998	Furo	7	35	116	30	41	20	27	24	36	1	18
E40	194850	186140	20-01-1998	Poço	6	77	53	24	19	11	30	10	25	1	11
E41	196980	181420	20-01-1998	Poço	7	37	205	71	42	107	21	60	51	2	37
E42	190760	186230	12-01-1998	Furo	8	11	136	54	51	75	27	48	58	1	33
E43	193770	188190	27-01-1998	Poço	7	53	115	52	17	23	36	44	32	1	22
E44	188680	189440	27-01-1998	Poço	7	41	55	28	39	43	25	22	29	3	27
E45	192530	185290	27-01-1998	Furo	7	51	117	16	10	3	27	17	21	1	11
E48	205300	182890	12-01-1998	Nascente	7	20	143	15	18	21	36	30	23	1	17

3.3.2 Iões fundamentais nas águas subterrâneas

Nas águas subterrâneas, a maioria das substâncias dissolvidas encontram-se no estado iónico. Alguns destes iões estão quase sempre presentes e o respectivo somatório representa a quase totalidade de iões dissolvidos; estes iões fundamentais correspondem a:

- aniões, como cloreto (Cl⁻), sulfato (SO₄²⁻), bicarbonato (HCO₃⁻) e nitrato (NO₃⁻)
- catiões, como sódio (Na⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺) e potássio (K⁺).

No Quadro 3.7 apresentam-se as principais origens dos iões fundamentais.

Quadro 3.7- Origens naturais e antropogénicas dos iões fundamentais.

Iões fundamentais	O R I G E M	
	com causa natural	com causa antropogénica
Cl^-	<ul style="list-style-type: none"> • Lavagem de terrenos de origem marinha. • Água da chuva e sua concentração no terreno. • Intrusão marinha. • Dissolução de minerais nas rochas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Os resíduos urbanos e industriais podem ter quantidades importantes.
SO_4^{2-}	<ul style="list-style-type: none"> • Lavagem de terrenos formados em condições de grande aridez ou em ambiente marinho. • Oxidação de sulfuretos de rochas ígneas, metamórficas e sedimentares. • Dissolução do gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). • Concentração no solo de água da chuva. 	<ul style="list-style-type: none"> • As actividades urbanas, industriais e agrícolas podem contribuir para o aumento da concentração nas águas subterrâneas.
HCO_3^-	<ul style="list-style-type: none"> • Dissolução de dióxido de carbono atmosférico ou do solo. • Dissolução de calcários e dolomites com ajuda de ácidos naturais. • Hidrólise de silicatos com ajuda do dióxido de carbono. 	
NO_3^-	<ul style="list-style-type: none"> • Processos de nitrificação naturais (bactérias nitrificantes). • Decomposição de matéria orgânica 	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminação industrial, urbana, agrícola e pecuária.
Na^+	<ul style="list-style-type: none"> • Ataque a feldspatos, feldspatóides e outros silicatos • Lavagem de sedimentos de origem marinha e mudança de bases com argilas da mesma origem. • Intrusão marinha. • Concentração da água da chuva. 	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminação urbana e industrial, e possivelmente de agrícola
K^+	<ul style="list-style-type: none"> • Ataque a silicatos (micas, argilas, etc). 	<ul style="list-style-type: none"> • Em certas ocasiões procede da contaminação industrial, mineira e agrícola (fertilizantes).
Ca^{2+}	<ul style="list-style-type: none"> • Dissolução de calcários, dolomites, gesso. • Ataque a feldspatos e outros silicatos cálcicos. • Dissolução do cimento calcário de muitas rochas. • Concentração da água da chuva 	
Mg^{2+}	<ul style="list-style-type: none"> • Dissolução de dolomites e calcários dolomíticos. • Ataque a silicatos magnesianos e ferromagnesianos. • Intrusão salina. 	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminação industrial e mineira, e possivelmente de agrícola.

3.3.3 Fácies Hidroquímica

Com base nos dados do projecto ERHSA (2001) (cf. Quadro 3.6) caracterizou-se a fácies hidroquímica da região de Montemor-o-Novo.

A projecção no diagrama de Piper das concentrações iónicas dos pontos de água, pertencentes às Rochas ígneas e metamórficas da ZOM, permite concluir que se tratam de águas cloretadas cálcicas. Em relação, à projecção no diagrama dos pontos de água do sistema aquífero de Évora-Montemor-Cuba (sector de Montemor) existem dois tipos de água, águas bicarbonatadas mistas (cálcicas ou magnesianas) e águas cloretadas mistas (cálcicas ou magnesianas) (ver Figura 3.14). O sector de Montemor tem valores mais elevados do catião magnésio, devendo-se, provavelmente, tal facto, à existência de silicatos magnesianos e ferromagnesianos.

Os diagramas de Stiff expressam a relação entre os catiões principais (Na+K, Mg, Ca) e os aniões principais (Cl, SO₄, HCO₃). A dimensão dos polígonos de Stiff também é indicadora da mineralização da água. Nesta região observa-se, geralmente, uma fraca mineralização da água subterrânea (ver Figura 3.15).

Em relação ao total de sólidos dissolvidos (TDS), o sector de Montemor apresenta um valor mediano (TDS igual a 308,5 mg/L) superior ao valor das rochas ígneas e metamórficas da ZOM (TDS igual a 243 mg/L).

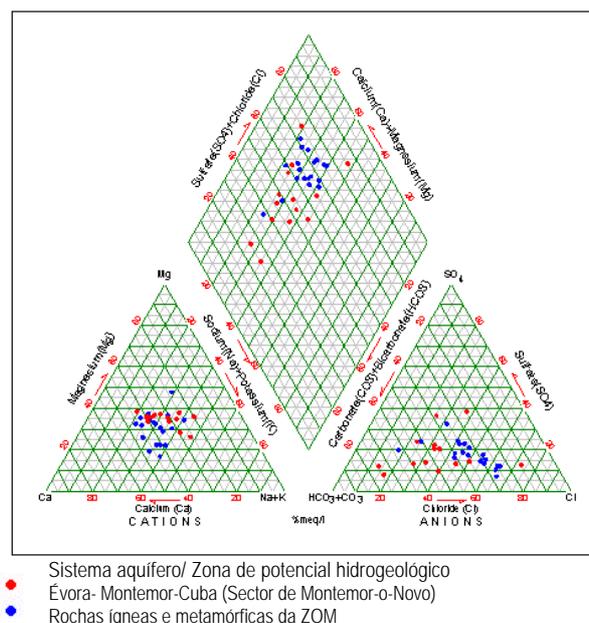


Figura 3.14: Diagrama de Piper.

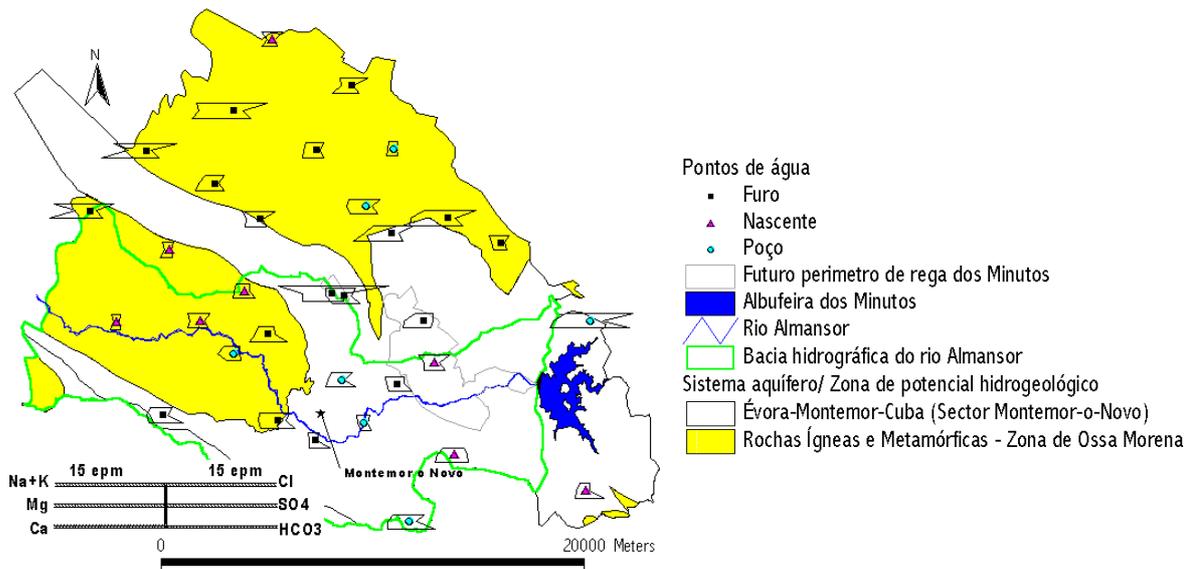


Figura 3.15: - Diagramas de Stiff.

3.3.4 Quimismo e qualidade da água subterrânea

Estatística uni e bivariada

Os parâmetros físico-químicos (ERHSA, 2001, Quadro 3.6) foram representados em diagramas de caixa (*box-plots*) (Figura 3.16) de acordo com o aquífero a que pertencem.

Esta representação foi escolhida porque, além das medidas apresentadas (mediana, máximo, mínimo e intervalo inter-quartis) serem pouco influenciadas por valores anómalos, permite uma rápida visualização das principais diferenças dos parâmetros existentes nos dois sistemas aquíferos.

Esta análise tem como finalidade fazer uma avaliação da qualidade da água subterrânea no sector pouco produtivo das Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona Ossa-Morena e no sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo).

A partir da observação da Figura 3.16 verifica-se que:

- O dióxido de carbono dissolvido na água (CO₂) apresenta uma assimetria positiva nas duas zonas hidrogeológicas. Este parâmetro tem igualmente valores medianos idênticos nestas zonas de aptidão hidrogeológica distinta: 34 mg/L no Sector Montemor-o-Novo e 33 mg/L nas rochas ígneas e metamórficas da Zona de Ossa-Morena.

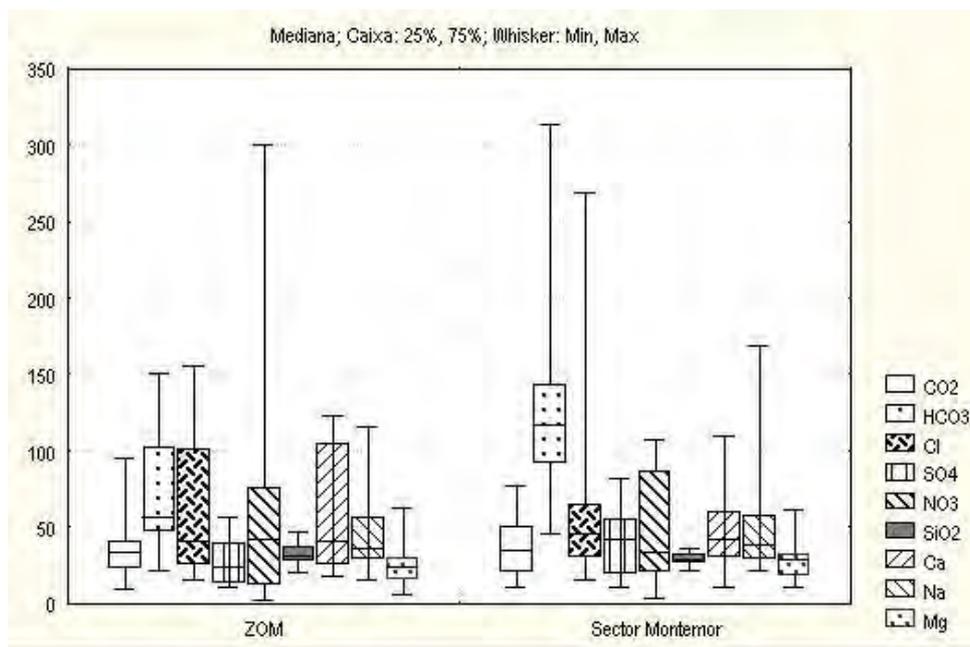


Figura 3.16: Diagramas de caixa relativos aos teores de HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , CO_2 e SiO_2 . Estes teores estão representados em mg/l.

- O bicarbonato (HCO_3) apresenta a mediana mais elevada (117 mg/L) e o valor máximo (315 mg/L) no Sector de Montemor.
- O ião cloreto (Cl) apresenta uma maior dispersão de valores no sistema aquífero do Sector de Montemor, verificando-se uma assimetria positiva. Este parâmetro possui a mediana mais baixa (40 mg/L) na ZOM.
- O sulfato (SO_4) apresenta uma assimetria positiva em ambas as zonas hidrogeológicas. O sulfato possui a mediana mais elevada (42 mg/L) e a amplitude maior no Sector de Montemor. Nas Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona Ossa-Morena possui um valor mediano de 24 mg/L.
- O nitrato (NO_3) apresenta uma maior dispersão de valores na zona de fraco potencial hidrogeológico da ZOM e tem nesta o máximo de 300 mg/L. No sistema aquífero de Évora- Montemor- Cuba (Sector de Montemor), o nitrato apresenta a mediana mais baixa (34 mg/L) e tem uma assimetria positiva com o valor máximo de 105 mg/L. Considera-se que NO_3 constitui um poluente das águas subterrâneas para concentrações superiores a 50 mg/L (Directiva 91/676/EEC, Decreto-Lei 235/97). Nenhum dos sistemas aquíferos tem mediana superior a 50 mg/L.
- O silicato (SiO_2) apresenta poucas alterações nos seus diagramas de caixa, independentemente da zona hidrogeológica.

- Os valores mais elevados de cálcio (Ca) encontram-se na ZOM (42 mg/L). Verifica-se que o Ca apresenta valores medianos idênticos em ambas as zonas hidrogeológicas 42 mg/L no Sector de Montemor e 40 mg/L nas Rochas Ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena.
- O sódio (Na) apresenta um máximo de 165 mg/L no Sector de Montemor; este valor está acima do VMA da água para consumo humano (150 mg/L); este parâmetro tem valores medianos semelhantes nas duas zonas hidrogeológicas (38 mg/L no Sector de Montemor e 35 mg/L na ZOM).
- O magnésio (Mg) apresenta uma assimetria positiva em ambas as zonas de diferente aptidão hidrogeológica, verificando-se os valores medianos de 28 mg/L no Sector de Montemor e 23 mg/L nas rochas da ZOM.

Na Figura 3.17 representam-se os diagramas de caixa referentes ao catião K^+ e a pH.

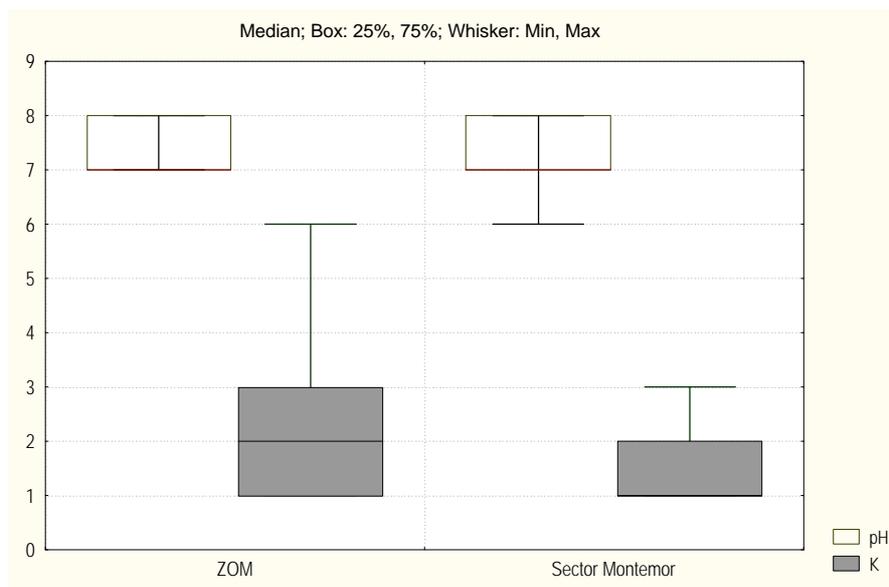


Figura 3.17: Diagramas de caixa relativos ao teor de K (mg/L) e a pH.

Pela análise do diagrama concluiu-se que:

- Os valores de pH variam nestas zonas hidrogeológicas entre o neutro (7) e o ligeiramente básico (8). No Sector de Montemor temos uma assimetria negativa em que surge um valor mínimo de 6 (ligeiramente ácido). Em ambas as zonas a mediana é igual, correspondendo ao valor de 7.

- O potássio (K) apresenta uma assimetria positiva no Sector de Montemor e nas rochas ígneas e metamórficas da ZOM. O Sector de Montemor apresenta menores teores de K, possuindo uma mediana de 1mg/L.

É fundamental, após o estudo estatístico monovariado, proceder a uma análise que permita o estudo do comportamento conjunto de duas variáveis- a análise estatística bivariada. Esta análise estabelece se existe uma relação entre duas variáveis e pode ajudar a determinar se a origem das mesmas é comum ou independente.

Neste trabalho, foram elaboradas duas matrizes de correlação, correspondendo cada uma a uma zona de aptidão hidrogeológica diferente, sendo utilizados os coeficientes de correlação de Spearman e linear de Pearson (r). Embora o coeficiente de Spearman seja mais robusto à presença de *outliers*, optou-se pelo coeficiente de Pearson no estudo estatístico. Como o coeficiente de correlação linear não é resistente a valores anómalos, é necessário confirmar o seu valor, comparando-o com o valor dado pelo coeficiente de Spearman.

No Quadro 3.8 apresenta-se a matriz de correlação dos teores dos parâmetros das Rochas Ígneas e Metamórficas da ZOM.

Quadro 3.8. Matriz de correlação da ZOM - coeficiente de correlação linear de Pearson (azul) e coeficiente de correlação de Spearman (preto).

	pH	CO ₂	HCO ₃	Cl	SO ₄	NO ₃	SiO ₄	Ca	Na	K	Mg
pH	1	-0.63	0.07	0.35	-0.02	-0.11	-0.01	0.25	0.25	-0.11	0.09
CO ₂	-0.52	1	0.11	0.07	0.37	0.11	0.16	-0.04	0.15	0.33	0.16
HCO ₃	0.03	0.01	1	0.63	0.82	0.69	-0.30	0.83	0.66	0.10	0.83
Cl	0.28	0.00	0.63	1	0.57	0.30	-0.05	0.81	0.93	0.24	0.73
SO ₄	0.06	0.17	0.85	0.65	1	0.73	-0.33	0.60	0.63	0.16	0.85
NO ₃	-0.12	0.00	0.60	0.50	0.58	1	-0.33	0.50	0.39	0.42	0.71
SiO ₄	0.04	0.06	-0.26	-0.04	-0.27	-0.27	1	-0.18	-0.01	0.02	-0.47
Ca	0.22	-0.05	0.75	0.92	0.69	0.52	-0.15	1	0.80	0.13	0.79
Na	0.13	0.12	0.68	0.92	0.70	0.39	0.09	0.89	1	0.18	0.72
K	0.04	0.12	0.24	0.41	0.41	0.33	-0.01	0.23	0.38	1	0.37
Mg	0.21	0.01	0.73	0.79	0.83	0.78	-0.40	0.77	0.68	0.50	1

Da análise das correlações, verifica-se que:

- O pH está negativamente correlacionado com o CO₂ (r = -0.52). Estes dois parâmetros têm uma grande afinidade química.

- O Cl está positivamente correlacionado com os catiões Ca ($r = 0.92$), Na ($r = 0.92$) e Mg ($r = 0.79$). Este parâmetro está igualmente correlacionado com o HCO_3 ($r = 0.63$).
- O SO_4 está positivamente correlacionado com os iões Ca ($r = 0.69$), Na ($r = 0.70$), Mg ($r = 0.78$) e Cl ($r = 0.65$). Talvez estas correlações apontem para a existência de SO_4 de origem natural.

O sulfato também está positivamente correlacionado com o ião NO_3 ($r = 0.58$), o que indica, que estes dois parâmetros podem ter uma origem comum. Assim, o SO_4 parece ter duas origens diferentes, uma natural e outra de causa antropogénica.

No Quadro 3.9 apresenta-se a matriz de correlação do sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (sector Montemor-o-Novo).

Quadro 3.9. Matriz de correlação do sector de Montemor - - coeficiente de correlação linear de Pearson (azul) e coeficiente de correlação de Spearman (preto).

	pH	CO_2	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	SiO_4	Ca	Na	K	Mg
pH	1	-0.57	0.45	0.47	0.55	0.51	-0.30	0.58	0.67	0.37	0.71
CO_2	-0.60	1	-0.15	-0.20	-0.28	-0.45	0.13	-0.24	-0.42	-0.11	-0.39
HCO_3	0.47	-0.16	1	0.18	0.03	0.28	-0.03	0.20	0.31	-0.10	0.29
Cl	0.55	-0.21	0.36	1	0.54	0.52	-0.46	0.75	0.89	0.35	0.79
SO_4	0.55	-0.21	0.33	0.56	1	0.51	-0.48	0.78	0.66	0.80	0.82
NO_3	0.42	-0.49	0.14	0.37	0.38	1	-0.41	0.75	0.54	0.50	0.80
SiO_4	-0.35	0.16	-0.26	-0.60	-0.47	-0.56	1	-0.49	-0.43	-0.39	-0.58
Ca	0.62	-0.30	0.61	0.80	0.78	0.53	-0.53	1	0.65	0.72	0.95
Na	0.58	-0.32	0.15	0.93	0.49	0.43	-0.57	0.63	1	0.35	0.81
K	0.29	-0.11	0.02	0.27	0.77	0.43	-0.33	0.57	0.22	1	0.69
Mg	0.73	-0.40	0.61	0.81	0.79	0.59	-0.58	0.96	0.70	0.54	1

As correlações obtidas permitem afirmar que:

- O pH está positivamente correlacionado com os iões SO_4 ($r = 0.55$), Ca ($r = 0.62$), Na ($r = 0.58$) e Mg ($r = 0.73$). O aumento destes iões provoca um aumento do pH da água.
- O cloreto está positivamente correlacionado com os iões SO_4 ($r = 0.56$), Ca ($r = 0.80$), Na ($r = 0.93$) e Mg ($r = 0.81$). Esta correlação parece indicar que o Cl tem a mesma origem que estes catiões. A origem mais provável deste anião será, então, a dissolução de minerais na rocha.

- O NO_3 está positivamente correlacionado com os iões Ca ($r = 0.53$) e Mg ($r = 0.59$). Esta forma inorgânica de azoto (NO_3) tem uma elevada mobilidade porque é muito solúvel e não é adsorvido por colóides orgânicos ou minerais. Estas correlações podem dever-se ao facto das águas mais duras terem, talvez, valores mais elevados de nitratos.

Na análise bivariada foram constituídas várias hipóteses que necessitam de ser validadas. Para fundamentar estas hipóteses utilizou-se a análise estatística multivariada.

Estatística multivariada

Os dados relativos a amostras de água de captações do concelho de Montemor-o-Novo encontram-se num quadro multidimensional, onde estão registados atributos quantitativos (teores dos elementos químicos) e atributos qualitativos (tipo de captação, tipo de formação hidrogeológica, bacia hidrográfica).

Para a interpretação deste quadro multidimensional, é necessário recorrer a métodos factoriais de análise de dados (Análise em Componentes Principais, ACP e Análise das Correspondências Múltiplas, ACM). Nestes métodos, os dados brutos são organizados de maneira diferente:

- Na ACP, os dados são organizados num quadro de partida em que se cruza a informação relativa à identificação das captações com os teores dos parâmetros hidroquímicos medidos nas mesmas. Este quadro de partida pode ser tomado como uma matriz, em que as linhas representam as amostras de água (indivíduos, i) e as colunas representam teores dos elementos químicos (propriedades, p).
- Na ACM, os dados são organizados num conjunto de tabelas de contingência, em que as linhas e as colunas têm um estatuto simétrico. Esta técnica permite tratar variáveis qualitativas (sistema aquífero) e variáveis quantitativas (parâmetros hidroquímicos), desde que estas tenham sido previamente divididas em classes. Temos, então, uma tabela que cruza variáveis que estão divididas em modalidades i (nas linhas) e j (nas colunas).

Estes métodos (ACP e ACM) permitem visualizar os dados num espaço de dimensão reduzida e tornam evidentes as relações entre eles, possibilitando, assim a diferenciação de estruturas.

Para a Análise em Componentes Principais (ACP) foram organizados dois quadros de partida, correspondendo cada um a um sistema aquífero diferente. A seguir foram projectados os parâmetros hidroquímicos de cada aquífero, nos planos da ACP.

A ACP focou essencialmente a problemática das relações existentes nas variáveis hidroquímicas. A insuficiência de pontos de água justifica o facto de não se ter conseguido, em alguns casos, o agrupamento dos pontos de água.

Relativamente à Zona Ossa-Morena, na Figura 3.18: está representado o plano factorial 1, 2 da ACP. Este plano representa 65.06 % de informação da inércia da nuvem de propriedades.

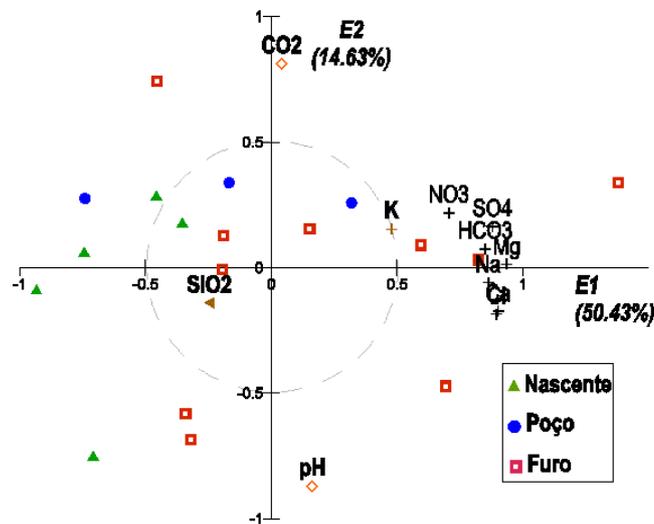


Figura 3.18: Zona Ossa-Morena – ACP:- eixos 1, 2.

Na Figura 3.18 observa-se que:

- No semi-eixo positivo (E1) encontram-se concentrados todos os iões, demonstrando que NO_3 , SO_4 , HCO_3 , Mg , Na , Ca e Cl estão correlacionados positivamente. Este eixo reflecte o grau de mineralização da água. Como o ião bicarbonato está positivamente correlacionado com os catiões, atrás referidos, este terá provavelmente origem na dissolução de silicatos.

O 1º eixo factorial (E1) comprova, também, que as águas mais mineralizadas estão associadas a valores mais elevados de nitratos e sulfatos. É igualmente, indicador que o sulfato terá parte da sua origem em causas antropogénicas.

- O 2º eixo factorial (E2) opõe o pH ao dióxido de carbono dissolvido na água.

- Os poços estão associados ao dióxido de carbono dissolvido na água (CO_2), o que pode dever-se essencialmente a dois factores: (1) os poços podem estar a captar parte da água na zona insaturada do solo; (2) os poços podem estar sem protecção a céu descoberto, sendo o CO_2 , neste caso, proveniente, também, da decomposição de matéria orgânica.
- As nascentes estão maioritariamente associadas a valores mais baixos de pH e mineralização, evidenciando, deste modo, uma água com um curto período de residência.
- Em relação aos furos, não se obteve um agrupamento dos pontos de água, no entanto, estes relacionam-se com teores mais elevados de sais.

O 1º eixo factorial da ACP pode ser usado como indicador da qualidade da água isto porque, não só reflecte o grau de mineralização, como indica, igualmente, um aumento dos teores em sulfatos e nitratos. Na Figura 3.19: apresenta-se a distribuição espacial dos pontos de água segundo a sua projecção neste eixo, e verifica-se que cinco pontos de água estão associados a uma maior mineralização da água. Três destes pontos de água situam-se na fronteira das rochas ígneas e metamórficas da Zona Ossa-Morena, com o sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor).



Figura 3.19: Distribuição geográfica dos pontos de água segundo a sua projecção no 1º eixo.

A ACP evidencia a forte correlação existente entre os iões no sistema da ZOM.

Relativamente ao sector Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo) Na Figura 3.20 estão projectados os eixos 1 e 2 produzidos pela ACP. Estes dois eixos factoriais representam 66.1% de informação da inércia da nuvem de propriedades.

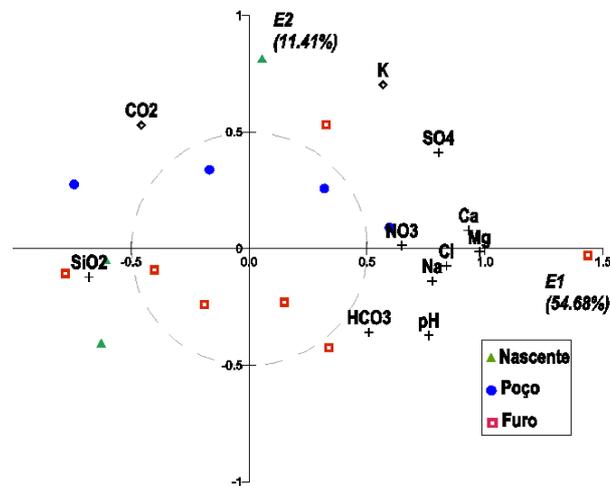


Figura 3.20: Sector Montemor – ACP:- eixos 1, 2.

Analisando este 1º plano da ACP observa-se que:

- O 1º eixo factorial (E1) é discriminante face ao teor de sais de uma amostra, situando-se os pontos de água mais mineralizados no semi-eixo positivo. Neste semi-eixo observa-se a existência de três subgrupos: (1) o Ca e o Mg que estão fortemente correlacionados; (2) o Na e o Cl que estão muito correlacionados; (3) o ião bicarbonato e o pH que estão positivamente correlacionados.

Embora a sílica (SiO_2) esteja representada no semi-eixo negativo, E1, este parâmetro, todavia, não está realmente correlacionado negativamente com o aumento do teor em sais; na prática este não apresenta uma correlação linear evidente com qualquer dos parâmetros.

As concentrações mais elevadas de SO_4 e de NO_3 estão associadas a uma maior mineralização da água.

- O eixo 2 isola K e CO_2 dos restantes parâmetros hidroquímicos.
- Os poços estão associados, tal como no sector da ZOM, a CO_2 .

Na Figura 3.21 apresenta-se a projecção composta pelos eixos 1 e 3 da ACP, no sector de Montemor.

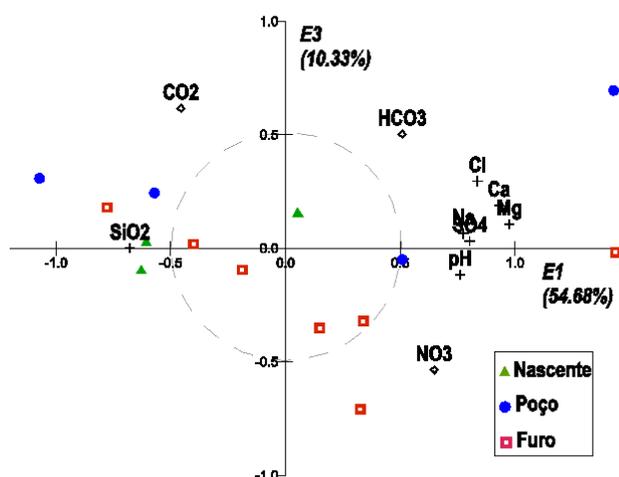


Figura 3.21: Sector Montemor- eixos 1, 3 (ACP).

Observando a Figura 3.21 verifica-se que:

- O eixo 3 opõe o NO_3 (semi-eixo negativo) ao CO_2 (semi-eixo positivo). Estes dois parâmetros apresentam uma forte correlação negativa. Esta correlação demonstra que em águas alcalinas existem maiores concentrações dos nitratos, e que estes estão associados a uma maior mineralização da água
- Os pontos de água associados ao parâmetro NO_3 correspondem a furos.
- O sulfatião tem uma origem distinta do NO_3 , sendo, por isso, o seu teor de origem natural.

Na Figura 3.22 apresenta-se a dispersão geográfica dos pontos de água segundo a sua projecção no 3º eixo. Este eixo factorial é um bom indicador da qualidade da água subterrânea, porque o nitrato é o parâmetro que maior contribuição teve para a constituição do semi-eixo negativo. Apenas três pontos de água estão associados ao nitrato e destes apenas um pertence à bacia hidrográfica da ribeira de Almansor. Este último ponto de água situa-se a jusante de uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR), cujo funcionamento é classificado como satisfatório (dados de 1998). Esta ETAR encontra-se em funcionamento desde 1979 e serve uma população de 2901 habitantes.

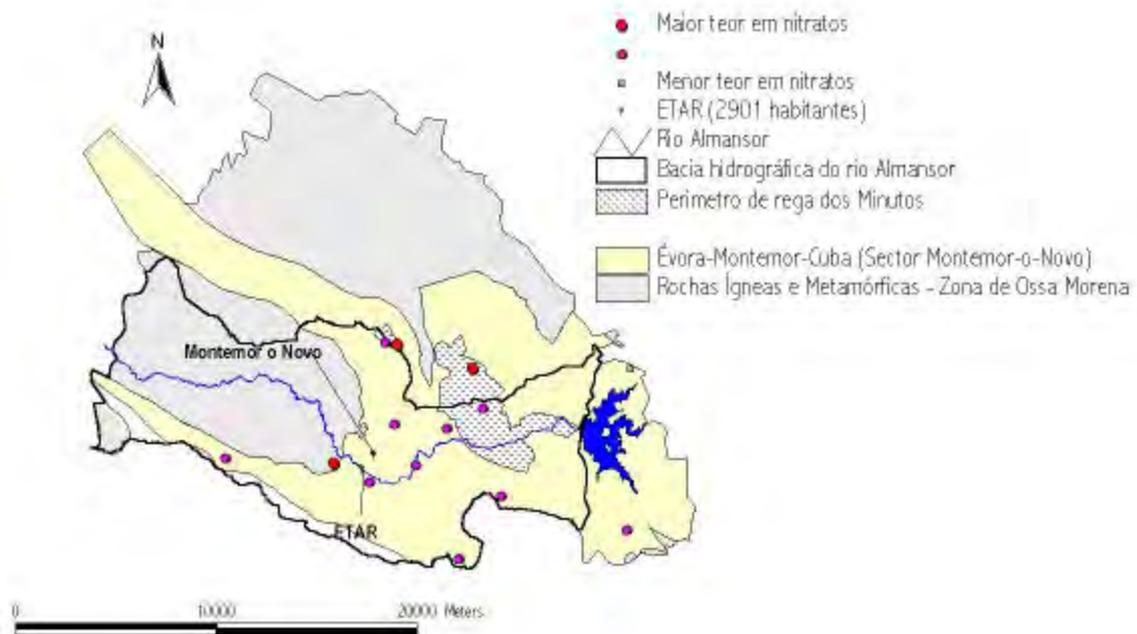


Figura 3.22: Distribuição geográfica dos pontos de água segundo a sua projecção no 3º eixo da ACP.

Como já foi referido anteriormente, o perímetro de rega dos Minutos está situado, na sua totalidade, no sistema aquífero de Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor), tentar-se-á demarcar as características hidroquímicas deste sistema em relação às Rochas Ígneas e Metamórficas da Zona Ossa-Morena (ZOM) através do uso da Análise das Correspondências Múltiplas.

Neste estudo, optou-se pela utilização exclusiva de dados de pontos de água correspondentes a furos visto estes, geralmente, identificarem melhor o tipo de água subterrânea; foram utilizados 18 furos pertencendo 11 à ZOM e 7 ao Sector de Montemor. Também se verificou na ACP que a água dos poços e das nascentes era, normalmente, de origem subsuperficial, podendo este facto prejudicar a análise.

Na ACM, foi utilizada uma variável qualitativa que foi dividida nos sistemas aquíferos usando-se um identificador para cada sistema: Rochas ígneas e metamórficas (Zona Ossa-Morena) - ZOM; Sector Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor) - *Mont*.

Os dados quantitativos foram divididos em classes e organizados numa tabela de contingência. Esta divisão de classes foi executada de forma a obterem-se

classes de igual frequência, desde que os dados dos parâmetros hidroquímicos assim o permitissem. Tal divisão em classes de igual frequência nem sempre foi possível, como se pode constatar através dos valores de frequência absoluta. As classes dos parâmetros hidroquímicos estão representadas nas projecções dos planos da ACM, através de identificadores (Quadro 3.10).

Quadro 3.10. Divisão das variáveis quantitativas em classes (concentrações dos parâmetros hidroquímicos em mg/L).

Variáveis	Classes	Frequência absoluta	Identificadores
pH	< 7, 7[; [7, 8]	11; 7	pH1, pH2
CO ₂	[9, 26[; [26, 95]	9; 9	CO21, CO22
HCO ₃	[45, 65[; [65, 117[; [117, 157]	6; 7; 5	bic1, bic2, bic3
Cl	[16, 40[; [40, 76[; [76, 269]	7; 5; 6	Cl1, Cl2, Cl3
SO ₄	[10, 24[; [24, 42[; [42, 63]	6; 7; 5	sul1, sul2, sul3
NO ₃	[3, 34[; [34, 76[; [76, 300]	6; 6; 6	nit1, nit2, nit3
SiO ₂	[20, 27[; [27, 43]	10; 8	sil1, sil2
Ca	[17, 40[; [40, 60[; [60, 123]	7; 5; 6	Ca1, Ca2, Ca3
Na	[21, 35[; [35, 58[; [58, 168]	7; 6; 5	Na1, Na2, Na3
K	[0, 1[; [1, 2[; [2, 6]	7; 7; 4	K1; K2; K3
Mg	[11, 23[; [23, 32[; [32, 62]	7; 5; 6	Mg1, Mg2, Mg3

Na Figura 3.23 estão projectados os eixos factoriais produzidos pela ACM.

Ao longo do 1º eixo factorial distribuem-se as variáveis correspondentes ao grau de mineralização da água, encontrando-se ordenadas ao longo do eixo (menores teores: semi-eixo positivo, maiores teores: semi-eixo negativo). O sulfato distingue-se dos outros parâmetros porque a sua modalidade mais baixa se encontra no semi-eixo negativo, e a sua modalidade mais alta situa-se no semi-eixo positivo.

O 1º plano (eixos E1 e E2) explica 65.0% da nuvem de inércia de propriedades. O 2º eixo (E2) explica 20.2% dessa inércia, dividindo os valores extremos dos parâmetros hidroquímicos. Este eixo factorial está relacionado com o pH dos

pontos de água, representando o semi-eixo positivo água de pH neutro e o semi-eixo negativo água ligeiramente alcalina.

No 2º eixo factorial estão, também, representadas as duas zonas hidrogeológicas estando o sistema aquífero sector Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor) associado ao semi-eixo negativo, e as rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena ligadas ao semi-eixo positivo.

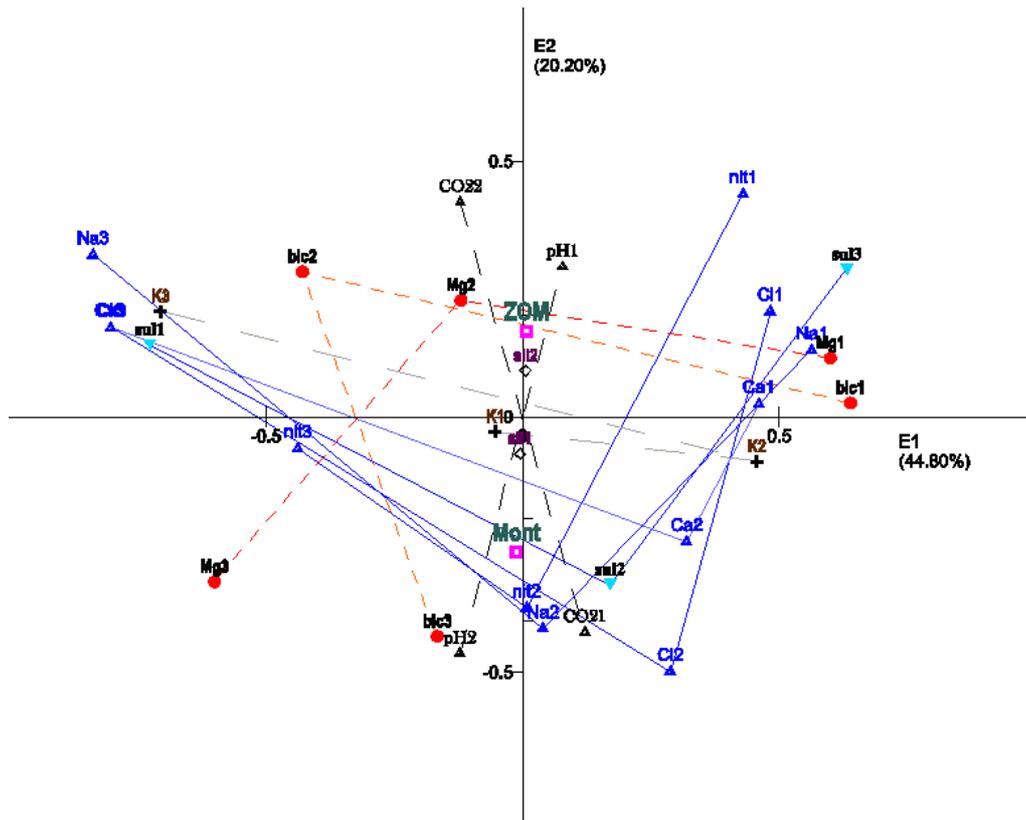


Figura 3.23: Projecção do plano 1, 2 da ACM.

Nesta projecção observa-se que:

- O sistema aquífero de Évora-Montemor-Cuba (sector Montemor), Mont, caracteriza-se por valores intermédios dos seguintes parâmetros Ca, NO₃, Cl, Na e SO₄. As águas têm teores elevados de HCO₃ e são ligeiramente alcalinas.

Este sistema aquífero possui concentrações mais elevadas de Mg do que o ZOM.

- As rochas ígneas e metamórficas da zona Ossa-Morena, ZOM, distingue-se por valores intermédios dos parâmetros HCO₃ e Mg. As águas têm um pH neutro. Este sistema possui os valores mais elevados de sílica.

Este sistema tem valores extremos dos seguintes parâmetros: Na, K, Cl, Ca, SO₄ (modalidades altas) e NO₃, Cl, Na e Ca (modalidades baixas).

3.3.5 Nitratos

O nitrato é considerado poluente das águas subterrâneas em concentrações superiores a 50 mg/L (Directiva 91/676/EEC, Decreto Lei 235/97). Na Figura 3.24: pode-se observar a distribuição dos valores de nitrato na região de Montemor-o-Novo (vide Quadro 3.6).

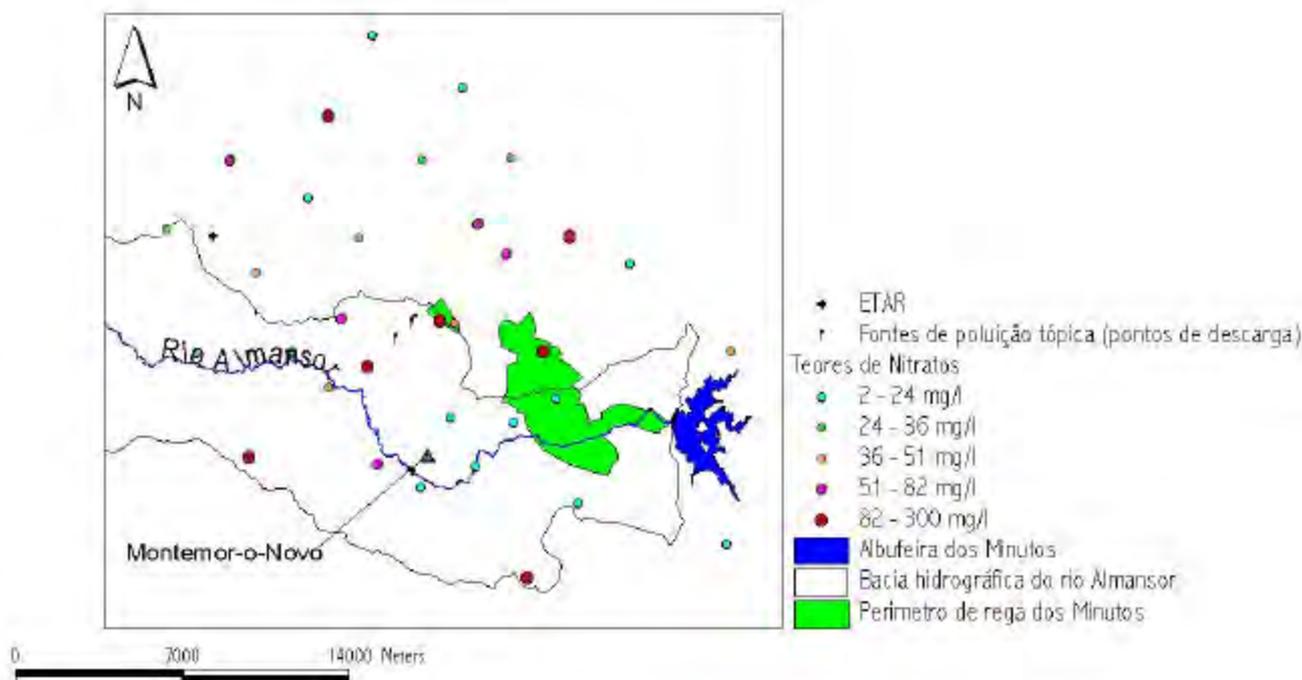


Figura 3.24: Distribuição dos teores de nitrato na região de Montemor-o-Novo.

Nas concentrações de nitratos observadas nos 33 pontos de água em Novembro de 1997 e Janeiro de 1998 (cf. Quadro 3.6) existem 11 valores superiores ao limiar referido. Na bacia hidrográfica da ribeira de Almansor, os teores mais baixos de NO₃ encontram-se a este da cidade de Montemor.

Nesta figura também foram assinalados fontes de poluição tóxicas: estações de tratamento de águas residuais (ETAR) e respectivos pontos de descarga (INAG, 2000). Na área dos pontos de descarga verificam-se teores elevados de nitratos. Tal

ocorrência pode dever-se ao facto de haver apenas um ponto de descarga com sistema de tratamento.

Assinala-se um valor de concentração de NO_3 de 75 mg/L no furo E42, localizado a jusante da ETAR de Montemor-o-Novo. Os efluentes da ETAR poderão contribuir para a contaminação observada da água subterrânea. Esta ETAR serve uma população de 2901 habitantes (dados de 1998) e o seu desempenho é classificado como satisfatório. A ETAR de Foros Vale da Figueira (localizada a NW da cidade de Montemor) serve uma população de 880 habitantes (dados de 1998) e o seu desempenho é classificado como bom (INAG, 2000).

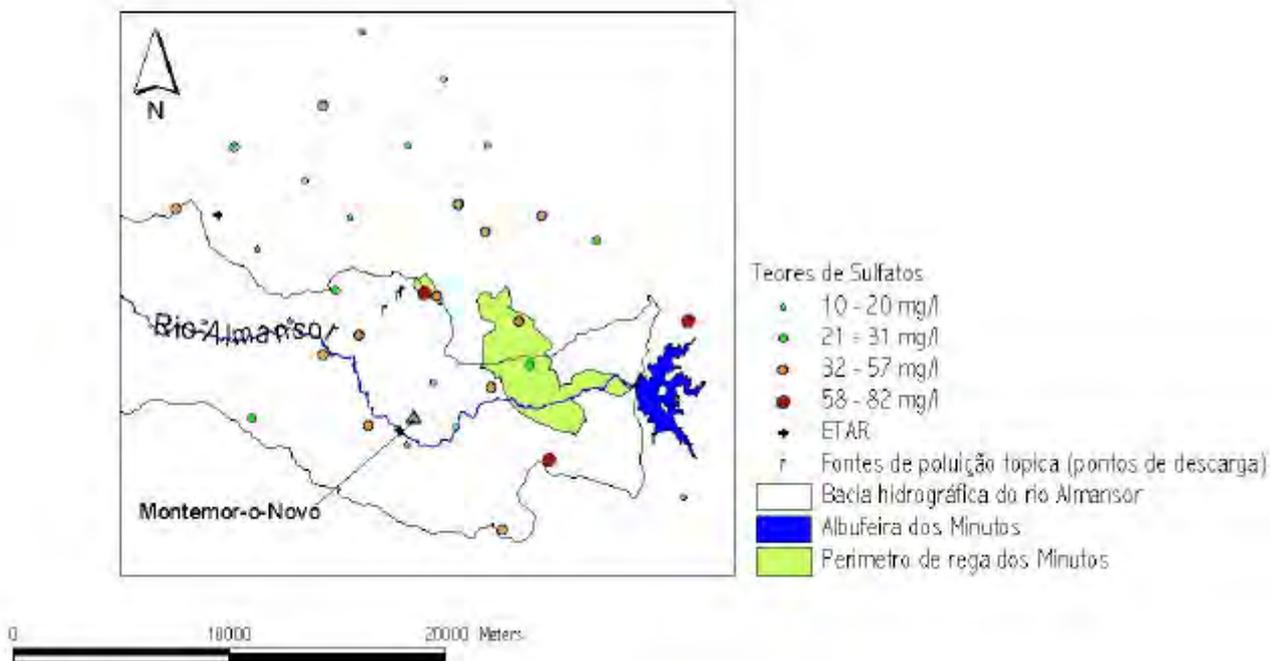


Figura 3.25: Distribuição dos teores de sulfato na região de Montemor-o-Novo.

3.3.6 Sulfatos

Considera-se que o sulfato (SO_4) é poluente das águas subterrâneas para teores superiores a 250 mg/L (objectivo ambiental definido no Decreto-Lei 236/98). Na Figura 3.25: pode-se observar a distribuição das concentrações de sulfato na região de Montemor-o-Novo, relativas a Novembro de 1997 e Janeiro de 1998. Nesta área não existem valores de SO_4 superiores a esse limiar.

3.4 QUIMISMO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA PROXIMIDADE DA RIBEIRA DE ALMANSOR - RELAÇÃO COM USO DO SOLO E COM QUIMISMO DO RIO

3.4.1 Introdução

Na sequência das análises anteriores, a escalas espaciais mais vastas, pretendeu-se nesta parte analisar com maior grau de detalhe o quimismo de um conjunto de poços considerados particularmente relevantes dado (i) localizarem-se próximo da ribeira de Almansor e serem, por isso, especialmente representativos da contribuição das águas subterrâneas para o curso, (ii) estarem associados a distintos níveis de pressão das actividades agro-pecuárias o que permite inferir uma relação de causa-consequência entre estas actividades e o quimismo das águas subterrâneas.

Um dos objectivos implícitos nesta componente é a avaliação do impacto do perímetro de rega nas águas subterrâneas e, posteriormente, nas superficiais. Dada as distintas fases de utilização pelas várias explorações agrícolas da água proveniente da albufeira e a dificuldade de estabelecer se é essa a origem exclusiva da água utilizada, considerou-se preferível, em alternativa a um estudo diacrónico cobrindo a fase anterior e posterior à entrada de funcionamento do perímetro de rega, um estudo sincrónico comparando o quimismo de poços com distintos usos do solo.

Estes poços foram amostrados em diversas datas de modo a cobrir períodos húmido, de transição e seco. Esta informação foi confrontada, em períodos homólogos, com a caracterização química da ribeira de Almansor e igualmente da albufeira de Minutos no sentido de explorar a existência de fluxos, utilizando as variáveis químicas como traçadores.

3.4.2 Métodos

Seleccionou-se um conjunto de poços procurando abarcar, dentro dos mais próximos do rio, diversas situações de ocupação do solo e, portanto, diferentes intensidades de impacto antropogénico. Assim escolheram-se poços em que o uso do solo permite supor serem baixos os impactos de actividades humanas, como é o caso de Casão, Amendoeira, Picota, e Curral da Légua, um poço submetido a forte impacto, como é o caso paradigmático do Monte do Cabido, e poços que se consideram de impacto intermédio (Quadro 3.11, Figura 3.1).

Quadro 3.11. Poços e uso de solo (localização na Fig.3.1).

Poços	Coordenadas		Cota	Uso do solo
	M	P		
ID37 - Amendoeira	196597	187138	220	Pastagem bovinos
ID33 - Amoreira da Torre	198253	187345	229	Regadio, vinha
ID1 - Cabido	199812	188205	251	Regadio, Suinicultura com espalhamento dos efluentes
ID15 - Casão	200418	186309	258	Pastagem natural
ID16 - Curral da Léguas	199076	186427	249	Pastagem natural bovinos
ID3 - Martim Mendes	202625	189000	250	Pastagem, ovinos e bovinos
ID11 - Picota	203504	186319	270	Pastagem

3.4.3 Resultados

Relativamente aos teores dos vários catiões, Sódio, Potássio e Magnésio, observam-se as concentrações mais baixas nos poços do Casão e da Amendoeira.(Figura 3.26), ambos com uma ocupação extensiva e, portanto, de baixo nível de impacto. Assim, no poço do Casão, os intervalos de variação são 19 - 21 mg/L Na, 8,8 - 14 mg/L Mg, e 0,78 - 1,2 mg/L K. No poço da Amendoeira observaram-se concentrações dentro dos intervalos 20 - 23 mg/L Na, 0,54 - 0,78 mg/L K e 18 - 19 mg/L Mg.

No Cabido e na Amoreira da Torre, poços dentro de perímetro de rega e submetidos a maior pressão humana, o efeito das práticas agrícolas mais intensivas surge como evidente no quimismo das águas subterrâneas com concentrações mais elevadas dos catiões analisados (Figura 3.26). No poço do Cabido as concentrações de Na estão compreendidas entre 34 e 39 mg/L, para K o intervalo de variação é 2,3 - 4,1 mg/L, e para Mg, 33 - 46 mg/L. No poço da Amoreira da Torre, as concentrações variaram dentro dos intervalos 41- 48 mg/L Na, 1,2 - 1,6 mg/L K, e 33 - 38 mg/L Mg.

O poço da Picota, localizado fora do perímetro de rega, apresenta concentrações intermédias para Mg e Na.

Em todas as situações ao longo do período em análise, que cobre os períodos húmidos, de transição (Primavera) e seco, a amplitude de variação é reduzida verificando-se, pois, uma considerável estabilidade de valores. A variação das concentrações dos catiões entre poços é, no entanto, considerável e consistente com a intensidade das pressões humanas decorrentes da actividade agrícola. Comparadas com os valores mais baixos, as concentrações no poço mais significativamente

impactado (Cabido) são duas vezes mais elevadas para o Sódio, três vezes mais elevadas para o Potássio e quatro vezes para o Magnésio.

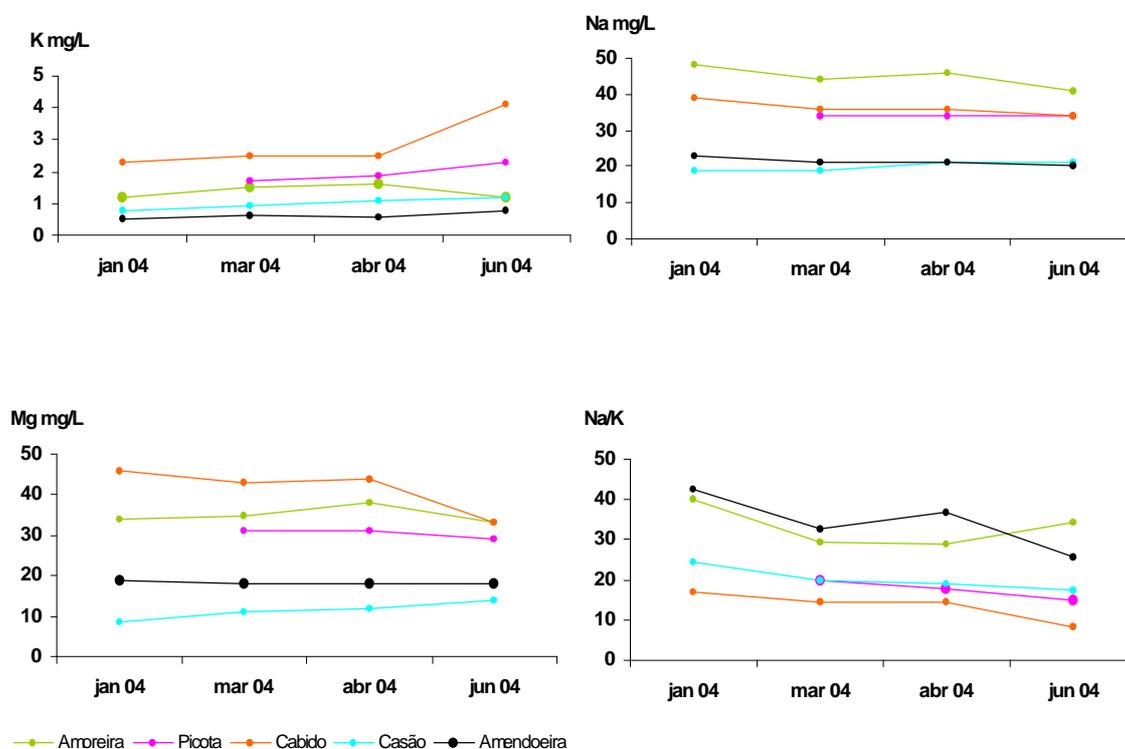


Figura 3.26: Concentrações de Sódio, Potássio e Magnésio e razão Na/K nos poços.

Os dados das concentrações observadas nos poços, fora e dentro do perímetro de rega, foram confrontados com as concentrações obtidas na ribeira de rio Almansor e na albufeira dos Minutos (Quadro 3.12). Assim, constatou-se que no curso as concentrações dos iões se apresentam como intermédias relativamente às dos poços:

- o Sódio variou entre 24 e 38mg/L (média 30,4mg/L);
- o Magnésio, o catião mais estável, variou entre 18 e 24 (média 20,8mg/L);
- o Potássio variou entre 1,5 e 6,3mg/L (média 3,3 mg/L), sendo pois nalgumas situações as concentrações mais elevadas do que nos poços.

Na comparação entre os valores de montante (troço associado ao perímetro de rega) e de jusante na ribeira de Almansor, os valores de jusante são similares ou inferiores aos de montante (Quadro 3.12)) o que parece significar uma mais elevada pressão da actividade agrícola e pecuária desenvolvida na bacia mais próxima da barragem e designadamente nas zonas de agricultura mais intensiva.

Quadro 3.12. Sódio, Potássio e Magnésio nos poços, na ribeira de Almansor e albufeira dos Minutos.

SÓDIO	Média	DP	Max.	Min.	7Jan04	18Mar04	24Abr04	28Jun04
Poço 33 Amoreira	38,5	12,0	48,0	21,0	48	44	46	41
Poço 11 Picota	34,0	0,0	34,0	34,0		34	34	34
Poço 1 Cabido	36,3	2,1	39,0	34,0	39	36	36	34
Poço 15 Casão	20,0	1,2	21,0	19,0	19	19	21	21
Poço 37 Amendoeira	27,5	12,4	46,0	20,0	23	21	21	20
Poço 16 Curral Léguas	29,0		29,0	29,0				29
R. Almansor montante	30,4	5,3	38,0	23,0				
R. Almansor jusante	30,7	4,7	36,0	27,0				
Alb. Minutos superf	22,9	0,5	23,5	22,3				
Alb. Minutos fundo	22,7	0,4	23,2	22,2				
POTÁSSIO								
Poço 33 Amoreira	1,1	0,4	1,5	0,6	1,2	1,5	1,6	1,2
Poço 11 Picota	2,0	0,3	2,3	1,7		1,7	1,9	2,3
Poço 1 Cabido	2,9	0,8	4,1	2,3	2,3	2,5	2,5	4,1
Poço 15 Casão	1,0	0,2	1,2	0,8	0,78	0,96	1,1	1,2
Poço 37 Amendoeira	0,9	0,5	1,6	0,5	0,54	0,64	0,57	0,78
Poço 16 Curral Léguas	1,1		1,1	1,1				1,1
R. Almansor montante	3,3	1,8	6,3	1,5				
R. Almansor jusante	2,7	1,0	3,9	2,1				
Alb. Minutos superf	4,3	0,5	5,1	3,6				
Alb. Minutos fundo	4,2	0,5	5,1	3,4				
MAGNÉSIO								
Poço 33 Amoreira	30,0	8,0	35,0	18,0	34	35	38	33
Poço 11 Picota	30,3	1,2	31,0	29,0		31	31	29
Poço 1 Cabido	41,5	5,8	46,0	33,0	46	43	44	33
Poço 15 Casão	11,5	2,2	14,0	8,8	8,8	11	12	14
Poço 37 Amendoeira	23,3	9,8	38,0	18,0	19	18	18	18
Poço 16 Curral Léguas	30,0		30,0	30,0				30
R. Almansor montante	20,8	2,1	24,0	18,0				
R. Almansor jusante	20,3	2,5	23,0	18,0				
Alb. Minutos superf	8,1	1,0	10,0	7,3				
Alb. Minutos fundo	8,4	1,8	12,0	7,3				

Da comparação das concentrações na albufeira com as nos poços há a referir que:

- as concentrações dos catiões na albufeira são geralmente inferiores;
- o Sódio apresenta na albufeira concentrações próximas dos poços submetidos a menores pressões;
- para o Magnésio os valores são inferiores aos dos poços e do rio;

- o Potássio é na albufeira mais elevado (3,4 - 5,1 mg/L) do que o observado nos poços.

A comparação da relação Na/K entre os poços (Figura 3.26), e entre estes, a ribeira de Almansor e a albufeira de Minutos (Figura 3.27) permite evidenciar que há um comportamento de alguma estabilidade dentro de cada poço.

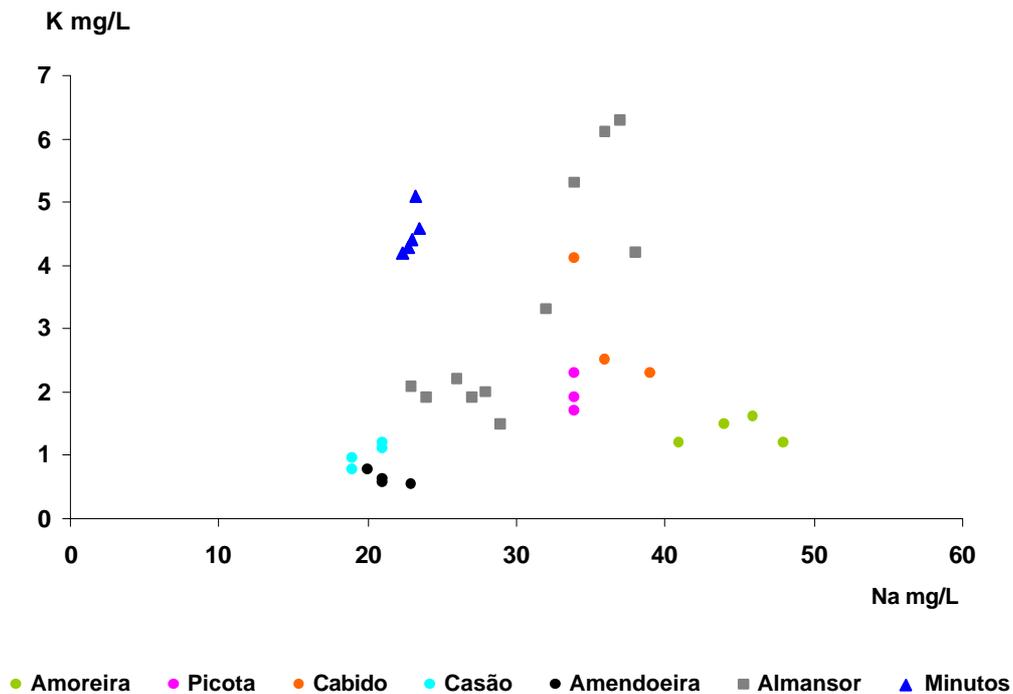


Figura 3.27: Relação sódio e potássio (Na/K) nos poços, na ribeira de Almansor e na albufeira dos Minutos.

Esta razão iónica (Na/K) evidencia, no entanto, e para lá das diferenças de concentração, distintos tipos de quimismo com excepção de dois poços - Casão e Amendoeira - que são muito semelhantes (Figura 3.27). A albufeira e o rio apresentam também uma razão iónica distinta, apresentando este uma variação de valores que sugerem uma relação linear.

Relativamente aos aniões Sulfato e Cloreto, o poço do Casão (11-13mg/L Cl; 7,5-17 mg/L SO₄) mantém-se como a referência dentro das águas subterrâneas, apresentando os valores mais baixos (Quadro 3.13). As concentrações mais elevadas foram obtidas nos poços de Amoreira da Torre (9,3-79 mg/L Cl; 58-76 mg/L SO₄), Cabido (30-65mg/L Cl; 40-45mg/L SO₄) e, só relativamente a sulfatos, Picota.

Quadro 3.13. Sulfatos e Cloretos nos poços e na ribeira de Almansor.

Sulfatos (mg/L)										
	Méd	desv	máx	min	1Jul03	7Jan04	18Mar04	24Abr04	28Jun04	10Nov05
Amoreira	68,8	8,1	58,0	0,0	58		67	74	76	
Picota	58,3	4,0	55,0	0,0	58		55	56	18	
Cabido	44,0	3,7	40,0	0,0	49		43	44	40	
Casão	11,8	4,8	17,0	7,5			11	7,5	17	
Amendoeira	25,3	4,2	30,0	22,0			22	24	30	
Curral Legua									32	
R. Almansor	30,9	10,6	56,0	24,0						
Cloretos (mg/L)										
Amoreira	55,9	27,3	79,0	9,3	59	60	72	79	9,3	
Picota	39,5	14,4	49,0	18,0	45		49	46	18	26
Cabido	58,2	16,8	75,0	30,0	64	60	75	62	30	55
Casão	12,3	1,0	13,0	11,0		13	11	13	12	2,4
Amendoeira	20,5	10,3	36,0	15,0		16	15	15	36	16,7
Curral Legua									10	
R. Almansor	40,8	14,3	73,0	17,0						

As concentrações de Sulfato na ribeira de Almansor são inferiores à maioria dos poços e quase sempre inferiores a 30 mg/L. Quanto aos Cloretos, as concentrações do rio apresentam um nível intermédio (17-73 mg/L) relativamente aos poços. A albufeira dos Minutos apresenta valores de Cloretos (18-28 mg/L) inferiores aos do rio.

Os Nitratos e Fosfatos são os dois principais nutrientes e tipicamente os factores limitantes da produção primária. Desde logo pela contribuição dos processos biológicos, o azoto e o fósforo têm ciclos biogeoquímicos particularmente dinâmicos em meio aquático. Mas, para além destes aspectos, a solubilidade dos compostos azotados gera fluxos significativos do solo para os sistemas aquáticos seja por infiltração contaminando as águas subterrâneas, seja por escorrência superficial entrando directamente nas águas superficiais.

O poço de concentrações mais elevadas relativamente aos outros iões, o do Cabido, evidencia de novo um teor de Nitratos muito superior aos restantes, de 50 a 88 mg/L NO₃ (Figura 3.28). Perante a hipótese de se terem registado posteriormente a este período de amostragem melhorias na retenção dos efluentes da suinicultura e eventualmente ausência de espalhamento, procedeu-se a nova colheita em 19 Dezembro 2007 tendo-se obtido a concentração de 110mg/L NO₃.

O poço da Amoreira da Torre apresenta a 2ª mais elevada concentração de nitratos, 14 - 22 mg/L, embora muito inferior ao Cabido. No grupo de poços do Casão, Picota e

Amendoeira, as concentrações estão compreendidas entre inferiores ao limite de quantificação (LQ) e 9,7 mg/L. As concentrações na Ribeira de Almansor estão compreendidas entre <LQ e 8,4mg/L sendo os valores geralmente inferiores a 4mg/L (cf. Cap.8).

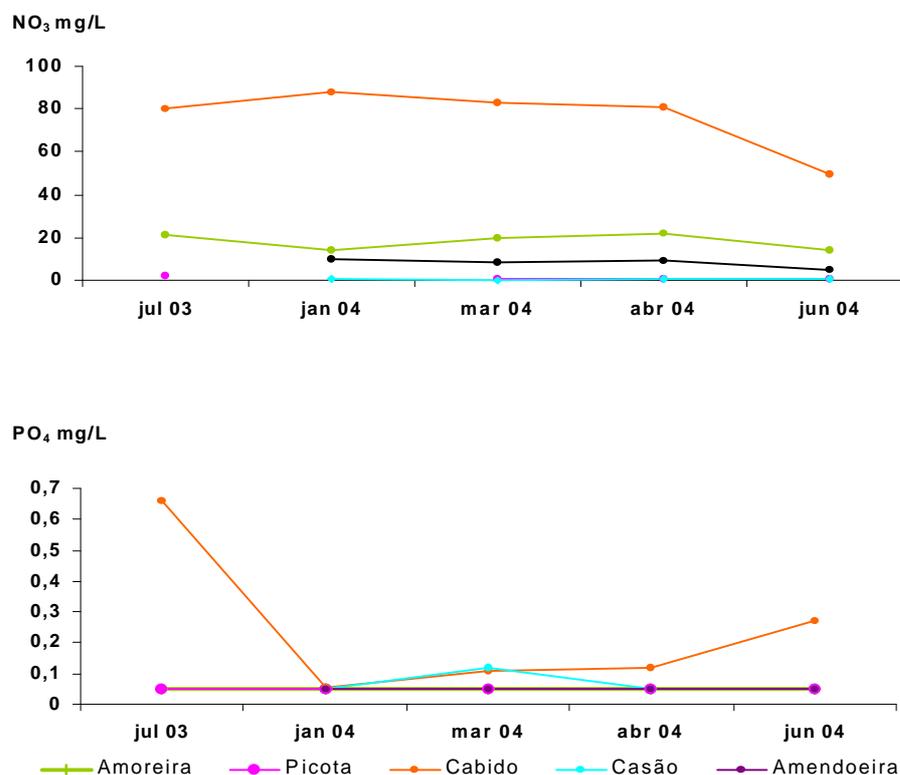


Figura 3.28: Variação das concentrações de Nitrato e Fosfato nos poços; refere-se que há sobreposição total dos valores de fosfato dos poços Amoreira e Picota e, de Janeiro 2004 em diante, também de Amendoeira .

Relativamente aos Fosfatos (Figura 3.28), as concentrações mantêm-se sempre baixas, geralmente inferiores ao limite de quantificação (LQ), sendo no Cabido que se observaram os teores mais elevados, entre LQ e 0,66 mg/L P₂O₅. Os fosfatos não contaminam tipicamente as águas subterrâneas porque a respectiva solubilidade é baixa e são geralmente transportados associados a partículas de argila. Não são, pois, de esperar concentrações significativas nas águas subterrâneas.

As concentrações na Ribeira de Almansor estão compreendidas entre <LQ e 0,51mg/L, e 79% dos valores são inferiores a 0,15mg/L (cf. Cap.8).

3.5 UTILIZAÇÃO DE ^{18}O COMO TRAÇADOR NA ANÁLISE DE ORIGENS E FLUXOS

3.5.1 Introdução

Tem-se vindo a generalizar a utilização do isótopo Oxigénio 18 (^{18}O) como traçador de fluxos e processos na caracterização das águas subterrâneas.

Os isótopos estáveis são medidos como uma razão dos dois isótopos mais abundantes de um dado elemento. O oxigénio tem três isótopos estáveis: ^{16}O (99.63%), ^{17}O (0.0375%) and ^{18}O (0.1995). A razão isotópica utilizada no caso do oxigénio é de ^{18}O relativamente a ^{16}O . Rácios de ^{18}O com ^{16}O ($\delta^{18}\text{O}$) em águas, rochas, e muitas soluções são quantificados em ‰ (por mil) relativamente ao VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water). Um valor de $\delta^{18}\text{O}$ positivo, por exemplo +1‰, significa que a amostra tem 1 por mil ou 0,1% mais ^{18}O do que a referência, ou está enriquecida em 1‰. Identicamente, uma amostra que decresceu essa mesma quantidade relativamente à referência, seria expressa como $\delta^{18}\text{O}_{\text{amostra}} = -1‰$ VSMOW.

A precipitação é a origem principal da água subterrânea em virtualmente todos os sistemas. Diversos factores controlam a composição isotópica da precipitação antes e depois da recarga o que possibilita a utilização dos isótopos de oxigénio como traçadores das origens da água e processos envolvidos (Kendall & McDonnell, 1998). A uma escala regional, as composições isotópicas são controladas por diversos factores:

- **Efeito da Altitude:** No lado submetido a vento de uma montanha, o oxigénio 18 da precipitação decresce com o aumento da altitude. Este padrão não é observado nas encostas abrigadas ou em montanhas em que ocorre precipitação de neve.
- **Efeito da Latitude:** O $\delta^{18}\text{O}$ decresce com o aumento da latitude .
- **Efeito de Continentalidade:** A razão isotópica decresce do interior para a costa.
- **Efeito de quantidade:** Quanto maior for a precipitação, menor o $\delta^{18}\text{O}$ da precipitação; este efeito não se verifica para a neve.

Em pequenas bacias, a variabilidade temporal e espacial da água subterrânea pode reflectir a variabilidade sazonal da precipitação. Em bacias de maiores dimensões e em função das diversas fases por que a água vai passando no respectivo ciclo a composição isotópica vai-se alterando e o efeito da sazonalidade da precipitação atenua-se significativamente. Um dos processos que mais fortemente contribui para a

alteração do $\delta^{18}\text{O}$ é a evaporação que vai afastando a composição isotópica da que originalmente existia na água meteórica.

A chuva constitui, portanto, a referência dos menores valores de $\delta^{18}\text{O}$ e os valores da razão isotópica mais elevados são geralmente encontrados nas águas superficiais (Kendall & McDonnell, 1998). Tipicamente os valores da água subterrânea encontram-se entre os dois. A origem da água subterrânea à escala regional, os fluxos com águas superficiais, e os eventuais processos, designadamente associados à utilização da água, podem alterar a composição isotópica e permitem por isso um nível complementar de caracterização desses corpos de água.

3.5.2 Métodos

Neste estudo procedeu-se à determinação de $\delta^{18}\text{O}$ para a água da albufeira de Minutos, em 2 pontos da ribeira de Almansor (junto à barragem - estação D; sector de jusante - estação M), e em 4 poços: Mte. dos Hospitais, Mte. da Picota, Mte. Amendoeira, Amoreira de Cima. As amostras foram colhidas em 22 de Maio de 2003.

As determinações foram efectuadas com espectrometria de massa no ITN - Instituto Tecnológico e Nuclear (Laboratório de Química Analítica e Ambiente, Dra. Paula Carreira). O conteúdo em ^{18}O é referido em ‰ unidades relativas a VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water).

3.5.3 Resultados - composição isotópica da água da albufeira dos Minutos, ribeira de Almansor e poços

Os valores mais elevados, e únicos valores positivos, observados na albufeira (Quadro 3.11) indicam claramente que este corpo de água sofre de uma mais intensa evaporação do que qualquer outro dos corpos em análise. Os valores mais elevados à superfície são atribuíveis à evaporação que se está a processar e, dado que nesse período existe isolamento devido à instalação da estratificação térmica, tendo deixado de haver mistura na coluna de água, o enriquecimento isotópico já não se está a processar na camada mais profunda e por isso o valor de $\delta^{18}\text{O}$ é aí inferior. A água armazenada na albufeira é o resultado da acumulação de água ao longo dos 5 meses anteriores às colheitas já que antes do fecho da barragem (Janeiro de 2003) registou-se precipitação muito elevada que levou à substituição da água anteriormente acumulada na área da albufeira. A água armazenada na albufeira é, pois, água acumulada desde Dezembro-Janeiro até Abril.

Quadro 3.14. Valores de $\delta^{18}\text{O}$ para a Albufeira dos Minutos, Ribeira de Almansor e Poços.

Local	Coordenadas militares		Cota m	Distância ao curso m	$\delta^{18}\text{O}$ ‰ VSMOW
	M	P			
Alb.Minutos superfície	203283	187835	253		+1,79
Alb.Minutos meia água	203283	187835			+1,56
Rib.Almansor - Estaç D	202651	188013	235		-2,14
Rib.Almansor - Estaç M	193720	185199	190		-2,28
Poço Picota	203504	186319	270	2125	-4,01
Poço Hospitais	200000	189430	262	1675	-3,96
Poço Amoreira de Cima	198404	187911	235	875	--2,61
Poço Amendoeira	196597	187138	220	200	-1,04

A composição isotópica do rio é distinta da albufeira, mesmo na estação D, localizada a pequena distância da barragem. A hipótese de que a albufeira poderia perder água para o curso não se confirma, pois, com base no contraste de $\delta^{18}\text{O}$. A evaporação que se processa ao longo dos cerca de 11 km de distância entre as estações D e M justificaria um enriquecimento em ^{18}O . No entanto, o valor observado para a estação M revela um empobrecimento. Este facto e a proximidade das composições isotópicas do rio e das águas subterrâneas traduz de modo evidente a contribuição do subsistema subterrâneo para o curso de água. A precipitação em Maio de 2003 é muito baixa e não se traduziu por isso, e como é típico neste período do ano, em entrada directa de água da chuva para o rio por escorrência superficial.

O valor da composição isotópica dos poços é quase sempre inferior à do curso de água, excepto o poço da Amendoeira que se encontra a uma pequena distância do curso e a uma cota muito próxima da deste.

Os poços variam entre razões isotópicas de -4,01‰ (Picota) e -1,04‰ (Amendoeira) (Quadro 3.14). O valor observado no poço da Picota sugere uma rápida entrada de água da chuva já que não se verifica um substancial enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$, sendo o valor próximo do intervalo de valores esperados para a precipitação.

Não se dispõe da composição isotópica da precipitação na zona de estudo. A composição isotópica da precipitação em Portalegre (Estação Meteorológica de Portalegre, 597 m de altitude) é $\delta^{18}\text{O} = -5,44$ ‰ (ITN *in* Marques et al., 2003). Sendo

os valores da razão isotópica função da altitude, na zona de estudo os valores poderiam ser um pouco superiores dado que a respectiva altitude é inferior. A menor precipitação na zona de Évora-Montemor reflectir-se-á também num valor superior da razão. Contrariamente, a diferença de continentalidade reflectir-se-á na composição isotópica diminuindo um pouco os valores. Globalmente não será de prever que haja diferenças expressivas nos valores entre Portalegre e a zona de estudo.

A razão isotópica do poço da Picota parece, pois, traduzir uma rápida recarga pela precipitação, o que é confirmado pelo facto de existirem próximo valas em que aparentemente se processará uma rápida infiltração de água. Por outro lado, em períodos de precipitação mais intensa a água no poço adquire turvação o que parece sugerir uma entrada directa de água (possivelmente através de fissura existente na estrutura do poço), e não entrando por infiltração mais profunda.

Curiosamente observa-se para os 4 poços analisados uma relação entre cota e enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ (Quadro 3.14). Este facto poderia levar a supor que, tendo esta água um carácter sub-superficial, o enriquecimento em $\delta^{18}\text{O}$ seria o resultado da evaporação à superfície do solo que se processaria ao longo do percurso em direcção ao rio. O enriquecimento do isótopo no poço da Amoreira de Cima poderá estar associado a água de rega (proveniente do próprio poço ou não), parte da qual se infiltraria contribuindo assim para a elevação de ^{18}O nessa água subterrânea.

O caso do poço da Amendoeira (-1,04 ‰) pode ser visto como um caso particular já que este se encontra a curta distância do rio (aprox. 200m) e a uma cota muito próxima deste (Quadro 3.14) e numa zona plana junto a uma pequena linha de água. A evaporação nessa zona baixa e a possível conectividade com o curso deverão explicar a elevada razão isotópica.

3.6 AVALIAÇÃO DIRECTA DE FLUXOS DE ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA O RIO

Durante o período de estiagem, as únicas entrada de água para os cursos provêm do subsistema subterrâneo, ou mais exactamente sub-superficial. É em grande medida este o responsável pela persistência de volumes significativos de água superficial nos cursos que sofrem em menor grau os efeitos do longo período quente e seco que se observa no Sul de Portugal.

Nas áreas de regadio, a contribuição das águas subsuperficiais para o curso é fundamentalmente constituída pela água de rega drenada dos campos agrícolas e portanto enriquecida em fertilizantes e fitofármacos ou produtos deles resultantes.

Para caracterizar de modo directo os efeitos do regadio durante o período seco, foram instalados diversos drenos nas margens da ribeira de Almansor na tentativa de intersectar o fluxo de água sub-superficial para o curso.

Foram instalados em Abril de 2002, imediatamente a jusante da estação O (exploração agrícola do Monte da Amoreirinha, pastagem) e na zona da estação C (exploração agrícola do Monte da Amoreira da Torre, regadio) (Figura 3.29)



Figura 3.29: Locais de instalação dos drenos na ribeira de Almansor (assinalados com setas).

Os drenos eram constituídos por tubos de aço de 50mm de diâmetro com cerca de 100cm de comprimento e em que metade da secção fora cortada num comprimento de 70cm. Estes drenos foram inseridos nos taludes marginais com o lado aberto da parte cortada voltado para cima e apenas ficando a extremidade da parte não cortada de fora (Figura 3.30). A água que circularia pelo dreno sairia por essa extremidade e seria recolhida por um frasco de polietileno preso ao tubo. No sentido de evitar a entrada de partículas estranhas e organismos a ligação do tubo ao frasco foi isolada com filme plástico. Para evitar a saída de partículas de solo pela extremidade do dreno, foi inserida no tubo uma pequena massa de fibra inerte.

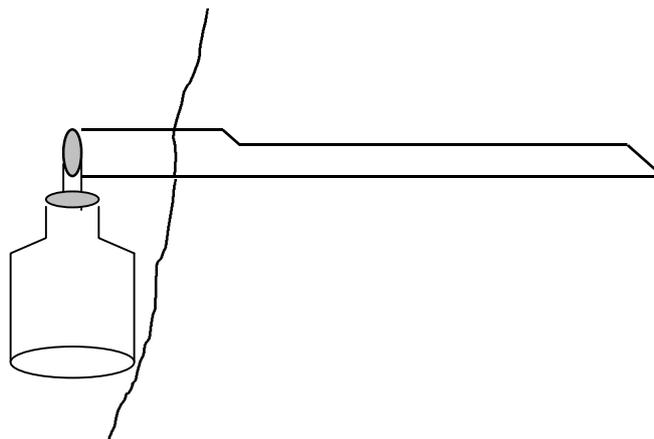


Figura 3.30: Representação esquemática dos drenos inseridos nos taludes marginais.

Este tipo de dispositivos foi utilizado com sucesso na colheita de água sub-superficial, designadamente em estudos de fluxo de nutrientes e de avaliação da eficácia de instalação de “filtros verdes” para intersecção de nutrientes.

No presente estudo não foi colhido qualquer volume de água ao longo do período de Primavera e Verão. Este facto permite supor que não há entrada significativa de água das zonas de regadio para o curso pelos taludes. Pode-se colocar, no entanto, a hipótese de haver algum grau de conectividade pelo leito. De facto, o grau de humidade que persiste no leito mesmo quando no local não existe água superficial, indica a existência de processo de difusão no solo a partir de níveis de água a pequena profundidade. Mas, o facto de pelos taludes não se registar entrada de água, parece significar uma rega bem ajustada.

Estes resultados fazem supor que durante o período seco, em que nas explorações agrícolas se faz rega, não haverá entradas expressivas de compostos químicos para o rio.

3.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Um dos objectivos deste capítulo é a caracterização hidrogeológica do aquífero no perímetro de rega. As conclusões mais importantes desta componente do estudo são:

- O aquífero na zona do perímetro de rega dos Minutos, para a profundidade média de 5.5m, é livre. Como tal, nesta futura área de regadio, os escoamentos

subterrâneos dependem da topografia da região. Isto significa que só parte da água infiltrada no perímetro de rega pode, a priori, contribuir para a recarga da ribeira de Almansor, isto porque o perímetro de rega situa-se em duas bacias hidrográficas distintas.

- Os valores mais elevados de condutividade eléctrica situam-se em zonas de regadio já existentes. Dentro destas áreas regadas, os valores mais elevados de condutividade encontram-se em propriedades com explorações de bovinos estabulados e suínos de ciclo fechado em que é efectuada a retenção e espalhamento das águas residuais (chorume), caso da herdade de Pedras Alvas e Monte do Cabido, respectivamente.

Neste capítulo caracterizou-se o quimismo das zonas hidrogeológicas do concelho de Montemor-o-Novo pertencentes à bacia hidrográfica do rio Tejo. Nesta parte do estudo tentou-se demarcar as características hidroquímicas do Sistema aquífero de Évora-Montemor-Cuba (sector Montemor-o-Novo), das rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena. Também se aprofundou o estudo da qualidade das águas subterrâneas no sistema aquífero do sector de Montemor, concluindo-se que:

- A Análise em Componentes Principais (ACP) demonstrou ser um método eficaz para a interpretação das relações existentes entre os parâmetros hidroquímicos, nas zonas hidrogeológicas. Através da ACP, também foi possível confrontar os parâmetros hidroquímicos com o tipo de captação provando-se que a maioria dos poços e nascentes captam em águas subsuperficiais.

Este método de estatística multivariada permitiu, também, a utilização das coordenadas dos pontos de água segundo as projecções nos eixos factoriais como indicadores da qualidade da água subterrânea.

- O método estatístico de Análise de Correspondências Múltiplas foi útil para a diferenciação das características das águas subterrâneas das zonas hidrogeológicas das Rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena e do Sector Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor).
- A água do sector pouco produtivo das rochas ígneas e metamórficas da Zona da Ossa-Morena é do tipo cloretada cálcica e é, maioritariamente, menos mineralizada que a do Sector de Montemor. Os pontos de água, nesta zona, com teores mais elevados em sais são também os que apresentam maiores teores de parâmetros associados a uma causa antropogénica, como os nitratos e os sulfatos. O sulfatião parece ter duas origens distintas: uma natural e uma outra de origem

antropogénica. Esta zona apresenta uma maior heterogeneidade no teor dos parâmetros hidroquímicos.

- No sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba (Sector Montemor-o-Novo) existem dois tipos de água, águas bicarbonatadas mistas e águas cloretadas mistas. Neste sistema verificou-se a presença de concentrações mais elevadas de bicarbonato (HCO_3^-), associadas a uma maior mineralização da água. O facto deste sistema aquífero ter, geralmente, concentrações mais elevadas dos parâmetros hidroquímicos pode ser consequência de uma maior camada de alteração da rocha, promovendo um contacto mais íntimo entre a água e a rocha. O sulfato é, provavelmente, de origem natural e a sua presença aponta para a existência de sulfuretos metálicos. Em termos qualitativos, a água subterrânea do Sector de Montemor tem menores teores de nitrato do que o sector pouco produtivo da ZOM; este sistema apresenta também uma maior homogeneidade nos teores dos parâmetros hidroquímicos.

Em síntese, nas áreas de regadio da bacia hidrográfica da ribeira de Almansor, a água subterrânea contém teores mais elevados de sais e designadamente nas áreas em que há explorações pecuárias estabuladas. O espalhamento dos chorumes das explorações pecuárias nos terrenos agrícolas aumentam a salinização dos aquíferos (PIGS, 2003). Anteriormente à entrada em funcionamento do perímetro de rega, nas zonas de regadio, a água subterrânea era utilizada para rega. Deste modo cria-se o ciclo extracção – evaporação – concentração – infiltração - extracção, o que aumenta a salinização da água subterrânea.

Nas regiões de clima mediterrânico em que ocorrem meses secos em que a precipitação não contribui para a diluição, a água drenada para o rio a jusante das áreas de regadio pode piorar de qualidade.

A água de rega mais os fertilizantes quando se infiltram tendem a situar-se na parte superior do aquífero porque os fenómenos de mistura das águas por dispersão e difusão molecular são muito lentos. Verifica-se, então, uma estratificação da água do aquífero com a parte superior mais salinizada. Assim, para a obtenção de água com qualidade terá que se procurar níveis mais profundos dos aquíferos.

Os aquíferos em meios fissurados têm normalmente uma profundidade relativamente baixa porque, à medida que esta aumenta, a densidade e intensidade de fracturação diminui (pressão litostática).

É, por isso, aconselhável acompanhar a evolução da qualidade das águas subterrâneas no perímetro de rega dos Minutos porque este tipo de aquífero foi considerado como de vulnerabilidade específica à contaminação por nitratos elevada (vide capítulo 8). No entanto, é de referir que durante o presente estudo não se observaram concentrações de nitratos que traduzam um quadro generalizado de poluição das águas subterrâneas. Só num poço situado em zona em que se verificava o espalhamento de efluentes de uma suinicultura se registaram concentrações superiores ao limiar usualmente considerado como definidor de uma situação de poluição.

Na análise detalhada para um conjunto de poços localizados próximo da ribeira de Almansor, relativamente ao conjunto de iões de carácter mais conservativo, verifica-se uma considerável heterogeneidade no quimismo dos poços. Os poços localizados em zonas de regadio apresentam as concentrações mais elevadas. Os poços nas zonas em que a actividade agrícola é extensiva ou em zonas de pastagem de baixa densidade apresentam os mais baixos teores. Não se evidenciaram alterações significativas das concentrações em cada um dos poços nos vários períodos de amostragem.

As concentrações no rio traduzem uma situação intermédia reflectindo a contribuição das distintas configurações do quimismo subterrâneo.

O estudo da composição isotópica ($\delta^{18}\text{O}$) de vários pontos de água superficiais e subterrâneos contribui igualmente para a compreensão das interacções entre os vários subsistemas em jogo. A composição isotópica do rio é totalmente distinta da da albufeira, mesmo na estação D, localizada a pequena distância da barragem. A hipótese de que a albufeira poderia perder água para o curso não se confirma, pois. A evaporação que se processa ao longo dos cerca de 11 km de distância entre as estações D e M justificaria um enriquecimento em ^{18}O . No entanto, o valor observado para a estação M revela um empobrecimento. Este facto e a proximidade das composições isotópicas do rio e das águas subterrâneas traduz a contribuição do subsistema subterrâneo para o curso de água.

Utilizaram-se tubos (drenos) inseridos nos taludes marginais para colheita directa de água subterrânea através da intersecção do fluxo subterrânea - rio. O facto de não se ter colhido qualquer volume de água significa uma rega bem ajustada e, portanto, com perdas mínimas. Este resultado faz supor que durante o período seco, em que nas explorações agrícolas há rega, não haverá entradas expressivas de compostos químicos para o rio.

3.8 REFERÊNCIAS

ADENE, 2003. Estudo de viabilidade do tratamento centralizado de resíduos agropecuários no Concelho de Montemor-o-Novo. Câmara Municipal de Montemor-o-Novo (CMMN) Programa LIFE-AMBIENTE da União Europeia (projecto LIFE00ENV/P/OOO829).

Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto. Diário da República n.º 176/98, Lisboa.

ERHSA, 2001. Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo. Comissão de Cordenação da Região Alentejo. Évora.

INAG, 2000. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tejo 1ª Fase. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território.

KENDALL C., J.J. McDONNELL (Eds.) 1998. Isotope Tracers in Catchment Hydrology. Elsevier Science B.V., Amsterdam.

MARQUES J.M., M.ANDRADE, F.GOFF, M.J.BASTO, M.J.MATIAS, R.C.GRAÇA, P.M.CARREIRA, L.AIRES-BARROS, L.ROCHA. 2003. Origin and evolution of high pH mineral waters traced by isotope geochemistry (S-Portugal). Internat. Symp. on Isotope Hydrology and Integrated Water Resources Management. IAEA-CN-104 180-181.

PIGS, 2003. Desenvolvimento de um Sistema de Instrumentos de Política de Ambiente para o Sector Suinícola de Montemor-o-Novo. Câmara Municipal de Montemor-o-Novo (CMMN) Programa LIFE-AMBIENTE da União Europeia (projecto LIFE00ENV/P/OOO829).

Agradecimentos

Dra. Paula Carreira, Instituto Tecnológico e Nuclear - Laboratório de Química Analítica e Ambiente, pela realização das determinações de ^{18}O .

ÍNDICE

4. Caracterização geral da Ribeira de Almansor e da barragem de Minutos	4-1
4.1. Ribeira de Almansor.....	4-1
4.2. Barragem dos Minutos e elementos do projecto.....	4-6
4.3. Referências	4-9

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 4.1: Ribeira de Almansor.	4-2
Figura 4.2: Localização da albufeira dos Minutos.	4-8

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 4.1 - Características principais da Albufeira dos Minutos (SNIRH-INAG, 2005)	4-8
--	-----

4. CARACTERIZAÇÃO GERAL DA RIBEIRA DE ALMANSOR E DA BARRAGEM DE MINUTOS

4.1. RIBEIRA DE ALMANSOR

A Ribeira de Almansor insere-se na rede hídrica do Tejo, sendo a hierarquia dos cursos a seguinte: ribeira de Almansor, ribeira de Canha, ribeira de Santo Estevão, rio Sorraia, rio Tejo.

A ribeira de Almansor estende-se por cerca de 34km desde as cabeceiras nas proximidades de Arraiolos até à confluência com a ribeira da Laje dando então origem à Ribeira de Canha. O sector fluvial a jusante da barragem dos Minutos até à Ribeira de Canha tem uma extensão de cerca de 25 km.

Com base na classificação de Strahler, a jusante da barragem a ribeira de Almansor é de ordem 2 e depois da confluência com a ribeira da Pintada é de ordem 3.

Relativamente às características da rede hídrica da Ribeira de Almansor, a jusante da barragem de Minutos não existem tributários significativos na margem direita já que a bacia hidrográfica se limita a um estreito corredor. Contrariamente, na margem esquerda há linhas de água com áreas drenadas com alguma expressão e que contribuem de forma significativa para o caudal da ribeira de Almansor; é o caso da Ribeira da Serra, Ribeira da Pintada (com alguma importância), Ribeira de Gandum e, a jusante de Montemor-o-Novo e já como afluente da Ribeira da Canha, a Ribeira da Laje, a mais importante destas ribeiras. Este conjunto de linhas de água da margem esquerda está associado à Serra de Monfurado, o que explica a disponibilidade de água mesmo durante o Verão e as características da galeria ripícola.

O segmento de vários km a jusante da barragem de Minutos é muito pouco declivoso (Figura 4.1), o que por si determina a existência de poucas zonas de *riffle* (habitats de escoamento turbulento). No troço a jusante da barragem de Minutos e numa extensão de cerca de 6400 m, entre as cotas 230 e 220 (até à Quinta da Amoreira da Torre), o declive é reduzido, de apenas 0,16 %. Nos 3 km seguintes o declive eleva-se para 0,33%, atingindo-se a cota 210 entre o Monte da Amendoeira e Rata. No pequeno troço de 110 m até à cota 200 (próximo da ponte da EN114) surge um declive mais pronunciado, de 8,70% ocorrendo quedas de água em pequenos degraus e pequenos *riffles* associados.

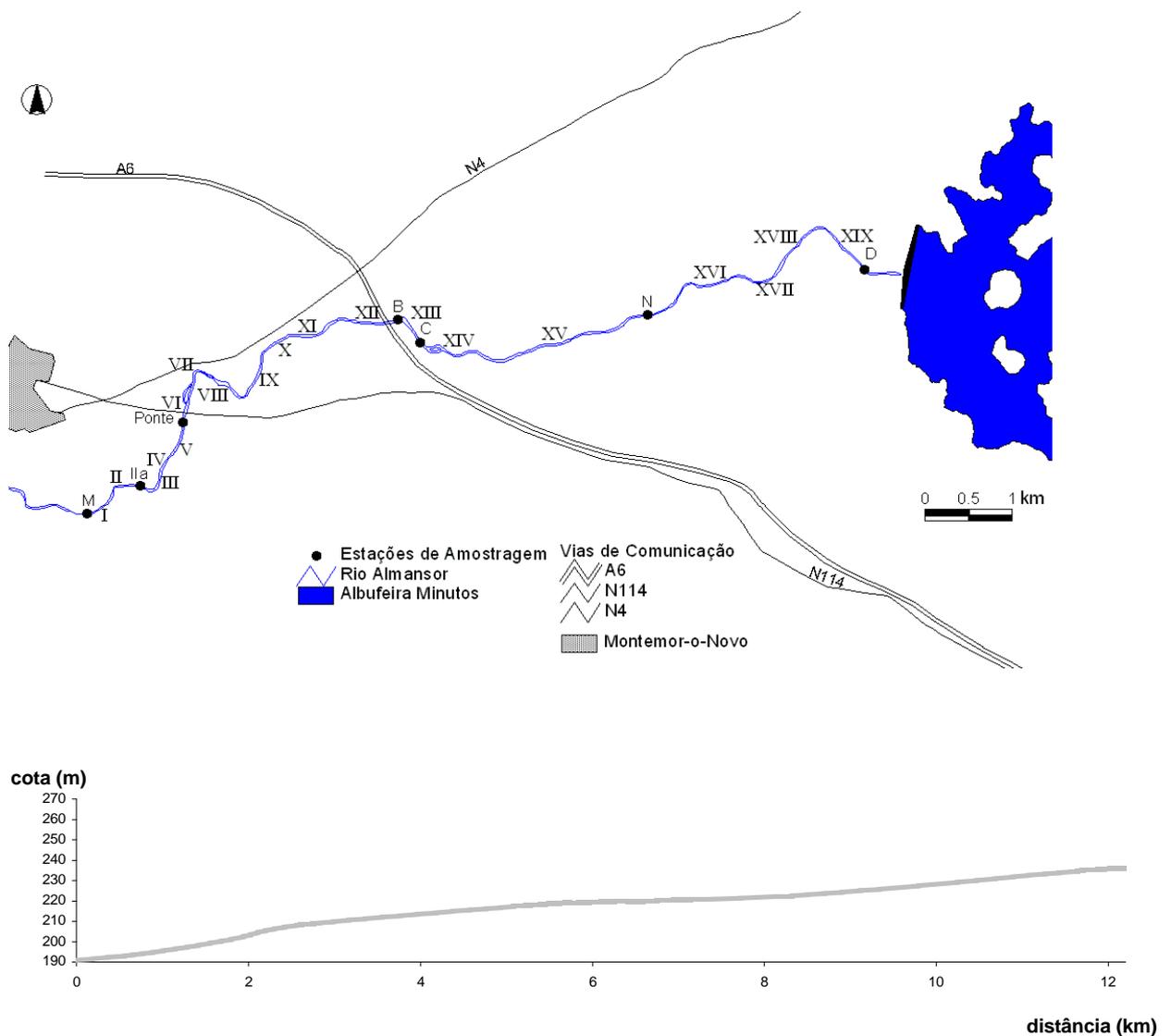


Figura 4.1: Ribeira de Almansor.

No início do presente estudo procedeu-se a uma descrição geral da ribeira de Almansor quanto às características morfológicas e de habitats, sobretudo na perspectiva da ictiofauna. As zonas indicadas encontram-se assinaladas na figura 4.1, onde igualmente surgem marcados os constrangimentos, em termos de conectividade longitudinal, que limitam a movimentação da fauna piscícola e, em situações de reduzido caudal, levam à fragmentação das populações.

Zona I – Esta zona é constituída apenas por um *pool* (zona de reduzido ou nulo escoamento e geralmente de profundidade significativa) de grandes dimensões (comprimento superior a 100m) e com profundidade a variar entre cerca de 0,5m e 2m,

interrompido a montante por um açude com desnível aproximado de 2m seguindo-se a jusante uma zona de escoamento turbulento e novamente um pool. O substrato é constituído por material grosseiro colmatado com vasa.

Zona II – A montante da confluência com a Ribeira da Pintada, há uma zona com algum declive dando origem a pequenas quedas de água que se associam a *riffles*; o substrato é heterogéneo dominando as fracções 5-10 cm e 10-20 cm e havendo areia e vasa depositada.

Para jusante, observa-se um leito secundário com blocos de dimensão significativa implicando transporte com níveis de energia elevada só possível com caudais elevados.

Zona IIa – Zona com algum declive apresenta pequenos degraus, originando a turbulência do escoamento um conjunto de *riffles* de profundidades compreendidas entre 0,2m e 0,5m; os *riffles* alternam com áreas de corrente mais atenuada. Este intervalo de profundidade associado às velocidades de corrente médias correspondem a situações de habitat geralmente ocupadas por barbos e bogas. Constitui um troço com elevado potencial como habitat reprodutivo para espécies reófilas, seguramente dos mais significativos deste sector do Almansor.

Nalgumas áreas a cobertura de finos atinge 50% e todas as partículas de maiores dimensões encontram-se inseridas em sedimento fino; o sedimento é irregular com afloramentos rochosos, pedras de vária granulometria e cascalho.

A jusante existe um pool com profundidade aproximada de 1m, com pouca sombra (ensombramento inferior a 40%), substrato de areia, e existe algum cover definido por arvores mortas.

III – Esta zona caracteriza-se pela ocorrência de vários *riffles* pequenos e bastante irregulares, estando quase sempre confinados a espaços entre os afloramentos rochosos que constituem o leito do rio; as profundidades médias não vão além de 0,5m, sendo também a largura cerca de 0,5m. Neste local existe muita vegetação no leito do rio que tem um ensombramento superior a 40%; este troço, pelas características que apresenta, deverá estar seco parte de ano.

IV – Esta zona apresenta uma situação semelhante à descrita para III; o tipo de morfologia do leito do rio nestas duas zonas é em parte consequência do açude que se encontra a montante da zona IV, e que durante muito tempo foi utilizado para canalizar água para o moinho da Pintada; actualmente este moinho encontra-se

desactivado, no entanto o açude continua a impedir o escoamento da água pelo leito do rio.

V – O *pool* criado pelo açude constitui a maior parte da área molhada desta zona. Este troço apresenta ainda alguns *pools* de pequena profundidade; no substrato realçam-se afloramentos rochosos, e ocorre muita vegetação no leito do rio com um ensombramento superior 60%.

VI – Esta zona estende-se para montante do açude da zona V, actualmente parcialmente destruído pelo que não constitui um impedimento à passagem da água; a montante existe um fluxo mais ou menos regular de água ligando pequenos *riffles* e *pools* de profundidade inferior a 0,5m. Para jusante da ponte (EN114) existia uma grande barra sedimentar no meio do curso que deu origem a uma ilha madura ocupada por vegetação (removida por meios mecânicos em 2005). Para montante da ponte existe um troço heterogéneo relativamente a substrato e tipos de escoamento. Durante o Verão, toda esta zona e as zonas III, IV e V tendem a ficar secas ou apenas com pequenos pegos; o ensombramento é superior a 40%.

VII e VIII – Leito relativamente largo e de taludes pronunciados com grande acumulação de material vasoso. Existe açude que provoca a formação de espelho de água. A zona VII é afectada de forma directa por pequena pecuária responsável pelo elevado teor de matéria orgânica no sedimento e pelas características anóxicas deste. A linha de água que conflui com a ribeira do Almansor nesta zona deverá contribuir também com alguma matéria orgânica. Formou-se banco de sedimento na margem esquerda (associado ao processo de deposição sedimentar no lado interior da curva). A galeria ripária é pobre e na margem esquerda quase inexistente. Existe constrangimento entre as zonas VII e VIII. O curso estreita e mantém-se estreito e pouco profundo com corredores de vegetação arbórea em ambas as margens

IX – Para montante do troço com o canal estreito, existe um açude que forma um espelho de água de grande área que é utilizado para bombagem de água para as explorações agrícolas próximas; as profundidades são muito variáveis, em parte da área cerca de 1,5m, e superiores nas proximidades das bombas de água; o substrato é de vasa e areia e a sombra é muito reduzida (inferior a 10%); existe algum cover criado por detritos vegetais. No limite a montante existe uma fábrica de óleos abandonada (Fexol) e ao lado desta um colectador de águas residuais domésticas

proveniente da zona industrial encharca o solo junto à margem direita e verte para o curso. Ao longo da margem estende-se uma barreira de caniço.

X, XI e XII – Estas zonas são de difícil reconhecimento devido às massas compactas de silvas e outra vegetação que não permitem a aproximação ao rio. Existem diversos *pools* de grandes dimensões com profundidades que atingem mais de 1m. Havendo muita vegetação nas margens, o ensombramento elevado (superior a 60%) é quase constante. Os constrangimentos estão associados a passagens para veículos ou afloramentos rochosos no leito do rio.

XIII – Esta zona abrange as estações B e C; apresenta profundidade entre 0,3 e 1,5m; o ensombramento é inferior a 10%, sendo o substrato constituído por cascalho com sedimento fino a preencher a totalidade dos interstícios ou por vasa; existe algum cover definido por detritos vegetais no leito do rio.

XIV - Nesta zona, o leito estreita e dá origem a um troço estreito e de velocidade de corrente mais elevada; apesar disso domina vasa arenosa que se acumula formando uma camada de 1-2 cm de espessura sobre o sedimento mais grosseiro; as pedras emergentes representam uma pequena percentagem da superfície do substrato. Para montante, o leito alarga-se existindo um *pool* de grandes dimensões com profundidade inferior a 1,5m; o ensombramento é de 80%; no substrato, sobre cascalho e pedras pequenas acumula-se vasa. Esta zona é afectada pela exploração pecuária que se encontra na margem direita do rio.

XV e XVI – Estas duas zonas encontram-se fortemente afectadas por pressões antropogéneas, sendo frequentes as extracções de água para explorações agrícolas próximas, sendo também frequentes as alterações do leito do rio para formar pequenas lagoas. Assim, a morfologia do segmento fluvial foi afectada pela acção do homem, isto é, a profundidade foi aumentada nos locais onde se pretendia proceder a extracção de água; foram também observadas acumulações de material sedimentar e mesmo entulho no leito do rio para provocar o represamento de água criando assim corpos de água para extracção. Verificam-se por isso diversos constrangimentos que reduzem a conectividade longitudinal, dificultando ou impossibilitando a movimentação dos peixes entre a parte de montante e a de jusante.

XVII – Na margem direita do rio formou-se um enorme banco de sedimento arenoso formado durante episódios de cheia. No constrangimento a montante encontram-se

alguns pequenos *riffles* com profundidades inferiores a 0,3m e quase sempre com larguras próximas ou inferiores a 1m.

XVIII – Existem pequenas lagoas com pequena profundidade, e alguns pequenos riffles; a vegetação ripária é desenvolvida estendendo-se para o leito na parte de montante e o ensombramento é quase sempre superior a 60%; o substrato é constituído quase sempre por areia e vasa e, pontualmente, por afloramentos rochosos.

XIX – No troço junto à barragem, verificam-se condições de heterogeneidade quanto à morfologia e ensombramento; a profundidade é bastante variável, entre 0,2 e de 0,7m e o substrato é quase sempre constituído por areia vasosa e também por pequenas pedras, nas zonas mais calmas existindo também uma espessa camada de vasa.

4.2. BARRAGEM DOS MINUTOS E ELEMENTOS DO PROJECTO

Em 24 de Fevereiro de 2002 foi oficialmente inaugurada a barragem dos Minutos pelo então Ministro da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Sr. Eng. Capoulas Santos. O fecho da barragem e início do armazenamento de água na albufeira só se verificou mais tarde, em Janeiro de 2003. Além da barragem, o projecto envolveu a execução de uma rede de rega e drenagem, a construção de uma estação elevatória e de um reservatório de compensação de 600 m³, a beneficiação de 22 km de caminhos rurais e a regularização de linhas de água.

A barragem é de terra, tem uma altura máxima acima da fundação de 36m e o comprimento do coroamento é de 1293m. A capacidade de armazenamento (ao NPA, cota 264m) é de 52,1 hm³ e a área do espelho de água é de 5,3 km².

A rede de rega tem 44km de extensão e efectua-se sob pressão estando disponível 24h por dia. Para a rede de drenagem utilizaram-se cursos já existentes, totalizando esta uma extensão de 15km.

O perímetro de rega possui uma área de 1532 ha abrangendo 162 agricultores, divididos por duas áreas: Amoreiras (1430 ha) e Foros do Cortiço (102 ha). No vol I do Tomo I do Projecto de Reformulação da Barragem dos Minutos prevê-se um consumo para rega de cerca de 12,6 hm³/ano.

Todo este empreendimento se localiza no concelho de Montemor-o-Novo, situando-se a barragem na freguesia de Nossa Senhora da Vila, a montante da confluência da ribeira do Matoso com a Ribeira do Almansor no local Monte dos Minutos.

Embora o projecto seja essencialmente agrícola, prevê-se a utilização de água da barragem para abastecimento aos concelhos de Montemor-o-Novo, Arraiolos e Évora. A barragem dos Minutos encontra-se sob a tutela do então Instituto de Engenharia Rural e Ambiente (IHERA), posteriormente Instituto do Desenvolvimento Rural e Hidráulica (IDRHa), e actualmente Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR).

A albufeira dos Minutos está implantada na Ribeira de Almansor, tributário da Ribeira de Canha que pertence à rede hidrográfica do Tejo.

A albufeira dos Minutos localiza-se entre o triângulo definido por Montemor-o-Novo, Arraiolos e Évora (figura 4.2) sendo alimentada pelas ribeiras de Almansor, Matoso, Alçalva e Santa Sofia. A barragem situa-se a 15,2 km da nascente do Almansor e tem uma bacia hidrográfica com 94,7 km² de área.

Trata-se de uma albufeira implantada em terrenos de inclinação média inferior a 2%, sendo os solos derivados da meteorização de rochas graníticas.

No que diz respeito à ocupação do solo na área envolvente à albufeira, este é essencialmente utilizado para a silvicultura e para pastorícia, sendo esta de muito pouca expressão. A maior parte da área é ocupada por montado não se verificando portanto actividade agrícola intensiva e fortemente exportadora de nutrientes para o corpo de água da albufeira (cf. Cap.2).

No sentido de diminuir a disponibilidade de nutrientes na massa de água e de evitar a existência de obstáculos à navegação e pesca, toda a área de regolho foi objecto de desmatação.

As principais características da albufeira de Minutos encontram-se sintetizadas no Quadro 4.1.

Devido à pequena dimensão da bacia hidrográfica (95 km²), os caudais de alimentação à albufeira dos Minutos são relativamente baixos.

Na bacia de drenagem, a precipitação ponderada estimada pelo INAG é de 712mm a que corresponderá um escoamento médio anual de 215mm, ou seja, cerca de 20hm³/ano (MADRP/Mãe d'Água/FBO, 2002). O volume total da albufeira é de 52hm³ pelo que a albufeira tem capacidade para armazenar cerca de 2,5 vezes o escoamento médio anual sendo, portanto, o seu efeito regularizador no curso a jusante muito forte.

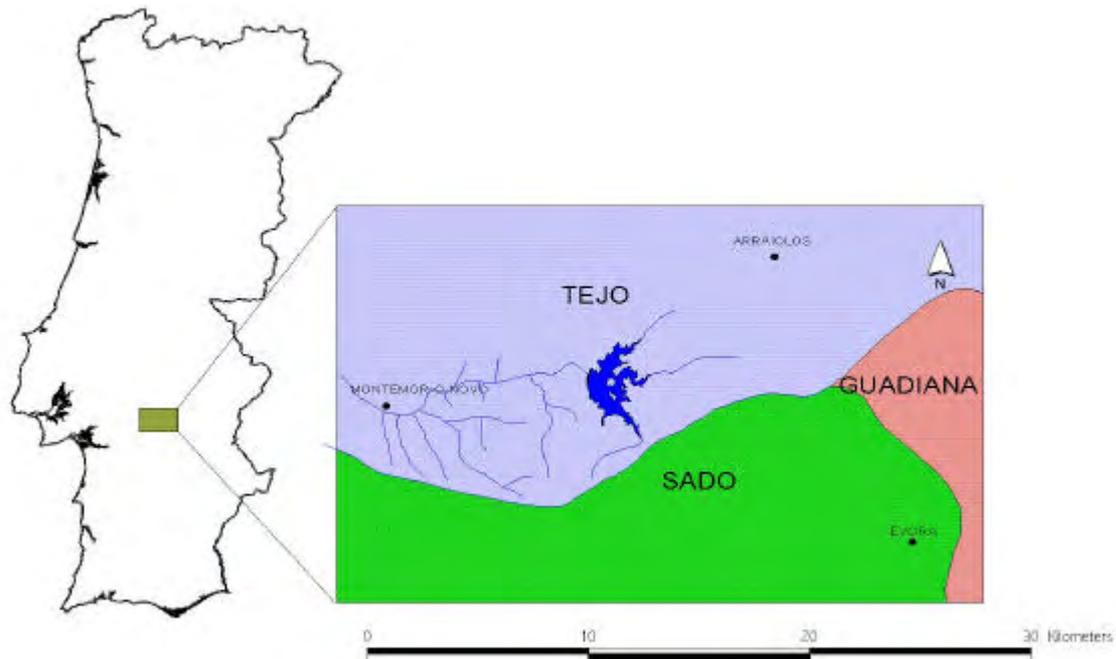


Figura 4.2: Localização da albufeira dos Minutos.

Quadro 4.1 - Características principais da Albufeira dos Minutos (SNIRH-INAG, 2005)

Nome :	Minutos
Bacia Hidrográfica Principal :	Tejo
Sub-Bacia Hidrográfica Principal :	Rio Almansor, Rib. ^a de S. Estevão ou de Canha, Rio Sorraia
Área da bacia hidrográfica:	95 km ²
Altitude da bacia	entre cotas 230 e 375
Localização	
Distrito :	Évora
Concelho :	Montemor-o-Novo
Freguesia :	Nossa Senhora da Vila
Coordenadas	
M :201871.148	Latitude : 38° 39' 49" (N)
P :188630.911	Longitude : 8° 6' 37" (W)
Tipo de Barragem :	Terra
Altura da Barragem :	33 (m)
Capacidade Total	52 hm ³
Capacidade Útil :	47,4 hm ³
Cota do Nível de Pleno Armaz. (NPA)	264 m
Cota do Nível Máximo de Cheia (NMC):	265,5 m
Tipo de Aproveitamento :	Fins Múltiplos

O NPA é atingido no início de Abril em 35% dos anos, e em 70% dos anos a albufeira tem cotas superiores a 260 (MADRP/Mãe d'Agua/FBO, 2002).

4.3. REFERÊNCIAS

MADRP / Mãe d'Agua / DHV FBO, 2002. Projecto de execução de recuperação e manutenção de habitats da Barragem dos Minutos. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Lisboa.

SNIRH-INAG 2005. www.inag.pt

ÍNDICE

5. CARACTERIZAÇÃO DO HABITAT - APLICAÇÃO DA METODOLOGIA <i>RIVER HABITAT SURVEY</i>	5-1
5.1 Introdução.....	5-1
5.2 Metodologia	5-3
5.3 Resultados	5-10
5.4 Referências.....	5-31
5.5 Anexos.....	5-32

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 5.1 - Componentes e dimensões a adoptar no processo de caracterização de cada spot-check.(Environment Agency, 2003).....	5-2
Figura 5.2 - Ficha RHS com os códigos dos spot-checks (Environment Agency,2003).	5-6
Figura 5.3. Localização dos segmentos fluviais caracterizados através do RHS (a vermelho no mapa).....	5-9
Figura 5.4 - Ficha do RHS para o troço de montante, localizado a jusante do local O.	5-12
Figura 5.5. - Aspectos do troço de montante na ribeira de Almansor	5-17
Figura 5.6 - Ficha do RHS para o troço de jusante, localizado a montante do local IIa.	5-19
Figura 5.7. Aspectos do troço de montante a ribeira de Almansor.....	5-24

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 5.1. Categorias de Modificação de Habitat (HMS) para descrever o estado físico do canal fluvial.....	5-8
Quadro 5.2. Pontuações do HQA no troço de montante da ribeira de Almansor	5-28
Quadro 5.3. Pontuações do HQA no segmento de jusante da ribeira de Almansor	5-29

5 . CARACTERIZAÇÃO DO HABITAT - APLICAÇÃO DA METODOLOGIA *RIVER HABITAT SURVEY*

5.1 INTRODUÇÃO

Não estando, embora, incluído no Protocolo relativo a este estudo, entendeu-se util efectuar o levantamento morfológico e dos habitats da ribeira de Almansor aplicando a mais complexa e detalhada metodologia existente, o *River Habitat Survey*. Pretende-se deste modo proceder a uma primeira caracterização do sector fluvial em estudo que poderá ser comparada no futuro com outros levantamentos e detectar assim possíveis alterações entretanto ocorridas.

O River Habitat Survey (RHS) (Environment Agency 1997; Raven *et al.*, 1998) é um método para avaliar as características físicas dos rios que foi desenvolvida com o objectivo de constituir um instrumento de auxílio para a conservação e restauro dos rios e planícies aluviais do Reino Unido.

O sistema foi desenvolvido para permitir a utilização da componente física da qualidade dos rios na avaliação de impactos ambientais, no estabelecimento de objectivos nos planos de bacia e na avaliação e informação do estado do ambiente. Mas o seu âmbito é mais vasto e permite estabelecer relações entre as variáveis de habitat e a componente biológica podendo, assim, constituir a base para modelos preditivos de presença/ausência de determinadas espécies aquáticas ou terrestres mas associadas aos sistemas fluviais-ribeirinhos.

Foi desenvolvido nos anos 90 antecipando os requisitos da Directiva-Quadro da Água e é presentemente usado de forma generalizada como método padronizado em Inglaterra e Gales e, em menor extensão, na Escócia e Irlanda do Norte havendo presentemente mais de 12000 sítios na base de dados do Reino Unido.

A unidade *standard* de levantamento de campo é um troço de rio com 500 m de comprimento. Dentro de um local, mais de 200 entradas de informação obrigatórias são registadas em formulários. A informação é relativa a 10 pontos (*spot-check*) em que se efectuam transectos distando entre si 50 m, e uma avaliação global (*sweep-up*) de atributos tais como tipos de escoamento ou características dos habitats de todo o troço.

Com os *spot-checks* pretende-se caracterizar o corredor fluvial, o canal e as margens. Esta informação inclui o substrato predominante no leito e o tipo de fluxo,

características dos habitats, modificações do leito e margens, tipos de vegetação no leito, estrutura da vegetação nas margens e no topo dos taludes e ocupação do solo. As características físicas são avaliadas executando um transecto no leito com 1 m de largura, enquanto que os outros elementos são avaliados num transecto no rio com 10 m de largura (Figura 5.1). Os vários componentes do sistema fluvial avaliados estão especificados na Metodologia.

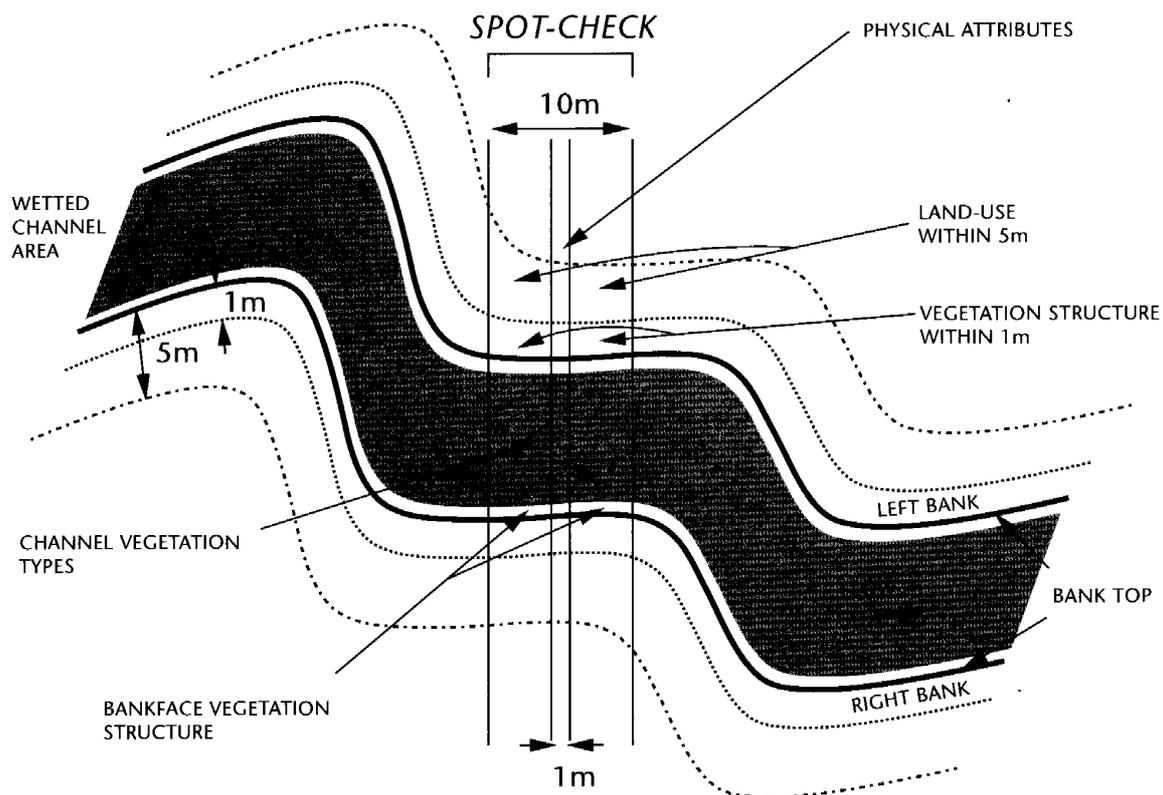


Figura 5.1 - Componentes e dimensões a adoptar no processo de caracterização de cada spot-check.(Environment Agency, 2003)

As características dos habitats e alterações artificiais do canal fluvial juntamente com a ocupação do solo num corredor fluvial em 50m de cada lado são registadas.

A base para a avaliação da qualidade é relativa. As características registadas num local são comparadas com a base de dados onde se concentra a informação nacional, e a avaliação é efectuada dentro de cada tipo de rio. Deste modo, os valores de qualidade têm um carácter relativo.

O RHS é um sistema que proporciona um método consistente para descrever a estrutura física e as alterações nos rios, constituindo assim uma base a que se pode associar outro tipo de informação. O RHS permite comparações de

presença/ausência/ extensão das características entre locais. A qualidade dos habitats pode ser expressa de diversos modos e é principalmente determinada pela diversidade física. Dentro do mesmo tipo de cursos podem-se efectuar comparações ou pode-se seguir a evolução ao longo do tempo de determinados locais identificando deste modo a evolução da situação (recuperação, manutenção do estado, degradação) que tenha ocorrido.

À semelhança do que a DQA estabelece relativamente à necessidade de caracterizar o nível de qualidade ecológica de um dado local como um cociente relativamente a uma situação de referência dentro do mesmo tipo ecológico, também no RHS há níveis de referência relativos a locais de elevada qualidade e que possibilitam uma calibração.

É muito recente a experiência de aplicação do RHS em Portugal. De forma organizada e com carácter sistemático no âmbito de uma rede a nível nacional apenas foi utilizado na aplicação da Directiva Quadro da Água. Com efeito, foi a metodologia de caracterização dos habitats fluviais adoptada em Portugal, tendo sido utilizada nas campanhas promovidas pelo INAG - Instituto da Água que tiveram início em 2004. É portanto ainda limitada a experiência de utilização deste método nos cursos de água portugueses.

5.2 METODOLOGIA

Nos levantamentos do RHS são preenchidos formulários de 4 páginas que reúnem informação em 18 campos (mantêm-se as designações utilizadas nos manuais originais, em inglês):

- A. Field Survey Details
- B. Predominant Valley Form
- C. Number of Riffles, Pools and Point Bars
- D. Artificial Features
- E. Physical Attributes. Left Bank / Channel / Right Bank
- F. Banktop Land-use and Vegetation Structure
- G. Channel Vegetation Types
- H. Land-use within 50 m of Banktop

- I. Bank Profiles
- J. Extent of trees and associated Features
- K. Extent of Channel and Bank Features
- L. Channel Dimensions
- M. Features of special interest
- N. Choked Channel
- O. Notable Nuisance Plant Species
- P. Overall Characteristics
- Q. Alders
- R. Field Survey Quality Control

No preenchimento dos formulários, os tipos de opções para cada característica e os respectivos códigos encontram-se discriminados em folha auxiliar aos formulários (Figura 5.2).

Para além do registo das características do troço são igualmente produzidos pelo sistema do RHS 2 índices: *Habitat Quality Assessment* (HQA), e *Habitat Modification Score* (HMS). Os valores destes índices são obtidos pelo somatório de pontos (*scores*) estabelecidos para um conjunto de características.

Para HQA, as características avaliadas para atribuição de pontos são as seguintes:

- Tipos de escoamento; a pontuação varia em função do número de *spot-checks* em que cada tipo de escoamento predominante é encontrado e de características particulares presentes como quedas ou rápidos;
- Substratos do canal fluvial; a pontuação varia em função do número de *spot-checks* em que cada tipo de substrato predominante é encontrado;
- Características do canal fluvial; a pontuação varia em função do número de *spot-checks* em que cada característica natural do canal (i.e. blocos ou rocha exposta, barras sedimentares no canal, ilhas maduras) é encontrada;
- Características das margens; a pontuação varia em função do número de *spot-checks* em que cada característica natural das margens é encontrada; cada margem é pontuada separadamente;

- Estrutura da vegetação das margens; só a estrutura de vegetação simples e complexa pontuam; cada margem é pontuada separadamente;
- Barras sedimentares; a pontuação é atribuída em função do número de barras sedimentares presentes;
- Vegetação no leito; a vegetação é agrupada em 6 categorias (filamentosas não incluídas) cada categoria presente pontua sendo a pontuação superior se o número de *spot-checks* em que cada categoria de vegetação está presente for igual ou superior a 4;
- Ocupação do solo em 50m; só a presença de determinadas categorias de vegetação natural pontuam;
- Árvores e características associadas; a pontuação depende do carácter mais ou menos isolado ou contínuo da vegetação arbórea; dentro das características associadas, pontuam raízes expostas, detritos lenhosos grosseiros, árvores caídas e se estão presentes de forma expressiva a pontuação eleva-se;
- Características especiais; pontua-se a presença de aspectos particulares como quedas de água com mais de 5m de altura, canais múltiplos, barreiras naturais de detritos, etc.
- Vegetação no leito; a vegetação é agrupada em 6 categorias (filamentosas não incluídas) cada categoria presente pontua sendo a pontuação superior se o número de *spot-checks* em que cada categoria de vegetação está presente for igual ou superior a 4;
- Ocupação do solo em 50m; só a presença de determinadas categorias de vegetação natural pontuam;
- Árvores e características associadas; a pontuação depende do carácter mais ou menos isolado ou contínuo da vegetação arbórea; dentro das características associadas, pontuam raízes expostas, detritos lenhosos grosseiros, árvores caídas e se estão presentes de forma expressiva a pontuação eleva-se;
- Características especiais; pontua-se a presença de aspectos particulares como quedas de água com mais de 5m de altura, canais múltiplos, barreiras naturais de detritos, etc.

RIVER HABITAT SURVEY 2003 VERSION: SPOT-CHECK KEY Page 1 of 2			
BANKS		CHANNEL	
<p>Predominant bank material</p> <p>NV = not visible</p> <p>BE = bedrock BO = boulder CO = cobble GS = gravel/sand EA = earth (crumbly) PE = peat CL = sticky clay</p> <p>CC = concrete SP = sheet piling WP = wood piling GA = gabion BR = brick/laid stone RR = rip-rap TD = tipped debris FA = fabric BI = bio-engineering materials</p>	<p>Bank modifications</p> <p>NK = not known NO = none</p> <p>RS = resectioned (reprofiled) RI = reinforced PC = poached PC(B) = poached (bare) BM = artificial berm EM = embanked</p> <p>Marginal and bank features</p> <p>NV = not visible (e.g. far bank) NO = none</p> <p>EC = eroding cliff (EC if sandy substrate) SC = stable cliff (SC if sandy substrate)</p> <p>PB = unvegetated point bar VP = vegetated point bar</p> <p>SB = unvegetated side bar VS = vegetated side bar</p> <p>NB = natural berm</p>	<p>Predominant substrate</p> <p>NV = not visible</p> <p>BE = bedrock BO = boulder CO = cobble GP = gravel/pebble (G or P if predominant) SA = sand SI = silt CL = clay PE = peat EA = earth AR = artificial</p> <p>Predominant flow-type</p> <p>NV = not visible FF = free fall CH = chute BW = broken standing waves (white water) UW = unbroken standing waves CF = chaotic flow RP = rippled UP = upwelling SM = smooth NP = no perceptible flow DR = no flow (dry)</p>	<p>Channel modifications</p> <p>NK = not known NO = none</p> <p>CV = culverted RS = resectioned RI = reinforced DA = dam/weir/sluiice FO = ford (man-made)</p> <p>Channel features</p> <p>NV = not visible NO = none</p> <p>EB = exposed bedrock RO = exposed boulders VR = vegetated rock MB = unvegetated mid-channel bar VB = vegetated mid-channel bar MI = mature island TR = Trash (urban debris)</p>
<p>FLOW-TYPES</p> <p>FF: Free fall CH: Chute BW: Broken standing waves UW: Unbroken standing waves CF: Chaotic flow RP: Rippled UP: Upwelling SM: Smooth NP: No perceptible flow DR: No flow (dry)</p>		<p>DESCRIPTION</p> <p>clearly separates from back-wall of vertical feature ~ associated with waterfalls</p> <p>low curving fall in contact with substrate ~ often associated with cascades</p> <p>white-water tumbling waves must be present ~ mostly associated with rapids</p> <p>upstream facing wavelets which are not broken ~ mostly associated with riffles</p> <p>a chaotic mixture of three or more of the four fast flow-types with no predominant one obvious</p> <p>no waves, but general flow direction is downstream with disturbed rippled surface ~ mostly associated with runs</p> <p>heaving water as upwellings break the surface ~ associated with boils.</p> <p>perceptible downstream movement is smooth (no eddies) ~ mostly associated with glides</p> <p>no net downstream flow ~ associated with pools, ponded reaches and marginal deadwater</p> <p>dry river bed</p>	

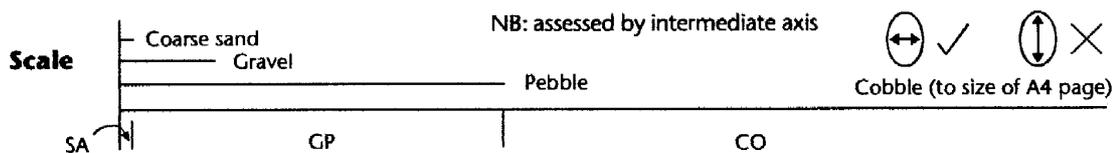


Figura 5.2 - Ficha RHS com os códigos dos spot-checks (Environment Agency,2003).

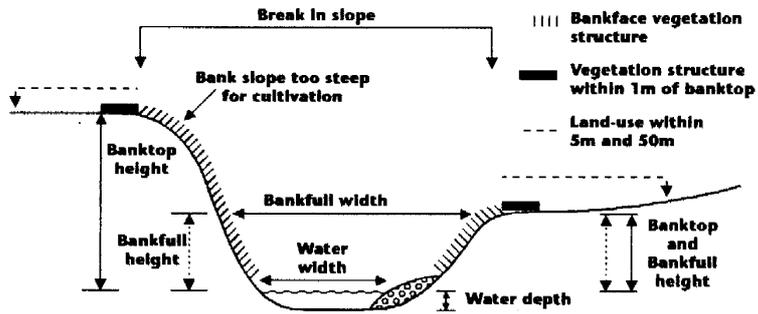
RIVER HABITAT SURVEY: SPOT-CHECK KEY		Page 2 of 2																								
LEFT	Banks are determined by looking downstream	RIGHT																								
<p>CHANNEL MODIFICATION INDICATORS One or more of the following may be indicative of resectioning:</p> <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 50%; border: none;">1. Uniform bank profile</td> <td style="width: 50%; border: none;">4. Uniform/low energy flow-types</td> </tr> <tr> <td style="border: none;">2. Straightened planform</td> <td style="border: none;">5. No trees/uniformly-aged trees along bank</td> </tr> <tr> <td style="border: none;">3. Bankfull width/bankfull height ratio <4:1</td> <td style="border: none;">6. Intensive/urban land-use</td> </tr> </table>			1. Uniform bank profile	4. Uniform/low energy flow-types	2. Straightened planform	5. No trees/uniformly-aged trees along bank	3. Bankfull width/bankfull height ratio <4:1	6. Intensive/urban land-use																		
1. Uniform bank profile	4. Uniform/low energy flow-types																									
2. Straightened planform	5. No trees/uniformly-aged trees along bank																									
3. Bankfull width/bankfull height ratio <4:1	6. Intensive/urban land-use																									
<table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 33%; border: none;">BL = Broadleaf/mixed woodland (semi-natural)</td> <td style="width: 33%; border: none;">AW = Artificial open water</td> <td style="width: 33%; border: none;">TL = Tilled land</td> </tr> <tr> <td style="border: none;">BP = Broadleaf/mixed plantation</td> <td style="border: none;">OW = Natural open water</td> <td style="border: none;">IL = Irrigated land</td> </tr> <tr> <td style="border: none;">CW = Coniferous woodland (semi-natural)</td> <td style="border: none;">RP = Rough unimproved grassland/pasture</td> <td style="border: none;">PG = Parkland or gardens</td> </tr> <tr> <td style="border: none;">CP = Coniferous plantation</td> <td style="border: none;">IG = Improved/semi-improved grassland</td> <td style="border: none;">NV = Not visible</td> </tr> <tr> <td style="border: none;">SH = Scrub & shrubs</td> <td style="border: none;">IC = Improved/semi-improved grassland</td> <td></td> </tr> <tr> <td style="border: none;">OR = Orchard</td> <td style="border: none;">TH = Tall herb/rank vegetation</td> <td></td> </tr> <tr> <td style="border: none;">WL = Wetland (e.g. bog, marsh, fen)</td> <td style="border: none;">RD = Rock, scree or sand dunes</td> <td></td> </tr> <tr> <td style="border: none;">MH = Moorland/heath</td> <td style="border: none;">SU = Suburban/urban development</td> <td></td> </tr> </table>			BL = Broadleaf/mixed woodland (semi-natural)	AW = Artificial open water	TL = Tilled land	BP = Broadleaf/mixed plantation	OW = Natural open water	IL = Irrigated land	CW = Coniferous woodland (semi-natural)	RP = Rough unimproved grassland/pasture	PG = Parkland or gardens	CP = Coniferous plantation	IG = Improved/semi-improved grassland	NV = Not visible	SH = Scrub & shrubs	IC = Improved/semi-improved grassland		OR = Orchard	TH = Tall herb/rank vegetation		WL = Wetland (e.g. bog, marsh, fen)	RD = Rock, scree or sand dunes		MH = Moorland/heath	SU = Suburban/urban development	
BL = Broadleaf/mixed woodland (semi-natural)	AW = Artificial open water	TL = Tilled land																								
BP = Broadleaf/mixed plantation	OW = Natural open water	IL = Irrigated land																								
CW = Coniferous woodland (semi-natural)	RP = Rough unimproved grassland/pasture	PG = Parkland or gardens																								
CP = Coniferous plantation	IG = Improved/semi-improved grassland	NV = Not visible																								
SH = Scrub & shrubs	IC = Improved/semi-improved grassland																									
OR = Orchard	TH = Tall herb/rank vegetation																									
WL = Wetland (e.g. bog, marsh, fen)	RD = Rock, scree or sand dunes																									
MH = Moorland/heath	SU = Suburban/urban development																									
<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 25%;">bare</td> <td style="width: 10%;">B</td> <td style="width: 45%;">bare earth/rock etc.</td> <td style="width: 20%;">vegetation types</td> </tr> <tr> <td>uniform </td> <td>U</td> <td>predominantly one type (no scrub or trees)</td> <td> bryophytes  short/creeping herbs or grasses</td> </tr> <tr> <td>simple </td> <td>S</td> <td>two or three vegetation types</td> <td> tall herbs/grasses  scrub or shrubs</td> </tr> <tr> <td>complex </td> <td>C</td> <td>four or more types</td> <td> saplings and trees</td> </tr> </table>			bare	B	bare earth/rock etc.	vegetation types	uniform 	U	predominantly one type (no scrub or trees)	 bryophytes  short/creeping herbs or grasses	simple 	S	two or three vegetation types	 tall herbs/grasses  scrub or shrubs	complex 	C	four or more types	 saplings and trees								
bare	B	bare earth/rock etc.	vegetation types																							
uniform 	U	predominantly one type (no scrub or trees)	 bryophytes  short/creeping herbs or grasses																							
simple 	S	two or three vegetation types	 tall herbs/grasses  scrub or shrubs																							
complex 	C	four or more types	 saplings and trees																							
<p>Channel dimensions guidance (Section L)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Select location on uniform section. • If riffle is present, measure there. If not, measure at straightest and shallowest point. • Banktop = first major break in slope above which cultivation or development is possible. • Bankfull = point where river first spills on to floodplain. <div style="text-align: center;"> <p>Cross-section of channel showing definitions used to define where spot-check recording and channel dimensions measured</p>  </div>																										
 ENVIRONMENT AGENCY <p>EMERGENCY HOTLINE 0800 80 70 60</p> <p>24 hour free emergency telephone line for reporting all environmental incidents relating to air, land and water.</p>																										

Figura 5.2 (cont.) - Ficha RHS com os códigos para os *spot-checks* (Environment Agency, 2003).

Os valores mais altos traduzem situações de mais elevada qualidade. Para detalhes ver o anexo no final deste capítulo.

Só para efeitos indicativos, os valores do índice HQA obtidos no Reino Unido variam entre 10 e 90 e dependem do tipo de curso.

HMS - características avaliadas para atribuição de pontos:

- Modificações nos *spot-checks* (reforços de margem, manilhas, açudes, margens com pisoteio por gado, etc.)
- Modificações presentes mas não registadas nos *spot-checks*
- Características no local (pontes, realinhamento do canal, afectação por regularização, etc.)

Enquanto que o HQA avalia as características do canal e do corredor fluvial, o HMS apenas está relacionado com as modificações do canal.

Com base no sistema HMS, os locais com um canal prístino, i.e. sem modificações artificiais, pontuam zero. Os canais semi-naturais têm pontuação máxima de 2, enquanto que os mais fortemente modificados têm pontuação igual ou superior a 45 (Quadro 5.1).

Quadro 5.1. Categorias de Modificação de Habitat (HMS) para descrever o estado físico do canal fluvial

Pontuação do HMS	Categoria do canal
0	Prístino
0-2	Semi-natural
3-8	Predominantemente não modificado
9-20	Modificado de modo óbvio
21-44	Significativamente modificado
45 ou superior	Fortemente modificado

Na descrição individual de cada local pelo RHS, tanto HQA como RHS devem ser utilizados conjuntamente já que juntos dão uma indicação global de como a qualidade geral do habitat e as modificações estruturais do canal podem estar ligadas.

Os levantamentos na Ribeira de Almensor foram efectuados entre os dias 20 Abril 2004 e 2 Maio 2004.

Foram seleccionados 2 troços considerados representativos do sector fluvial sendo um localizado mais a montante, e mais directamente afectado pelo aproveitamento hidráulico dos Minutos, e o outro no segmento de jusante. Os 2 troços escolhidos foram (1) do local O (M:201944, P:188375 para jusante, que representa um segmento fluvial próximo da barragem, e (2) de um local próximo de Ila (M: 194400, P: 185506) para montante, troço em que o curso se apresenta com uma configuração mais complexa, localizado a algumas centenas de metros da ponte da EN114, nas proximidades de Montemor-o-Novo (figura 5.3).

A equipa envolvida nos levantamentos foi constituída por Samantha Hughes (especialista em RHS, Laboratório Regional de Engenharia Civil, Departamento de Recursos Naturais; Centro de Estudos de Macaronésia, Universidade da Madeira), João Pádua (INAG-Instituto da Água), Maria Helena Alves (INAG), Teresa Rafael (INAG), e João Manuel Bernardo (Univ. de Évora).



Figura 5.3. Localização dos segmentos fluviais caracterizados através do RHS (a vermelho no mapa).

5.3 RESULTADOS

As fichas de caracterização do RHS relativas ao troço de montante da Ribeira de Almansor e imagens representativas desse troço apresentam-se nas Figuras 5.4 e 5.5. O troço de montante (estação O para jusante) é significativamente menos complexo. O leito é geralmente estreito e quando o não é tal deve-se a intervenção humana. Parte do leito menor encontra-se invadido por vegetação. Devido à pequena largura e à ocupação do leito pela vegetação é fortemente ensombrado em parte do seu comprimento.

No levantamento efectuado foi detectado um único *riffle* (habitat aquático de escoamento turbulento, geralmente de pequena profundidade e de substrato grosseiro) o que se traduz em grande homogeneidade de *facies* de escoamento e, portanto, pobreza em habitats aquáticos. Predominam zonas sem corrente perceptível. A profundidade média é de cerca de 30cm.

O substrato no canal fluvial é essencialmente constituído pela fracção granulométrica mais fina (vasa, silt) e só na parte inicial se observou areia. Como substrato subdominante há a referir, em diversas situações, areia. Grande homogeneidade, portanto em termos de ambiente sedimentar e novamente uma situação de baixo valor.

A vegetação no canal só estava presente em 3 dos 10 *spot-checks*, sendo constituída unicamente por 4 tipos de vegetação. Em nenhum *spot-check* a cobertura de qualquer dos tipos de vegetação atingia 33% da área.

Quanto ao uso do solo num corredor de 50m de largura, dominam dois tipos de situações: pastagem natural e formações arbustivas. A vegetação ribeirinha é contínua em ambas as margens e com 8m de largura. Os grandes detritos lenhosos no leito são muito frequentes chegando a formar barreiras. Não existem espécies vegetais indesejáveis como acácias ou eucaliptos. Os amieiros estão presentes em elevada abundância.

Não se observaram impactos significativos da actividade humana.

Relativamente ao troço de jusante (para montante da estação IIa) cujas fichas RHS e imagens representativas se apresentam nas Figuras 5.6 e 5.7, é notória a maior complexidade geral do curso. O número de riffles é superior (5) assim como das

barras sedimentares o que atesta uma situação de maior dinamismo a que não é também estranho o maior declive desta zona.

Os tipos de escoamento são diversos incluindo *rippled* (superfície com pequenas ondas simétricas, dominante neste troço), laminar, pequena ondulação não quebrada (superfície como "dorso de dragão"), caótica (mistura de três ou mais tipos de escoamento), não perceptível. O valor como habitat é aqui claramente superior ao do troço de montante anteriormente caracterizado.

No ambiente sedimentar predominam pedras grandes (*cobble*: 8-20cm no eixo menor) e sobretudo pedras pequenas (*pebble*: 2-8cm); sedimento vasoso só foi encontrado numa situação. Quanto a características do canal, observaram-se afloramentos rochosos no leito (situação mais frequente), barras sedimentares com vegetação, blocos.

Nos três *spot-checks* a jusante o curso divide-se em vários sub-canais. Ao longo de todo o troço caracterizado, são frequentes os canais laterais.

A ocupação do solo em 50m para além do topo do talude marginal traduz a mais elevada ocupação humana e o mosaico mais complexo característico desta parte da bacia hidrográfica: formações arbustivas, pomares, zonas húmidas, olival, agricultura com rega.

O corredor arbóreo é contínuo com cerca de 7m de largura. Registou-se a presença de material detrítico lenhoso e de árvores mortas caídas no canal.

Não se observaram espécies pertencentes ao grupo da vegetação indesejável e os amieiros estão presentes em elevada abundância.

Quanto às características do canal, há a referir a existência de afloramentos rochosos no leito, blocos, e barras sedimentares.

Não foram detectados impactos importantes da actividade humana.

RIVER HABITAT SURVEY MEDITERRANEAN 2004 Version

A FIELD SURVEY DETAILS

Site Number:

Site Reference: **ALMANSOR montante**
nicio local O
para jusante

Reach Reference:

River name: **Almansor**

Date: 20/04/2004 - 04/05/2004

Surveyor name: **Samantha Hughes, JMB**

Accredited Surveyor code:

Is the site part of a river or an artificial channel? River Artificial

Are adverse conditions affecting survey? No Yes

If yes, state.....

Is bed of river visible? barely or not partially entirely

Is health and safety assessment form attached? No Yes

Number of photographs taken:

Photo references:

Site surveyed from: left bank right bank channel

When options shown with "shadow boxes", tick one box only

LEFT banks determined by facing downstream **RIGHT**

B PREDOMINANT VALLEY FORM (within the horizon limit) (tick one box only)

(tick one box only)

shallow vee concave/bowl

deep vee asymmetrical valley

gorge U-shape valley

no obvious valley sides

Distinct flat valley bottom? No Yes

Natural terraces? No Yes

C NUMBER OF RIFFLES, POOLS AND POINT BARS (enter total number in boxes)

Riffle(s)

Pool(s)

Unvegetated point bar(s)

Unvegetated side bar(s)

Vegetated point bar(s)

Vegetated side bar(s)

D ARTIFICIAL FEATURES (indicate total number and localization of occurrences of each category within the 500m site)

if none, tick box	Major			Intermediate			Minor		
	Major	Intermediate	Minor	Major	Intermediate	Minor	Major	Intermediate	Minor
<input type="checkbox"/>	Concrete Weirs/sluiques						Outfalls/intakes		
<input checked="" type="checkbox"/>	Culverts						Fords		
<input type="checkbox"/>	Concrete Bridges						Deflectors/groynes/croys		
<input type="checkbox"/>	Rough Weirs/sluiques						Rough Bridges		
<input type="checkbox"/>	Abstractions with a pipe						Others state		

Is channel obviously realigned? No Yes, <33% of site ≥33% of site

Is channel obviously over-deepened? No Yes, <33% of site ≥33% of site

Is water impounded by weir/dam? No Yes, <33% of site ≥33% of site

Figura 5.4 - Ficha do RHS para o troço de montante, localizado a jusante do local O.

SITE REF Almansor montante		RIVER HABITAT SURVEY: TEN SPOT-CHECKS										
Spot-check 1 is at:		Downstream end			Upstream end			Of site (tick one box)				
E PHYSICAL ATTRIBUTES (to be assessed across channel within 1 m wide transect)												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	GPS
LEFT BANK												
Ring EC or SC if composed of sand substrate												
Material NV, BE, BO, CO, OS, EA, PE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	
Bank modification (s) NK, ND, PC, PC(S), RB, RI, SM, EM	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	
Marginal & Bank feature (s) NV, ND, EC, SC, PS, VP, SB, VS, NB	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	NB	Não	Não	Não	
Banktop height (m)												
CHANNEL												
GP underline either G or P if predominant												
Channel substrate	Dominante	EA	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	
NV, BE, BO, CO, OF, SA, S, CL, PE, EA, AR	Subdominante	GP	SA	SA	SA							
Organic material (s) OD, GPOM, FPOM												
Flow-Type	Dominante	RP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	SM	NP	NP	
NV, FF, CH, UW, CF, RP, UP, BM, NP, DR	Subdominante											
Channel modification (s) NK, ND, CV, RS, RI, GA, FO		Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	
Channel feature (s) NV, ND, ER, RO, VR, VR, VS, VB, HI, TR		VB	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	
For braided rivers only: number of sub-channels		Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	
CHANNEL DIMENSIONS												
Left bank	banktop height	1,8m										
Channel	bankfull width	20m		water width	6m		water depth	0,3m				
Right bank	banktop height	1,8m										
RIGHT BANK												
Ring EC or SC if composed of sand substrate												
Material NV, BE, BO, CO, OS, EA, PE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	
Bank modification (s) NK, ND, PC, PC(S), RB, RI, SM, EM	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	EM	Não	Não	
Marginal & Bank feature (s) NV, ND, EC, SC, PS, VP, SB, VS, NB	Não	Não	SB	Não	Não	Não	Não	Não	SB	Não	Não	
F BANKTOP LAND-USE AND VEGETATION STRUCTURE (to be assessed over 10 m wide transect)												
Land-use: choose one from BL, BP, CW, CP, SH, OR, WL, MH, AW, OW, RP, IG, TH, RD, SU, TL, IL, PG, NV, MN, EU												
LAND-USE WITHIN 5 M OF LEFT BANKTOP	RP	SH	SH	SH	SH	TH	NV	SH	SH	SH	SH	
LEFT BANKTOP (structure within 1 m) BU/S/C/NV	S	C	S	S	S	U	U	S	S	S	S	
LEFT BANKFACE (structure) BU/S/C/NV	S	S	S	S	S	U	C	U	U	S	S	
RIGHT BANKFACE (structure) BU/S/C/NV	S	S	S	S	S	SI	U	S	S	S	S	
RIGHT BANKTOP (structure within 1 m) BU/S/C/NV	S	S	S	S	U	U	U	U	U	U	U	
LAND-USE WITHIN 5 M OF RIGHT BANKTOP	RP	SH	RP	RP	RP	RP	RP	RP	RP	RP	RP	
G CHANNEL VEGETATION TYPES (to be assessed over 10 m wide transect use E(> 33%), ✓ (present) or NV (not visible))												
None (v) or Not Visible (NV)		NV	NV	v		NV		v	v	v	v	
Liverworts/mosses/lichens												
Emergent broad-leaved herbs	v											
Emergent reeds/sedges/rushes/grasses/horsetails					v		v					
Floating-leaved (rooted)	v											
Free-floating												
Amphibious												
Submerged broad-leaved												
Submerged linear-leaved												
Submergent fine-leaved												
Filamentous algae	v				v							
Use end column for overall assessment over 500 m, including types not occurring in spot-checks (use v, E or NV)												

E: 30% channel substrate (N) not occurring predominant in Spot-checks but present in > 1% of whole site

Figura 5.4 (cont.) - Ficha do RHS para o troço de montante, localizado a jusante do local O.

SITE REF		RIVER HABITAT SURVEY: TEN SPOT-CHECKS				Page 3 of 4	
H LAND-USE WITHIN 50m OF BANKTOP Use V(present) or E (> 33% banklength)							
		L	R			L	R
Broadleaf/mixed woodland (semi-natural)(BL)				Natural open water (OW)			
Broadleaf/mixed plantation (BP)				Rough/unimproved grassland/pasture (RP)	E	E	
Coniferous woodland (semi-natural) (CW)				Improved/semi-improved grassland (IG)			
Coniferous plantation (CP)				Tall herb/rank vegetation (TH)	V	V	
Scrub & shrubs (SH)		E	E	Rock, scree or sand dunes (RD)			
Orchard (OR)				Suburban/urban development (SU)			
Wetland (e.g. bog, marsh, fen) (WL)				Tilled land (TL)			
Moorland/heath (MH)				Irrigated land (IL)			
Artificial open water (AW)				Parkland or gardens (PG)			
Dehezza/Montado (MN)				Not visible (NV)			
Eucalyptus plantation (EU)							
Olive trees							
BANK PROFILES Use V(present) or E (> 33% banklength)							
Natural/ Unmodified		L	R			L	R
Vertical /Undercut		V		Resectioned (reprofiled)			
Vertical with toe		V	V	Reinforced - whole			
Steep (>45°)		V	V	Reinforced - top only			
Gentle			V	Reinforced - toe only			
Composite				Artificial two-stage			
Natural berm		V		Poached bank			
				Embanked			
				Set-back embankment			V
J EXTENT OF TREES AND ASSOCIATED FEATURES *record even if <1%							
Trees (tick one box per bank)				Associated Features (tick one box per feature)			
	Left	Right		None	Present	E (>33%)	
None	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Shading of channel	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	V	
Isolated/scattered	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Overhanging boughs	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	V	
Regularly spaced, single	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Exposed bankside roots	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	V	
Occasional clumps	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Underwater tree roots	<input type="checkbox"/>	V	<input type="checkbox"/>	
Semi-continuous	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Fallen trees	<input type="checkbox"/>	V	<input type="checkbox"/>	
Continuous	V	V	Large woody debris	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	V	
Vegetation							
Riparian Vegetation Width (m)							
Absent							
Left Bank		8					
Right Bank		8					
K NOTABLE NUISANCE PLANT SPECIES Use V or E (> 33% length) *record even if <1%							
None	V						
Acacia sp.				<i>Tradeschandia fluminensis</i>			
<i>Allianthus altissima</i>				<i>Paspalum distichum</i>			
<i>Eucalyptus</i> spp				Others			

Figura 5.4 (cont.) - Ficha do RHS para o troço de montante, localizado a jusante do local O.

SITE REF	RIVER HABITAT SURVEY: TEN SPOT-CHECKS						Page 4 of 4
L Extent of Channel and Bank Features (tick one box for each feature) *record even if <1%							
	None	Present	E (≥33%)		None	Present	E (≥33%)
*Free fall flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed bedrock	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Chute flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed boulders	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Broken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated bedrock/boulders	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Unbroken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated mid-channel bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Rippled flow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated mid-channel bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
*Upwelling	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mature island(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Smooth flow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
No perceptible flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	Vegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Dry	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated point bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Marginal deadwater	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated point bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Eroding cliff(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Unvegetated silt deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Stable cliff(s)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Discrete unvegetated sand deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
				*Discrete unvegetated gravel deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
M FEATURES OF SPECIAL INTEREST Use V (present) or E (≥ 33% banklength) *record even if <1%							
None	<input type="checkbox"/>	Very large boulders (>1 m)	<input type="checkbox"/>	Backwater(s)	<input type="checkbox"/>	Marsh(es)	<input type="checkbox"/>
Braided channels	<input type="checkbox"/>	*Debris dam(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	Floodplain boulder deposits	<input type="checkbox"/>	Fish(es)	<input type="checkbox"/>
Side channel(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	*Leafy debris	<input checked="" type="checkbox"/>	Water meadow(s)	<input type="checkbox"/>	Natural open water	<input type="checkbox"/>
*Natural waterfall(s) >5m high	<input type="checkbox"/>	Fringing reed-bank(s)	<input type="checkbox"/>	Fen(s)	<input type="checkbox"/>	Others (state)	<input type="checkbox"/>
*Natural waterfall(s) <5m high	<input type="checkbox"/>	Quaking bank(s)	<input type="checkbox"/>	Bog(s)	<input type="checkbox"/>		
Natural cascade(s)	<input type="checkbox"/>	*Sink hole(s)	<input type="checkbox"/>	Wet woodland(s)	<input type="checkbox"/>		
N CHOKED CHANNEL (tick one box)							
Is 33% or more of the channel choked with vegetation?				No	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes	<input type="checkbox"/>
O OVERALL CHARACTERISTICS (underline appropriate words, and others as necessary)							
Major impacts: landfill - tipping - litter - sewage - pollution - drought - abstraction - mill - dam - road - rail - industry - housing - mining - quarrying - overdeepening - afforestation - fisheries management - silting - waterlogging - hydroelectric power							
Evidence of recent management: dredging - bank mowing - weed cutting - enhancement - river rehabilitation - gravel extraction - other (please specify)							
Animals: <u>otter</u> - water voles - kingfisher - dipper - grey wagtail - sand martin - heron - Pyrenean desman							
Other significant observations: if necessary use separate sheet to describe overall characteristics and relevant observations							

Figura 5.4 (cont.) - Ficha do RHS para o troço de montante, localizado a jusante do local O.



Figura 5.5. Aspectos do troço de montante na ribeira de Almansor.



Figura 5.5 (cont.). Aspectos do troço de montante na ribeira de Almansor.



Figura 5.5 (cont.). Aspectos do troço de montante na ribeira de Almansor.

SITE REF Almansor montante		RIVER HABITAT SURVEY: TEN SPOT-CHECKS											
Spot-check 1 is at:		Downstream end					Upstream end					Of site (tick one box)	
E PHYSICAL ATTRIBUTES (to be assessed across channel within 1 m wide transect)													
		1	GPS	2	3	4	5	6	7	8	9	10	GPS
LEFT BANK													
Ring EC or SC if composed of sand substrate													
Material NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI		BE	EA	GS	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA
Bank modification (s) NK, NO, PG, PQ(B), RS, RL, BM, EM		Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
Marginal & Bank feature (s) NV, NO, EC, SC, PB, VP, SB, VS, NB		Não	Não	SB	Não	SB	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
Banktop height (m)													
CHANNEL													
GP ring either G or P if predominant													
Channel substrate	Dominante	CO	BE	CO	CO	SI	BE	BE	BE	BE	BE	BE	
NV, BE, BO, CO, GP, SA, SI, CL, PE, EA, AR	Subdominante	SI	CO	SI			CO		CO	CO	CO	CO	
Organic material LOD, CDDM, FROM													
Flow-Type	Dominante	SM	UW	RP	UW	NP	SM	CF	RP	RP	RP	RP	
NV, FF, CH, UW, CF, RP, UP, SM, NP, DR	Subdominante		RP	SM				RP	NP	SM	SM	SM	
Channel modification (s) NK, NO, CA, RS, RI, DA, PO		Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
Channel feature (s) NV, NO, EB, RO, VR, VR, MB, VS, W, TR		Não	EB	VB	RO	Não	EB	EB	VB	EB	EB	EB	EB
For braided rivers only: number of sub-channels		Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	3	3	2	
CHANNEL DIMENSIONS													
Left bank	banktop height	1,8m											
Channel	bankfull width	18m											
	water width	8m											
	water depth	0,35m											
Right bank	banktop height	1,8m											
RIGHT BANK													
Ring EC or SC if composed of sand substrate													
Material NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI		CL	EA	GS	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA
Bank modification (s) NK, NO, PG, PQ(B), RS, RL, BM, EM		Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
Marginal & Bank feature (s) NV, NO, EC, SC, PB, VP, SB, VS, NB		VS	Não	SB	Não	VS	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
F BANKTOP LAND-USE AND VEGETATION STRUCTURE (to be assessed over 10 m wide transect)													
Land-use: choose one from BL, BP, CW, CP, SH, OR, WL, M-L, AW, CW, RP, S, TH, RD, SU, TL, IL, PG, NV, MN, EU													
LAND-USE WITHIN 5 M OF LEFT BANKTOP	SH	SH	SH	SH	BL	SH	NV	NV	SH	SH	SH	SH	SH
LEFT BANKTOP (structure within 1 m) B/U/S/C/NV	S	S	S	S	C	S	S	C	S	S	S	S	S
LEFT BANKFACE (structure) B/U/S/C/NV	S	S	S	S	S	S	U	S	S	S	S	S	S
RIGHT BANKFACE (structure) B/U/S/C/NV	S	S	C	U	S	S	S	C	S	S	S	S	S
RIGHT BANKTOP (structure within 1 m) B/U/S/C/NV	B	U	S	U	S	S	S	NV	S	S	S	S	S
LAND-USE WITHIN 5 M OF RIGHT BANKTOP	SH	SH	SH	SH	OR	TH	SH	NV	NV	SH	SH	SH	SH
G CHANNEL VEGETATION TYPES (to be assessed over 10 m wide transect use E(> 33%), ✓ (present) or NV (not visible))													
None (v) or Not Visible (NV)													
Liverworts/mosses/lichens		v	v	v			v						
Emergent broad-leaved herbs		v	v	v	v	v	E		v				
Emergent reeds/sedges/rushes/grasses/horsetails	v	v			v	v	v	v				v	
Floating-leaved (rooted)	v												
Free-floating													
Amphibious													
Submerged broad-leaved		v											
Submerged linear-leaved			v										
Submerged fine-leaved	v												
Filamentous algae	E	E	v	v		v	v	v					
Use end column for overall assessment over 500 m, including types not occurring in spot-checks (use v, E or NV)													

Enter channel substrate (S) not occurring prior/river in Spot-checks but present in 1/3/1% of width: 300

Figura 5.6 (cont.) - Ficha do RHS para o troço de jusante, localizado a montante do local IIa.

SITE REF.		RIVER HABITAT SURVEY TEN SPOT-CHECKS				Page 3 of 4
H LAND-USE WITHIN 50m OF BANKTOP Use V(present) or E (> 33% banklength)						
	L	R		L	R	
Broadleaf/mixed woodland (semi-natural)(BL)			Natural open water (OW)			
Broadleaf/mixed plantation (BP)			Rough/unimproved grassland/pasture (RP)			
Coniferous woodland (semi-natural) (CW)			Improved/semi-improved grassland (IG)			
Coniferous plantation (CP)			Tall herb/rank vegetation (TH)			V
Scrub & shrubs (SH)	E	E	Rock, scree or sand dunes (RD)			
Orchard (OR)		V	Suburban/urban development (SU)			
Wetland (e.g. bog, marsh, fen) (WL)			Tilled land (TL)			V
Moorland/heath (MH)		V	Irrigated land (IL)			V
Artificial open water (AW)			Parkland or gardens (PG)			
Dehezza/Montado (MN)			Not visible (NV)	V	V	
Eucaliptus plantation (EU)						
Olive trees		V				
I BANK PROFILES Use V(present) or E (> 33% banklength)						
Natural/ Unmodified			L	R	L	R
Vertical /Undercut					Resectioned (reprofiled)	
Vertical with toe		V	V		Reinforced - whole	
Steep (>45°)		V	V		Reinforced - top only	
Gentle					Reinforced - toe only	
Composite			V		Artificial two-stage	
Natural berm		V			Poached bank	
					Embanked	
					Set-back embankment	
J EXTENT OF TREES AND ASSOCIATED FEATURES *record even if <1%						
Trees (tick one box per bank)			Associated Features (tick one box per feature)			
	Left	Right		None	Present	E (>33%)
None	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Shading of channel	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	V
Isolated/scattered	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Overhanging boughs	<input type="checkbox"/>	V	O
Regularly spaced, single	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Exposed bankside roots	<input type="checkbox"/>	V	V
Occasional clumps	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Underwater tree roots	<input type="checkbox"/>	V	<input type="checkbox"/>
Semi-continuous	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Fallen trees	<input type="checkbox"/>	V	<input type="checkbox"/>
Continuous	V	V	Large woody debris	<input type="checkbox"/>	V	O
Vegetation						
Riparian Vegetation Width (m)						
Absent						
Left Bank		7				
Right Bank		7				
K NOTABLE NUISANCE PLANT SPECIES Use V or E(> 33% length) *record even if <1%						
None	V		<i>Tradescantia fluminensis</i>	<input type="checkbox"/>		
<i>Acacia sp</i>			<i>Paspalum distichum</i>	<input type="checkbox"/>		
<i>Ailanthus altissima</i>			Others	<input type="checkbox"/>		
<i>Eucaliptus spp</i>						

Figura 5.6 (cont.) - Ficha do RHS para o troço de jusante, localizado a montante do local IIa.

SITE REF	RIVER HABITAT SURVEY: TEN SPOT-CHECKS						Page 4 of 4
L Extent of Channel and Bank Features (tick one box for each feature) *record even if <1%							
	None	Present	E (≥33%)		None	Present	E (≥33%)
*Free fall flow	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed bedrock	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Chute flow	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed boulders	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Broken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated bedrock/boulders	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Unbroken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated mid-channel bar(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Rippled flow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated mid-channel bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
*Upwelling	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mature Island(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Smooth flow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
No perceptible flow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Dry	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated point bar(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Marginal deadwater	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated point bar(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Eroding cliff(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Unvegetated silt deposit(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Stable cliff(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Discrete unvegetated sand deposit(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
				*Discrete unvegetated gravel deposit(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
M FEATURES OF SPECIAL INTEREST Use V (present) or E (≥ 33% banklength) *record even if <1%							
None	<input type="checkbox"/>	Very large boulders (>1 m)	<input type="checkbox"/>	Backwater(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	Marsh(es)	<input type="checkbox"/>
Braided channels	<input type="checkbox"/>	*Debris dam(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	Floodplain boulder deposits	<input type="checkbox"/>	Flush(es)	<input type="checkbox"/>
Side channel(s)	<input type="checkbox"/>	*Leafy debris	<input checked="" type="checkbox"/>	Water meadow(s)	<input type="checkbox"/>	Natural open water	<input type="checkbox"/>
*Natural waterfall(s) >5m high	<input type="checkbox"/>	Fringing reed-bank(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	Fen(s)	<input checked="" type="checkbox"/>	Others (state)	<input type="checkbox"/>
*Natural waterfall(s) <5m high	<input type="checkbox"/>	Quaking bank(s)	<input type="checkbox"/>	Bog(s)	<input type="checkbox"/>		
Natural cascade(s)	<input type="checkbox"/>	*Sink hole(s)	<input type="checkbox"/>	Wet woodland(s)	<input type="checkbox"/>		
N CHOKED CHANNEL (tick one box)							
Is 33% or more of the channel choked with vegetation?				No	<input checked="" type="checkbox"/>	Yes	<input type="checkbox"/>
O OVERALL CHARACTERISTICS (underline appropriate words, and others as necessary)							
Major impacts: landfill - tipping - litter - sewage - pollution - drought - abstraction - mill - dam - road - rail - industry - housing mining - quarrying - overdeepening - afforestation - fisheries management - silting - waterlogging - hydroelectric power							
Evidence of recent management: dredging - bank mowing - weed cutting - enhancement - river rehabilitation gravel extraction - other (please specify)							
Animals: otter - water vole - kingfisher - dipper - grey wagtail - sand martin - heron - Pyrenean desman							
Other significant observations: if necessary use separate sheet to describe overall characteristics and relevant observations subcanais frequentes							

Figura 5.6 (cont.) - Ficha do RHS para o troço de jusante, localizado a montante do local IIa.

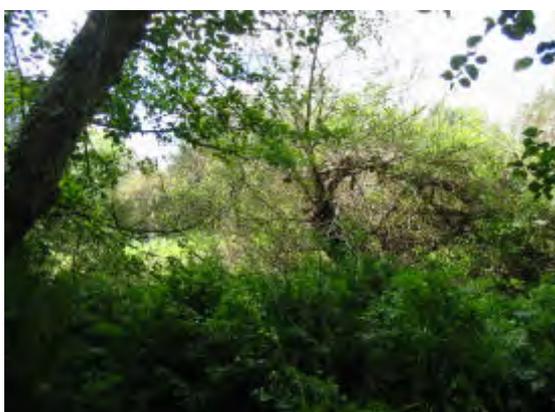
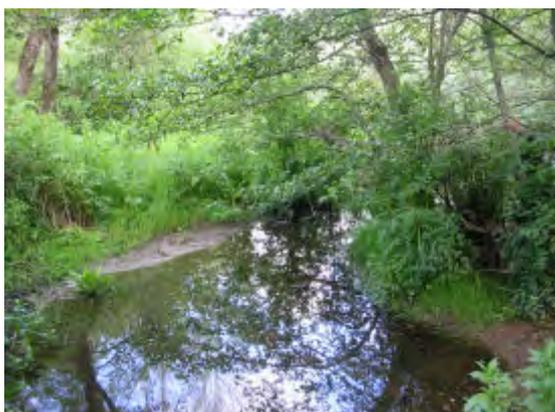


Figura 5.7. Aspectos do troço de jusante na ribeira de Almansor.



Figura 5.7 (cont.). Aspectos do troço de jusante na ribeira de Almansor.





Figura 5.7 (cont.). Aspectos do troço de jusante na ribeira de Almansor.





Figura 5.7 (cont.). Aspectos do troço de jusante na ribeira de Almansor.

Numa caracterização geral dos troços analisados, é de referir que há substanciais diferenças entre os dois. O troço de montante é muito mais homogêneo sendo no de jusante o curso mais encaixado e declivoso.

Os tipos de escoamento são mais complexos no troço de jusante com diversos *riffles* (habitats de escoamento turbulento), enquanto que no de montante predomina uma situação de ausência de escoamento.

Relativamente ao substrato, no troço de montante predomina sempre o silt, enquanto que no de jusante o ambiente sedimentar é muito mais complexo e de muito maior valor dominando rocha e pedras e encontrando-se barras sedimentares com maior frequência.

O uso do solo é diferente nos 2 troços. Enquanto que no troço de montante predominam pastagens e vegetação arbustiva, no de jusante, à vegetação arbustiva associam-se também pomares, agricultura com rega e habitats enquadráveis na categoria de zonas húmidas.

A largura da vegetação ripícola é semelhante nos dois casos, com cerca de 7-8m, sendo os corredores arbóreos contínuos. O canal fluvial é ensombrado em ambos os casos devido ao desenvolvimento e características da galeria ripícola.

O cálculo dos índices HQA e HMS permite evidenciar as diferenças entre os 2 troços (Quadros 5.2 e 5.3).

Quadro 5.2. Pontuações do HQA no troço de montante da ribeira de Almansor

Características	pontuações parciais	pontuação por tipo de característica
Tipos de escoamento	3+3+2	8
Substratos do canal	2+3	5
Características do canal	1+1	2
Características das margens	1+1+2+1	5
Estrutura da vegetação das margens	3+3+3+3	12
Barras sedimentares	0	0
Vegetação no canal	1+1+1	3
Uso do solo em 50m	0	0
Árvores	3+3	6
Características associadas	5+2+3	10
Características especiais	5	5
Pontuação global		56

Quadro 5.3. Pontuações do HQA no segmento de jusante do ribeira de Almansor

Características	pontuações parciais	pontuação por tipo de característica
Tipos de escoamento	5+2+2+3	12
Substratos do canal	3+2+3	8
Características do canal	3+3+2	8
Características das margens	2+2+2	6
Estrutura da vegetação das margens	3+3+3+3	12
Barras sedimentares	3	3
Vegetação no canal	5+2+2+2	11
Uso do solo em 50m	1	1
Árvores	3+3	6
Características associadas	1+1+1+1+1+2	7
Características especiais	5	5
Pontuação global		79

Relativamente ao HMS obtiveram-se os seguintes valores do índice:

HMS Alm montante = 1 estado semi-natural

HMS Alm jusante = 0 estado natural (prístino)

As pontuações parciais para as diversas características são sempre superiores no troço de jusante excepto para Características associadas às árvores, em que se observa o inverso, e Estrutura da Vegetação das Margens, Árvores, e Características Especiais em que os dois troços apresentam pontuações idênticas (Quadros 5.2 e 5.3). Com efeito, em ambos os troços a vegetação ripícola, incluindo a arbórea, tem forte expressão e o que distingue os dois troços é essencialmente a diversidade física e as características que lhe estão associadas. A diversidade e o superior valor dos tipos de escoamento e de substrato, e a maior riqueza de vegetação no canal valorizam claramente o troço de jusante.

Nalgumas partes do troço de jusante caracterizado são quase impenetráveis dada o desenvolvimento da vegetação o que dificulta fortemente o trabalho de caracterização.

Os elementos artificiais presentes estão semi-destruídos e de alguma forma encontram-se já "naturalizados" fruto da intervenção da comunidade vegetal ao longo das décadas

Embora se verifiquem algumas intervenções humanas que se traduzem de forma mais ou menos óbvia na degradação do sistema fluvial (pisoteio das margens por gado, intervenções, no passado, de limpeza mecanizada das margens e leito), estas têm um carácter pontual e, de uma forma geral, o curso apresenta-se em boas condições e não muito afastado de uma situação que podemos designar de natural.

Não estão ainda estabelecidos os valores de referência que permitirão, com base no HQA, definir o grau de qualidade da ribeira de Almansor no sector em estudo. É possível de qualquer modo definir desde já, e pelo confronto dos valores obtidos para os índices com os registados noutros rios a sul do Tejo, que os índices da ribeira de Almansor são relativamente elevados o que permite desde logo realçar o interesse do curso em termos de valor de conservação.

O segmento designado de jusante tem características muito particulares e, embora haja construções próximas das margens e a ocupação agrícola do solo se estenda nalguns casos quase até ao talude marginal, globalmente está muito próximo de um curso em condições totalmente naturais. O maior declive deste segmento propicia maior diversidade física global (escoamento, substrato, estrutura do canal, vegetação no canal) o que é positivamente avaliado pelo HQA.

A vegetação nas margens, designadamente a arborea, embora por vezes muito estreita (1 fila ou próximo) defende o ecossistema lótico e confere-lhe um forte carácter de naturalidade, que em muitos casos se associa a uma densidade de vegetação que torna o leito quase ou mesmo impenetrável. Como referido no Capítulo 6 da vegetação - presença expressiva de espécies arbóreas exigentes em relação a água como amieiros o que confere elevado interesse conservacionista

As modificações em ambos os troços avaliadas pelo índice HMS revelam-se mínimas - troço de montante - ou nulas - troço de jusante - pelo que se atribui o carácter de semi-natural ou prístino e de natural, respectivamente.

5.4 REFERÊNCIAS

Raven P.J., N.T.H.Holmes, F.H.Dawson, P.J.A.Fox, M.Everad, I.R.Fozzard, K.J.Rouen 1988. River Habitat Survey: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. River Habitat Survey Report Nº2. Environment Agency, SEPA, Environment and Heritage Service.

Environment Agency 1997. River Habitat Survey: Field Guidance Manual - Environment Agency, Bristol.

Environment Agency 2003. River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual: 2003 Version. Environment Agency, SEPA, Environment and Heritage Service.

5.5 ANEXOS

Sistema de pontuação do Índice de Avaliação da Qualidade Ambiental (Habitat Quality Assessment, HQA) e do Índice de Modificação de Habitat (Habitat Modification Score, HMS)

Habitat Quality Assessment (HQA) scoring system: version 1.2

The HQA score for a site is the total of all the component scores in the categories listed below.

FLOW TYPES

Each predominant flow-type recorded scores 1; if it occurs at 2 - 3 spot-checks, it scores 2; if it occurs at 4 or more spot-checks, it scores 3. If only one type occurs at all 10 spot-checks, the score will be 3. Dry channel scores 0.

If recorded in the sweep-up, score 1 for each of the following channel features provided that an equivalent flow-type has not been recorded in any spot-check: waterfall(s), if free fall flow absent; cascade(s), if chute flow absent; rapid(s), if broken standing wave absent; riffle(s), if unbroken standing wave absent; run(s), if rippled flow absent; boil(s), if upwelling absent; glide(s), if smooth flow absent; pool(s), if no perceptible flow absent. Score 1 for marginal deadwater recorded as present or extensive in the sweep-up.

CHANNEL SUBSTRATES

Each predominant natural substrate type (ie bedrock, boulder, cobble, gravel/pebble, sand, silt, clay, peat) recorded scores 1; if it occurs at 2 - 3 spot-checks it scores 2; if it occurs at 4 or more spot-checks, it scores 3.

If only one predominant type is recorded at all 10 spot-checks, the score will be 3.

Extra substrate(s) recorded (on the 1997 form) do not count.

"Not visible" does not score, unless recorded at 6 or more spot-checks, when it scores 1.

CHANNEL FEATURES

Each 'natural' channel feature (ie exposed bedrock/boulders, unvegetated mid-channel bar, vegetated mid-channel bar, mature island) recorded scores 1; if it occurs at 2-3 spot-checks, it scores 2; if it occurs at 4 or more spot-checks, it scores 3. *[NB: more than one feature can occur at a single spot-check.]*

If any of these features are **not** recorded in the spot-checks, but occur as present or extensive in the sweep-up, then they score 1 each.

BANK FEATURES

Each bank is scored **separately**.

Each natural feature (ie eroding earth cliff, stable earth cliff, unvegetated point bar, vegetated point bar, unvegetated side-bar, vegetated side-bar) recorded scores 1; if it occurs at 2 - 3 spot checks, it scores 2; if it occurs at 4 or more spot-checks, it scores 3. *[NB: more than one feature can be recorded at a single spot-check.]*

If any of unvegetated point bar, vegetated point bar, unvegetated side bar or vegetated side bar are **not** recorded in the spot-checks, but appear in the sweep-up, then they will score 1 each. *[NB: vertical/undercut cliff profile recorded in the sweep-up does not equate to eroding or stable earth cliff.]*

BANK VEGETATION STRUCTURE

Only simple and complex vegetation structure score. Both score equally.

Each bank is scored **separately**.

Bankface and banktop are scored **separately**.

Bankface

If simple or complex is recorded at one spot-check it scores 1; if simple and/or complex recorded at 2 - 3 spot-checks, score 2; if simple and/or complex occur at 4 or more spot-checks, the score will be 3.

Banktop

If simple or complex is recorded at one spot-check it scores 1; if simple and/or complex recorded at 2 - 3 spot-checks, score 2; if simple and/or complex occur at 4 or more spot-checks, the score will be 3.

(continued)

POINT BARS

Add together the total number of unvegetated and vegetated point bars (*front page of form*).

Score **1** if the total is 3 - 8; score **2** for 9 or more.

IN-STREAM CHANNEL VEGETATION

In-stream channel vegetation types are grouped into six categories for scoring purposes: (i) liverworts and mosses; (ii) emergent broad-leaved herbs; (iii) emergent reeds/rushes/sedges; (iv) floating-leaved, free-floating and amphibious; (v) submerged broad-leaved; and (vi) submerged linear and fine-leaved.

Score **1** for each category recorded within the site, and **2** for those categories recorded either as present or extensive at 4 or more spot-checks.

Filamentous algae do **not** score.

LAND-USE WITHIN 50m

Each bank is scored **separately**.

Only the sweep-up information is used.

Only broadleaf woodland (or native pinewood), moorland/heath, and wetland score.

Broadleaf woodland, moorland/heath and wetland each score **1** if present, and score **2** if extensive.

If broadleaf woodland (or native pinewood) or wetland, alone or together are the **only** land-use categories recorded, then score **7** for that bank. For naturally treeless sites, moorland/heath or equivalent qualifies.

TREES AND ASSOCIATED FEATURES**Trees**

Each bank is scored **separately**.

Score **1** if trees are isolated/scattered; score **2** if regularly-spaced or occasional clumps; score **3** if semi-continuous or continuous.

Associated features

Overhanging boughs, exposed bankside roots, underwater tree roots, coarse woody debris and fallen trees each score **1** if present.

Extensive exposed bankside roots and underwater tree roots each score **2**.

Extensive coarse woody debris score **3**.

Extensive fallen trees score **5**.

SPECIAL FEATURES

Score **5** if **any** of the following have been recorded: waterfall more than 5m high, braided or side channel, debris dams, natural open water, fen, carr, flush, bog. [*Score 5 regardless of number of special features present.*]

Footnote: HQA scores should only be used when comparing sites of similar river type or character. For instance, sites in naturally treeless exposed or mountain areas should not be compared with those in lowland wooded valleys.

Habitat Modification Score (HMS) rules: version 1.1

The HMS score for a site is the total of all the component scores in the categories listed below

A. Modifications at spot-checks

(abbreviations in brackets)

	Score per spot-check
Reinforcement to banks (RI)	2
Reinforcement to bed (AR)	2
Resectioned bank or bed (RS)	1
Two-stage bank modification (BM)	1
Embankment (EM)	1
Culvert (CV)	8
Dam, weir, ford (DA, FO)	2
Bank poached by livestock (PC)	0, if less than 3 spot-checks 1, if 3-5 spot-checks 2, if 6 or more spot-checks

B. Modification present but not recorded at spot-checks

	One bank (or channel)	Both banks
Artificial bed material	1	-
Reinforced whole bank	2	3
Reinforced top or bottom of bank	1	2
Resectioned bank	1	2
Embankment	1	1
Set-back embankment	1	1
Two-stage channel	1	3
Weed-cutting	1	-
Bank-mowing	1	1
Culvert	8 for each	
Dam, weir, ford	2 for each	

C. Scores for features in site as a whole

	One	Two or more	Site
Footbridge	0	0	
Roadbridge	1	2	
Enhancements, such as groynes	1	2	
Site partly affected by flow control			1
Site extensively* affected by flow control			2
Partly realigned channel**			5
Extensively* or wholly realigned channel**			10

* Extensive means at least a third of channel length.

** information from map

ÍNDICE

6	FLORA E VEGETAÇÃO	6-1
6.1	Métodos	6-1
6.2	Resultados e discussão	6-3
6.3	Considerações finais	6-23
6.4	Referências.....	6-25
6.5	Enquadramento sintaxinómico	6-27

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 6.1. Localização dos troços caracterizados (representados a vermelho).	6-2
Fig.6.2. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Setembro de 2005.....	6-17
Fig.6.3. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Junho de 2004.	6-17
Fig.6.4 Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Setembro de 2005.....	6-17
Fig.6.5. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Junho de 2004.	6-17
Figura 6.6. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Setembro de 2005.....	6-18
Figura 6.7. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Junho de 2004.	6-18
Figura 6.8. Secção D – Aspecto do canal em Setembro de 2005	6-18
Figura 6.9. Secção D – Aspecto do canal em Fevereiro de 2002	6-18
Figura 6.10. Secção D – Comunidades vegetais e pressão do pastoreio em Setembro de 2005	6-18
Figura 6.11. Secção D – Comunidades vegetais e pressão do pastoreio em Setembro de 2004	6-18
Figura 6.12. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.....	6-19
Figura 6.13. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.	6-19
Figura 6.14. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.....	6-19
Figura 6.15. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.	6-19
Figura 6.16. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.....	6-19
Figura 6.17. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.	6-19
Figura 6.18. Ponte-A – Comunidades vegetais em Setembro de 2005.....	6-20
Figura 6.19. Ponte-A – Comunidades vegetais em Junho de 2004.....	6-20
Figura 6.20. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.....	6-20
Figura 6.21. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.	6-20
Figura 6.22 Secção M - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.....	6-21
Figura 6.23. Secção M - Comunidades vegetais em Abril de 2005 (Fot.João Matos)....	6-21
Figura 6.24 Secção M – Comunidades vegetais em Dezembro de 2004 (fot.João Matos).	6-21
Figura 6.25. Secção M – Comunidades vegetais em Junho de 2004.....	6-21

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 6.1 - Espécies vegetais naturais e seminaturais reconhecidas nas secções do troço do rio Almansor em estudo.	6-4
Quadro 6.2 - Comunidades vegetais naturais e seminaturais reconhecidas no sector do rio Almansor alvo de estudo e respectiva distribuição pelas cinco secções amostradas.....	6-22
Quadro 6.3. Índices da estrutura do corredor arbóreo e do estado de conservação das secções estudadas.	6-22
Quadro 6.4 Índices da estrutura do corredor arbóreo e do estado de conservação das secções estudadas. Legenda: I - Cortina ripária sem alterações, estado natural, II - Cortina ripária ligeiramente perturbada, boa qualidade, III - Início de uma importante alteração, qualidade aceitável, IV - Forte alteração, má qualidade,V - Degradação extrema, péssima qualidade	6-23

6 FLORA E VEGETAÇÃO

Em muitos cursos, a vegetação ribeirinha é um dos principais valores do património natural e que, portanto, importa conservar. A ribeira ou rio Almansor apresenta corredores ripícolas com um razoável grau de desenvolvimento pelo que desde logo se considerou esta componente como potencialmente relevante.

Dado o valor da flora e vegetação como bioindicadoras das condições ambientais existentes, a análise da situação actual permitirá avaliar e tecer algumas considerações sobre o estado de conservação da componente vegetal e do solo, qualidade da água, geomorfologia do leito, consequências da actividade humana, entre outros aspectos. Por sua vez, esta primeira caracterização será também a base que permitirá, através do desenvolvimento do programa de monitorização, diagnosticar possíveis alterações futuras.

Com o objectivo de avaliar a evolução registada ao longo do período de estudo na flora e vegetação do sector do rio Almansor a jusante da Barragem dos Minutos, procedeu-se a inventariações em 2001 e em 2004 e 2005.

6.1 MÉTODOS

A área de estudo corresponde ao troço do rio Almansor, compreendido entre a barragem dos Minutos e a cidade de Montemor-o-Novo. Foram inventariados 5 locais (D, C, B, Ponte-A, M), considerados representativos deste segmento fluvial, nos quais se procedeu a uma análise detalhada. Não foram inventariados os locais C e B em 2005, por impossibilidade de acesso já que se encontravam vedados.

Os pontos inventariados foram (Figura 6.1):

Secção D – Próximo do paredão da Barragem dos Minutos

Secção C – Próximo da autoestrada, a Sul da Qta. da Amoreira da Torre

Secção B - A jusante da secção C, entre a Qta. da Amoreira da Torre e Foros da Adua

Secção entre Ponte e A – Para montante da ponte da estrada N114

Secção M – A SE de Montemor-o-Novo, junto à ponte a jusante do Monte da Rama

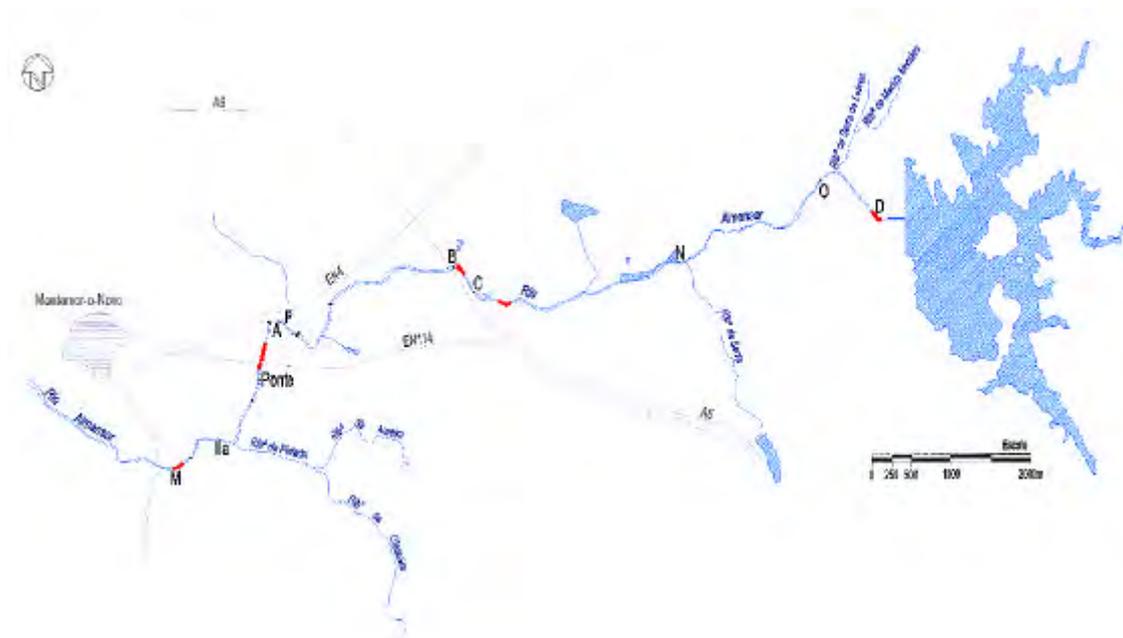


Figura 6.1. Localização dos troços caracterizados (representados a vermelho).

Flora

Para a identificação dos respectivos *taxa* foram utilizadas as seguintes obras: Tutin & col. (1964-1980), Castroviejo *et al.* (1986), Castroviejo *et al.*(1990), Castroviejo *et al.*(1993), Castroviejo *et al.*(1993a), Castroviejo *et al.*(1997), Castroviejo *et al.*(1997a) , Valdés *et al.*(1987), Franco (1971, 1984, 1994, 1998), Coutinho (1939) e Sampaio (1988).

Vegetação

Em relação ao estudo das comunidades vegetais, seguiu-se a metodologia sigmatista da escola de Zurich-Montpellier (Braun-Blanquet, 1979; Gehu & Rivas-Martínez, 1982).

Índices

Após a análise das componentes de flora e vegetação aplicou-se um índice de avaliação do grau de desenvolvimento dos corredores ripícolas através de um sistema de classificação em 5 classes:

0 - Desprovidos de vegetação

1 - Vegetação arbórea ocasional

- 2 - Vegetação ripícola numa margem
- 3 - Vegetação em ambas as margens
- 4 - Corredor ripário com grandes copas em ambas as margens

Com vista a sistematizar o estado de conservação actual de cada estação estudada estabeleceu-se um sistema de avaliação constituído pelas seguintes classes:

- 1 - Muito degradado
- 2 - Degradado
- 3 - Mal conservado
- 4 - Razoavelmente conservado
- 5 - Bem conservado
- 6 - Óptimo estado de conservação

Para além disso, foi também aplicado um índice de classificação da zona ribeirinha dos ecossistemas fluviais denominado QBR, o qual se traduz num conjunto de cinco classes, cujo significado em termos de qualidade do troço é o seguinte:

- I - Cortina ripária sem alterações, estado natural
- II - Cortina ripária ligeiramente perturbada, boa qualidade
- III - Início de uma importante alteração, qualidade aceitável
- IV - Forte alteração, má qualidade
- V - Degradação extrema, péssima qualidade

6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos levantamentos efectuados no campo foi identificado um conjunto de espécies vegetais que se apresenta no Quadro 6.1.

Quadro 6.1 - Espécies vegetais naturais e seminaturais reconhecidas nas secções do troço do rio Almansor em estudo.

Espécies	M	Ponte- A	D
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	X		x
<i>Alnus glutinosa</i>	X	X	X
<i>Apium nodiflorum</i>	X	X	X
<i>Arisarum vulgare</i>			X
<i>Arum italicum</i>			x
<i>Baldellia ranunculoides</i>			x
<i>Brachypodium phoenicoides</i>			X
<i>Bryonia cretica</i>			x
<i>Campanula lusitanica</i>			X
<i>Chanaemelum fucatum</i>	x		x
<i>Crataegus monogyna</i>			X
<i>Cyperus eragrostis</i>	X	X	x
<i>Cyperus longus</i>	X	X	X
<i>Dactylis glomerata</i>	X		x
<i>Daucus carota</i>			X
<i>Echium plantagineum</i>	x		x
<i>Eleocharis palustris</i>			x
<i>Equisetum arvense</i>		X	
<i>Festuca ampla</i>			X
<i>Fraxinus angustifolia</i>	X	X	X
<i>Geranium purpureum</i>			X
<i>Hedera helix</i>	x		x
<i>Hypericum elodes</i>			X
<i>Juncus bufonius</i>	X		x
<i>Juncus efusus</i>	x		X
<i>Juncus inflexus</i>	X		x
<i>Juncus subnodulosus</i>	X		
<i>Lythrum junceum</i>		X	
<i>Lythrum salicaria</i>	X	X	x
<i>Mentha pulegium</i>			x
<i>Mentha suaveolens</i>	X		X
<i>Oenanthe crocata</i>	X	X	X
<i>Paspalum distichum</i>	X	X	X
<i>Phagnalon saxatile</i>			X
<i>Phragmites australis</i>		X	X
<i>Piptatherum mileaceum</i>			x
<i>Plantago lanceolata</i>			X
<i>Poa annua</i>			x
<i>Polygonum</i>	X		x
<i>Polypogon monspeliensis</i>	X		x
<i>Roripa nasturtium-aquaticum</i>	x		x
<i>Rosa canina</i>			x
<i>Rubus ulmifolius</i>	X	X	X
<i>Salix atrocinerea</i>	X	X	X
<i>Salix neotrichia</i>	X	X	
<i>Salix salviifolia subsp. australis</i>	x	X	X
<i>Salvia fruticosa</i>	x		
<i>Scirpoides holochoenus</i>	X		X
<i>Scirpus lacustris</i>		X	x
<i>Scropholaria scorodonia</i>	X		X
<i>Senecio jacobea</i>			x
<i>Sparganium erectum subsp. neglectum</i>	X	X	x
<i>Tamus communis</i>			X
<i>Thypha dominguensis</i>	x		x
<i>Thypha latifolia</i>	X	X	X
<i>Torilis arvensis</i>	x		
<i>Trifolium angustifolium</i>			x
<i>Trifolium campestre</i>	X		x
<i>Trifolium subterraneum</i>	X		X
<i>Trifolium tomentosum</i>			x
<i>Urtica membranacea</i>	x		
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	X		x

Com base nos dados recolhidos apresentam-se em seguida as comunidades vegetais identificadas na área de estudo.

FORMAÇÕES ARBÓREAS E ARBUSTIVAS

Amiais de *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae*

(*Salici purpureae*-*Populetea nigrae*, *Populeta lia albae*, *Osmundo-Alnion*)

São amiais dominados por *Alnus glutinosa*, característicos de cursos de água de carácter permanente que vivem em solos profundos (hidromórficos a gley) e pobres em nutrientes (oligotróficos). Estas florestas que podem atingir grande porte instalam-se nos locais permanentemente inundados. Por vezes, surgem pontualmente em áreas sujeitas a uma pequena seca estival mas, nestes casos o lençol freático encontra-se muito à superfície, caso contrário não sobreviveriam.

Na área de estudo foi possível constatar que estas comunidades apenas se instalam preferencialmente na margem de erosão, pois nestes locais a profundidade do curso de água é superior à registada na margem de sedimentação e por isso a disponibilidade hídrica é superior durante todo o ano, favorecendo a instalação dos amiais. Esta associação representa a cabeça de série, isto é a comunidade potencial. A sua destruição conduz ao aparecimento de uma comunidade de silvados, que por sua vez cedem a posição aos juncais se as condições edáficas se alterarem significativamente.

Secção D – Neste local o amial é bastante denso e ocupa de forma contínua ambas as margens, à excepção de algumas zonas, muitos pontuais, em que a galeria é interrompida devido à acumulação de sedimentos ou no troço inicial junto ao descarregador. Os amieiros possuem um elevado porte, aproximadamente 10 metros de altura, e as suas copas encontram-se intercaladas formando uma galeria fechada que produz grande ensombramento em toda a área do curso de água e, conseqüentemente, uma presença reduzida de comunidades herbáceas.

Nesta secção, em 2004 e 2005 registou-se uma elevada regeneração e uma acentuado crescimento de amieiros em ambas as margens do troço imediatamente a jusante do descarregador, sendo mais notória a evolução na margem esquerda. Estas áreas encontravam-se totalmente desprovidas de vegetação arbórea e arbustiva em 2001.

Secção C – Em 2001 registou-se uma acumulação de sedimentos na margem direita do Rio pelo que a presença do amial é muito pontual, cedendo a sua posição às comunidades de salgueiral. Na margem esquerda da ribeira, prosperam amieiros de elevado porte (8-10 metros de altura) dispostos ao longo do curso de água, de forma contínua e densa, provocando um significativo ensombramento do curso de água. Neste local o amial não apresentava em 2004 nenhuma alteração significativa em comparação com 2001.

Secção B – Nesta secção, a presença de amieiros é pontual. Em 2004 não foi observada regeneração natural de amieiros neste local.

Secção Ponte-A – Neste local a presença de amial é significativa para jusante da ponte da estrada N114. A montante da ponte existe um reduzido número de árvores adultas, mas foi observada regeneração natural de amieiros em 2001, situação que se registou igualmente em 2004 e 2005.

Secção M – Este local do Rio apresenta uma galeria contínua, fechada e relativamente densa no troço a montante da ponte. No troço a jusante, devido a uma ligeira curva do rio para a direita, regista-se uma acumulação de materiais na margem direita e por isso o amial não está presente nesta margem. Na margem esquerda existe uma formação pouco densa e onde se encontram também alguns indivíduos de *Acacia dealbata* e *Acacia cyanophylla*.

Nas áreas desprovidas de coberto arbóreo e arbustivo não se observou em 2004 regeneração natural de amieiros. Esta situação manteve-se em 2005.

Salgueirais de *Salicetum atrocinerio-australis*

(*Salici purpureae*-*Populetea nigrae*, *Salicetalia purpureae*, *Salicion salviifoliae*)

Salgueirais que vivem em territórios de piso bioclimático termomediterrâneo das províncias Gaditano-Onubo-Algarviens e Mariânico-Monchiquense. Estas formações,

são características dos leitos de cheia dos cursos de água com forte estiagem e desenvolvem-se sobre solos areno-silíceos hidromórficos. As espécies dominantes são *Salix atrocinerea*, *Salix salvifolia* subsp. *australis* e *Salix alba* subsp. *neotrichia*. São também típicas destas comunidades algumas lianas, nomeadamente *Hedera helix* subsp. *canariensis*, *Brionia cretica* subsp. *dioica* e *Tamus communis*. Os salgueirais são formações que não necessitam de águas permanentes e sobrevivem a fortes alterações de caudal. Por este motivo, em comparação com os amieais, os salgueirais normalmente ocupam uma posição mais afastada do curso de água. Os salgueiros que constituem estes bosques caducifólios da área de estudo revelam exigências hídricas distintas.

Secção D e C - O salgueiral nesta secção encontra-se bem representado contribuindo juntamente com o amieal para a formação de um corredor ripícola contínuo e fechado. A abundância de salgueiral e amieal está relacionada com elevada ou reduzida acumulação de sedimentos, respectivamente.

Na secção D observou-se em 2004 e 2005 uma regeneração elevada de *Salix atrocinerea* e *Salix salvifolia* subsp. *australis*, sobretudo nas áreas que em 2001 se encontravam totalmente desprovidas de espécies arbóreas e arbustivas.

Secção B – Este local encontra-se muito degradado; as formações arbóreas foram destruídas subsistindo, muito pontualmente, apenas algumas árvores. Contudo, principalmente na margem esquerda, registou-se ao longo do período de estudo uma forte regeneração de *Salix salvifolia* subsp. *australis* e *Salix alba* subsp. *neotrichia*.

Secção Ponte-A – Neste local os salgueirais encontram-se bem representados, principalmente a jusante da ponte da estrada N114, onde é possível encontrar as três espécies de salgueiros (*Salix atrocinerea*, *Salix salvifolia* subsp. *australis* e *Salix alba* subsp. *neotrichia*) e observar os diferentes condições ecológicas que necessitam.

No troço a montante da ponte a presença destas formações é mais pontual devido às culturas agrícolas que se praticam na margem direita, bem como ao acentuado declive da margem esquerda. Contudo, observou-se uma elevada regeneração em curso de *Salix atrocinerea* e *Salix salvifolia* subsp. *australis*.

Secção M – O salgueiral está presente neste local, contudo não é muito frequente porque as margens apresentam um declive acentuado e a jusante da ponte, na margem de sedimentação a pressão exercida pelo homem, através de práticas agrícolas ou de pastoreio não permitem a sua regeneração.

Freixiais de *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae*

(Salici purpureae-Populetea nigrae, Populeta albae, Populion albae, Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris)

São bosques caducifólios mais ou menos sombrios, silicícolas, que vivem sobre solos profundos, bastante produtivos, de textura franco-limosa. Estas florestas ribeirinhas dominadas por *Fraxinus angustifolia* encontram-se repartidas pelos territórios termomediterrâneos a mesomediterrâneos da Província Iberoatlântica.

Secção D, C, B, Ponte-A e M – De entre as formações arbóreas potenciais da área de estudo os freixiais são as comunidades que se encontram mais degradadas e ameaçadas. Estes encontram-se representados apenas por pequenos fragmentos de freixiais de *Fraxinus angustifolia*, pertencentes à associação *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae*. Tal como no restante território nacional, os freixiais ocupam as áreas de leito de cheia dos cursos de água. Nestes locais, os solos são muito férteis e por isso estes bosques ribeirinhos foram, ao longo dos tempos, substituídos por culturas agrícolas.

Durante as inventariações efectuadas em 2004 e 2005 não se observaram alterações significativas nestas formações relativamente a 2001.

Tamargais de *Polygono equisetiformis-Tamaricetum africanae*

(Nerio-Tamaricetea, Tamaricetalia, Tamaricion africanae)

Associação termomediterrânea, Tingitana e Gaditana-Onubo-Algarviense, onde se incluem os tamargais de *Tamarix africana*. Ocupa solos arenosos, argilosos ou cascalhentos dos leitos das linhas de água sujeitas a longos períodos de seca estival e a fortes inundações nos períodos mais pluviosos. Deste facto advêm marcantes fenómenos tanto de erosão como de sedimentação.

Secção D – Apenas nesta secção foram encontrados alguns indivíduos de *Tamarix africana*, o que sugere que, pelo facto do leito pedregoso do Rio favorecer os processos de sedimentação, se poderá instalar pontualmente um tamargal.

Silvado de *Lonicera hispanicae*-*Rubetum ulmifolii*

(Rhamno-Prunetea, Prunetalia spinosae, Pruno-Rubion ulmifolii, Rosenion cariotipouzini)

Associação de silvados que se desenvolvem em territórios termomediterrâneos a mesomediterrâneos, dominados por *Rubus ulmifolius*. É uma comunidade típica de solos profundos, húmidos, de textura arenosa, meso-oligótróficos, por vezes um pouco ácidos devido à humificação da folhada. No rio Almansor representam esta comunidade *Rubus ulmifolius*, *Lonicera hispanica*, e *Rosa pouzinii*. Os silvados são comunidades que substituem os bosques ribeirinhos potenciais, nomeadamente, os amiais de *Scrophulario scorodoniae*-*Alnetum glutinosae*, os salgueiras de *Salicetum atrocinerio-australis* e os freixiais de *Ficario ranunculoidis*-*Fraxinetum angustifoliae*. Assim, os silvados constituem a primeira etapa de substituição dos bosques e por sua vez se forem destruídos serão substituídos por juncais (2ª etapa de substituição).

Secção D, C, B, Ponte-A, M – Os silvados estão presentes em todas as secções estudadas e a sua abundância está correlacionada directamente com o estado de degradação dos bosques ribeirinhos característicos desta área. Por outro lado, nos casos em que os silvados são pouco abundantes e em simultâneo não existem formações arbóreas, significa que a vegetação natural actual está bastante degradada e bastante afastada da sua potencialidade, subsistindo apenas comunidades de herbáceas que correspondem a etapas finais da sucessão regressiva.

Os silvados existentes na área de estudo não sofreram alterações significativas entre 2001 e 2005.

FORMAÇÕES HERBÁCEAS

Thypho angustifoliae-Phragmitetum australis

(Phragmito-Magnocaricetea, Phragmitetalia, Phragmitenion communis)

Comunidade de espadanais ou caniçais de distribuição mediterrâneo-atlântica que se desenvolve sobre solos hidromórficos em margens de lagos, lagoas ou barragens, assim como em certos rios e ribeiros de águas permanentes nos quais os fenómenos de sedimentação são mais frequentes que os de erosão. Associação dominada por grandes helófitos entre os quais *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*.

Os caniçais possuem uma grande amplitude ecológica, tendo a capacidade de se desenvolver em solos turfosos com períodos de seca longos, assim como em solos do tipo gley e lodos de margens de lagos e cursos de água (Molina, 1996). Os espadanais suportam menores variações de água em comparação com os caniçais (Molina, 1996). De acordo com o mesmo autor, pelo menos no período de instalação estas populações crescem em águas doces sobre solos do tipo gley, mais ou menos desenvolvidos podendo, no entanto, suportar alguma secura no final do seu desenvolvimento, mas terá que existir sempre um nível freático próximo da superfície.

Secção D – Comunidade dominada por *Typha angustifolia* e *Typha dominguensis* presente apenas junto ao leito do curso onde se verifica uma acentuada acumulação de sedimentos e não existe cobertura arbórea. Ao longo do período de estudo observou-se que esta comunidade está em expansão neste troço, mas apenas nas áreas cujo acesso do gado foi impedido através da instalação de uma cerca.

Secção C – Neste local encontra-se um caniçal bastante desenvolvido numa ilhota do centro do curso de água formada por acumulação de sedimentos. Salienta-se ainda que esta comunidade apenas subsiste porque os bosques que ocupam ambas as margens do curso, neste local, não formam um corredor contínuo. A clareira no centro do curso permite a penetração da luz e a instalação dos caniçais. Não se verificaram em 2004 alterações relativamente a 2001.

Secção B – Esta secção possui um caniçal de grandes dimensões porque o troço da ribeira a montante deste local apresenta uma reduzida cobertura de espécies arbóreas, o que favorece de forma activa os processos de erosão, potenciando ainda um aumento da sedimentação nos troços a jusante. Para além deste facto, a morfologia do leito do curso associada ao seu caudal contribui para a retenção de muitos sedimentos neste ponto. A formação inventariada inicialmente em 2001 não sofreu alterações relativamente a respectiva estrutura, assim como às áreas colonizadas.

Secção Ponte-A – Neste local estão presentes espadanais e caniçais porque o corredor arbóreo apresenta algumas descontinuidades bem como pela grande pedregosidade do leito do curso que contribui para um grande aprisionamento dos materiais que são carreados pela corrente. Devido à dinâmica dos sedimentos, observaram-se em 2001 modificações no leito do curso, tendo-se formado canais no leito e acumulando-se material sedimentar na parte central deste. Nas proximidades da ponte da estrada N114, que em 2001 revelou a existência de um espadanal bastante denso contribuindo para a obstrução do canal fluvial, foi posteriormente efectuada uma intervenção no leito e removida toda a vegetação existente.

Nesta secção e a montante da área intervencionada, os espadanais e caniçais inventariados não sofreram alterações significativas durante o período de estudo.

Secção M – Nesta secção, a jusante da ponte na margem de sedimentação (margem direita) existem espadanais dominados por *Typha angustifolia*, que evoluíram de forma significativa desde o Outono de 2001 e actualmente ocupam uma área muito superior e colonizam grande parte do leito; na margem direita do troço que se encontra desprovida de vegetação arbórea ou arbustiva, estas comunidades estão aparentemente estabilizadas não se tendo no final do período de estudo registado processos de expansão.

Canaviais de Arundini donacis-Convolvuletum sepium

(Galio-Urticetea, Convolvuletalia sepium, Convolvulion sepium)

Comunidade herbácea de elevada altura, nitrófila que vive na orla de cursos de água, em solos profundos e ricos em nutrientes. Estes canaviais são dominados por *Arundo donax* e *Calystegia sepium*.

Secção Ponte-A e M – Estas comunidades ocupam pontualmente as margens nestes troços. Não se registaram, entre 2001 e 2005, alterações significativas nas áreas que ocupam e na estrutura que apresentam.

Trifolio resupinati-Holoschoenetum

(*Molinio-Arrhenatheretea*, *Holoschoenetalia vulgaris*, *Molinio-Holoschoenion vulgaris*)

Juncal característico de territórios mesomediterrâneos das Sub-Províncias Luso-Extremadurenses e Carpetano-Iberico-Leonesa. Esta comunidade instala-se em áreas planas e pequenas depressões das margens de rios e ribeiros, sobre solos arenosos, silisícolos, oligotróficos, muito húmidos e com horizonte pseudogley

Secção D, C, B, Ponte-A e M – Os juncais de *Trifolio resupinati-Holoschoenetum* são frequentes em todas as secções e correspondem a etapas de substituição dos bosques ribeirinhos potenciais desta área. Por isso traduzem um estado de degradação avançado das comunidades climáticas. Nos troços caracterizados no final do período de estudo não se registam alterações em relação à amostragem inicial.

Mentho suaveolentis-Juncetum inflexi

(*Molinio-Arrhenatheretea, Plantaginetalia majoris, Mentho-Juncion inflexi*)

Juncal termomediterrâneo característico de margens de rios e ribeiros que se instala em locais permanentemente húmidos ou submetidos a encharcamento e fortemente nitrificados.

Secção D, C, B, Ponte-A, M – Os juncais de *Mentho suaveolentis-Juncetum inflexi* instalam-se em locais onde o aporte de matéria orgânica é muito elevado, sendo frequente a sua presença na área de estudo devido à elevada pressão exercida pelo pastoreio, bem como devido às culturas agrícolas que se praticam nas margens do Rio. Os juncais são mais abundantes sobretudo nas áreas potenciais de freixial, o que revela o estado actual de degradação destas formações.

Estas comunidades têm uma representatividade mais elevada na secção M (margem direita) e, neste local, a área colonizada aumentou entre 2001 e 2004, mantendo-se em 2005.

Glycerio declinatae-Arietum nodiflori

(*Phragmito-Magnocaricetea, Nasturtio-Glycerietalia, Rorippion nasturtii-aquaticum*)

Associação constituída por helófitos que se desenvolvem nas margens de ribeiros e rios com forte estiagem. Esta comunidade é dominada por *Apium nodiflorum* acompanhado por *Veronica anagallis-aquatica*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Cyperus longus*, *Lycopus europeus*.

Secção D, C, B, Ponte-A, M - Comunidade presente em todas as estações estudadas e que vive em locais onde a água permanece até ao início do Verão.

Na secção B, desenvolveram-se comunidades muito densas dominadas por *Apium nodiflorum*, as quais em 2004 colonizavam totalmente o leito do rio, mais precisamente

a área utilizada no passado para passagem. Não se registaram alterações significativas nesta comunidade entre 2004 e 2005.

Glycerio declinatae-Oenanthetum crocatae

(*Phragmito-Magnocaricetea*, *Nasturtio-Glycerietalia*, *Glycerio-Sparganion*, *Phalaridenion arundinaceae*).

Comunidade de helófitos, silicícolas, de grande porte, dos quais se destaca *Oenanthe crocata*, que vive sobre aluviossolos pouco evoluídos das margens de cursos de água. Esta comunidade é muito frequente no centro e oeste da península. Na área de estudo estão presentes também *Glyceria declinata*, *Lytrum salicaria*, *Lycopus europeus*, *Rorippa nasturtium-aquaticum* e *Sparganium erectum* subsp. *neglectum*.

Secção D, C, B, Ponte-A, M - Comunidades presentes em todas as estações estudadas, associadas a locais com água permanente. Estas comunidades vegetais não sofreram alterações significativas durante o período de estudo.

Comunidade de arrelvados vivazes de *Festuca ampla*

(*Stipo giganteae-Agrostietea castellanae*, *Agrostietalia castellanae*, *Agrostion castellanae*)

Comunidade de arrelvados vivazes dominados por *Festuca ampla* e onde vivem também *Agrostis castellana*, *Brachypodium phoenicoides*, *Plantago lanceolata*, *Cynodon dactylon*, *Arum italicum*, *Ranunculus repens* e *Scirpus holochoenus*. Esta comunidade constitui a terceira etapa de degradação dos bosques ribeirinhos e desenvolve-se sobre solos profundos hidromórficos com textura areno-limosa das margens e leitos dos cursos de água.

Secção D – Esta comunidade está presente na secção D. Como a pressão exercida pelo pastoreio parece ter diminuído, observa-se uma recuperação de 2004 para 2005 das comunidades dominadas por *Festuca ampla*.

Arrelvados vivazes de *Gaudinio fragilis*-*Agrostietum castellanae*

(Stipo giganteae-Agrostietea castellanae, Agrostietalia castellanae, Agrostion castellanae)

Arrelvados vivazes que constituem a terceira etapa de substituição dos bosques ribeirinhos e vivem em solos húmidos com horizonte pseudogley das margens rios e ribeiros. A espécie dominante é *Agrostis castellana*, que normalmente é acompanhada por *Cynodon dactylon*, *Holcus lanatus*, *Plantago lanceolata* e *Gaudinia fragilis*.

Secção D, C, B, Ponte-A, M - Comunidades presentes em todas as secções. Não se registaram alterações significativas nestes troços.

Arrelvado de *Ranunculo sclerati*-*Paspaletum paspalodis*

(*Molinio-Arrhenatheretea*, *Paspalo-Heleochoetalia*, *Paspalo-Agrostion verticillati*, *Paspalo-Polypogonienion semiverticillati*)

Comunidade nitrófila de gramíneas anuais e vivazes de bancos de aluviões dos grandes rios mediterrânicos

Estas arrelvados, densos e homogêneos, de ótimo mediterrâneo, são dominadas por hemicriptófitos, dos quais se salienta a gramínea *Paspalum paspalodes*, presente em elevada abundância.

Secção D, C, B, Ponte-A, M - Comunidades presentes em todas as secções estudadas, destacando-se em 2004 a dominância nas secções D e M. Não se registaram alterações significativas de 2004 para 2005.

Arrelvados anuais *Pulicario uliginosae-Agrostietum salmanticae*

(*Isoeto-Nanojuncetea*, *Isoetetalia*, *Agrostion salmanticae*)

Arrelvados de herbáceas anuais, com distribuição fundamentalmente mediterrâneo-iberoatlântica, típicas de charcos temporários muito pouco profundos (de apenas alguns centímetros), que ocorrem durante o Inverno ou até final da Primavera. Desenvolvem-se em solos silicícolas, de textura franco-limosa e temporariamente inundados por águas oligo-mesotróficas. Estas comunidades anfíbias são constituídas por terófitos e geófitos de pequeno tamanho que pertencem à classe *Isoeto-Nanojuncetea* e que na área de estudo se encontram filiados na associação *Pulicario uliginosae-Agrostietum salmanticae*.

Secção D, C, B, Ponte-A, M – Esta comunidade não é característica somente de cursos de água pois está apenas estreitamente dependente da acumulação temporária de água durante um período do ano. No rio Almansor encontra-se na orla das margens em locais aplanados ou pequenas depressões que acumulam água durante o período das chuvas.

Comunidade de ranúnculos flutuantes

(*Potametea*, *Potametalia*, *Ranunculion aquatilis*)

Comunidade de vegetação aquática de água doce, que agrupam espécies com folhas tanto submergidas como flutuantes. Apresentam um desenvolvimento outonal ou primaveril e são típicas de águas pouco profundas.

Secção D, C, B, Ponte-A, M – Em todas as secções foram observados indivíduos do género *Ranunculus* spp. No troço M esta comunidade não foi observada na amostragem de 2005.

Há que referir que o período de realização dos levantamentos não é favorável para inventariação das comunidades de ranúnculos flutuantes.

Comunidade de *Lemna minor*

(*Lemnetea*, *Lemnetalia minoris*, *Lemnion minoris*)

Comunidade de vegetação aquática não enraizada de águas doces remansadas, eutrofizadas e ricas em fosfatos, nitratos, etc. Na área de estudo encontra-se representada pela presença de *Lemna minor*.

Secção M – Registou-se em 2001 a presença pontual de uma comunidade de *Lemna minor* apenas nesta secção. Esta comunidade não foi observada em 2004 e 2005.

Por forma a ilustrar as caracterizações efectuadas, apresentam-se em seguida algumas fotografias dos diversos troços.

Secção D – Próximo da Barragem dos Minutos

	
<p>Fig.6.2. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Setembro de 2005.</p>	<p>Fig.6.3. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Junho de 2004.</p>
	
<p>Fig.6.4. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Setembro de 2005.</p>	<p>Fig.6.5. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Junho de 2004.</p>

	
<p>Figura 6.6. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Setembro de 2005.</p>	<p>Figura 6.7. Secção D – Regeneração das comunidades vegetais no troço a jusante do descarregador em Junho de 2004.</p>
	
<p>Figura 6.8. Secção D – Aspecto do canal em Setembro de 2005</p>	<p>Figura 6.9. Secção D – Aspecto do canal em Fevereiro de 2002</p>
	
<p>Figura 6.10. Secção D – Comunidades vegetais e pressão do pastoreio em Setembro de 2005</p>	<p>Figura 6.11. Secção D – Comunidades vegetais e pressão do pastoreio em Setembro de 2004</p>

Secção Ponte A - junto à ponte da estrada N114 e do parque de merendas

	
<p>Figura 6.12. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.</p>	<p>Figura 6.13. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.</p>
	
<p>Figura 6.14. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.</p>	<p>Figura 6.15. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.</p>
	
<p>Figura 6.16. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.</p>	<p>Figura 6.17. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.</p>

	
<p>Figura 6.18. Ponte-A – Comunidades vegetais em Setembro de 2005.</p>	<p>Figura 6.19. Ponte-A – Comunidades vegetais em Junho de 2004.</p>
	
<p>Figura 6.20. Ponte-A - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.</p>	<p>Figura 6.21. Ponte-A - Comunidades vegetais em Junho de 2004.</p>

Secção M – A SE de Montemor-o-Novo

	
Figura 6.22 Secção M - Comunidades vegetais em Setembro de 2005.	Figura 6.23. Secção M - Comunidades vegetais em Abril de 2005 (Fot.João Matos).
	
Figura 6.24 Secção M – Comunidades vegetais em Dezembro de 2004 (fot.João Matos).	Figura 6.25. Secção M – Comunidades vegetais em Junho de 2004.

Para esquematizar a informação anteriormente descrita, apresenta-se o conjunto das comunidades reconhecidas no troço do rio Almansor alvo de estudo, assim como a sua distribuição pelas cinco secções amostradas (Quadro 6.2).

Quadro 6.2 - Comunidades vegetais naturais e seminaturais reconhecidas no sector do rio Almansor alvo de estudo e respectiva distribuição pelas cinco secções amostradas.

Comunidade vegetal	Secções				
	D	C	B	PONTE-A	M
AMIAL DE <i>SCROPHULARIO SCORODONIAE-ALNETUM GLUTINOSAE</i>	✓	✓	.	✓	✓
Salgueiral de <i>Salicetum atrocinereo-australis</i>	✓	✓	✓	✓	✓
Freixial de <i>Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae</i>	✓	✓	•	✓	✓
Tamargal de <i>Polygono equisetiformis-Tamaricetum africanae</i>	✓	X	X	X	X
Silvado de <i>Lonicero hispanicae-Rubetum ulmifolii</i>	✓	✓	✓	✓	✓
Cançal ou Espadanal de <i>Thypho angustifoliae-Phragmitetum australis</i>	✓	✓	✓	✓	✓
Canavial de <i>Arundini donacis-Convolvuletum sepium</i>	X	X	X	✓	✓
Juncal de <i>Trifolio resupinati-Holoschoenetum</i>	✓	✓	✓	✓	✓
Juncal de <i>Mentho suaveolentis-Juncetum inflexi</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Glycerio declinatae-Apietum nodiflori</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Glycerio declinatae-Oenanthetum crocatae</i>	✓	✓	✓	✓	✓
Arrelvados vivazes de <i>Festuca ampla</i>	✓	X	X	X	X
Arrelvados vivazes de <i>Gaudinio fragilis-Agrostietum castellanae</i>	✓	✓	✓	✓	✓
Arrelvado de <i>Ranunculo scelerati-Paspaletum paspalodis</i>	✓	✓	✓	✓	✓
Arrelvado anuais de <i>Pulicario uliginosae-Agrostietum salmanticae</i>	✓	X	X	X	X
Comunidades de ranúnculos flutuantes	X	X	X	X	✓

Legenda: ✓ - presença, • - presença pontual, X - ausência.

Os resultados obtidos na aplicação dos índices de avaliação do grau de desenvolvimento do corredor arbóreo em cada troço, assim como o respectivo estado de conservação, foram similares em 2001 e em 2004-2005, uma vez que não se registaram significativas alterações ao nível das secções amostradas (Quadro 6.3).

Quadro 6.3. Índices da estrutura do corredor arbóreo e do estado de conservação das secções estudadas.

Índices	Secções				
	D	C	B	Ponte-A	M
Estrutura do corredor arbóreo	4	3	1	3	3
Estado de conservação	4	3	1	3	2

O troço D apresenta corredor ripário com grandes copas em ambas as margens (índice de estrutura 4) e com grau de conservação 4 - razoavelmente conservado; os

troços Ponte-A, C, e M possuem vegetação em ambas as margens (índice 3) e grau de conservação 3 - mal conservado; o troço com vegetação arbórea em piores condições é o troço B que tem vegetação arbórea ocasional (índice 1) a que corresponde um grau de conservação 1 - muito degradado.

Com base na aplicação do Índice de QBR (quadro 6.4), D apresenta cortina ripária sem alterações (estado natural), M e C possuem cortina ripária ligeiramente perturbada (boa qualidade), Ponte-A está no início de uma importante alteração (qualidade aceitável), e B apresenta forte alteração.

Quadro 6.4 Índices da estrutura do corredor arbóreo e do estado de conservação das secções estudadas. Legenda: I - Cortina ripária sem alterações, estado natural, II - Cortina ripária ligeiramente perturbada, boa qualidade, III - Início de uma importante alteração, qualidade aceitável, IV - Forte alteração, má qualidade, V - Degradação extrema, péssima qualidade

Índice QBR	Secções				
	D	C	B	Ponte-A	M
%	95	85	35	65	85
Classe	I	II	IV	III	II

6.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Comparando as situações em 2001 e em 2004-2005, verifica-se que as comunidades vegetais climáticas das secções amostradas se continuam a deparar com os mesmos problemas de conservação inicialmente diagnosticados.

O principal problema diagnosticado é a pressão exercida pelo pastoreio, uma vez que, contribui para o incremento da matéria orgânica no leito e margens de muitos troços do rio, promove a compactação do solo, e impede a regeneração e recuperação das comunidades arbustivas e arbóreas características deste curso de água, as quais são essenciais para o equilíbrio do ecossistema. Contudo, durante o período em estudo,

houve na Secção D uma redução da pressão exercida pelo pastoreio, sendo possível observar uma recuperação nas comunidades vegetais e na qualidade da água.

As culturas agrícolas que se praticam nas margens, e que por vezes invadem a zona do leito de cheia, também impedem a recuperação da vegetação característica do bosque ribeirinho, mas em comparação com o problema do pastoreio exercem uma pressão menor.

Embora nos últimos anos não se tenha registado um aumento significativo de espécies exóticas, como *Acacia dealbata* e *Acacia cyanophylla*, o risco de proliferação destas espécies mantém-se e a sua proliferação poderá contribuir para a regressão das espécies autóctones potenciais e das suas etapas seriais.

O represamento de água pela barragem dos Minutos não se traduziu, pois, ao longo deste período num impacto negativo sobre a vegetação que se reflectisse no abaixamento do grau de conservação, com perda de vegetação indígena, sobretudo devida ao prolongamento do período seco, maior abundância de espécies exóticas ou ocorrência de fenómenos de *encroachment*. As alterações na vegetação ocorrem, no entanto, tipicamente em escalas temporais mais dilatadas pelo que poderão vir a surgir no futuro se a disponibilidade de água durante o período de verão e a redução da frequência e da magnitude das cheias se reduzirem significativamente.

De um modo geral, é fundamental desenvolver ao longo de todo o curso acções que favoreçam a regeneração natural das espécies arbóreas autóctones, a exemplo do que sucede com alguma expressão no troço D.

Se estas acções forem desenvolvidas, em articulação com outras medidas activas de conservação, prevê-se uma recuperação rápida da vegetação potencial, favorecendo simultaneamente todas as outras componentes deste sistema biológico.

A comprovar está o caso do troço D a jusante do descarregador, em que a instalação de uma vedação impede o acesso do gado estando actualmente em curso uma elevada regeneração natural de quase todas espécies arbóreas características do rio Almansor, inclusive de amieiros, assim como de várias comunidades de helófitos e hidrófitos. É de referir que neste troço se observou, durante o período seco de 2005 (ano muito seco) alguma disponibilidade hídrica. Mesmo num ano muito seco, não se registou secagem integral de troços e não ocorreu perda de espécimens das espécies menos tolerantes ao stress hídrico como se verificou em grande parte dos cursos do Sul de Portugal.

6.4 REFERÊNCIAS

BRAUN-BLANQUET, J. (1966) - Vegetationsskizzen aus dem BasKenland mit ausblicken auf das weitereibero-Atlanticum, 1 Teil. Vegetatio 13 (3): 117-147.

CASTROVIEJO, S., M. LAÍNIZ, G. LÓPEZ GONZÁLEZ, P. MONTSERRAT, F. MUÑOZ GARMENDIA, J. PAIVA & L. VILLAR. -eds.- (1986) - Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares.: Lycopodiaceae-Papaveraceae. Vol. I . Real Jardim Botánico, C.S.I.C. Madrid.

CASTROVIEJO, S., M. LAÍNIZ, G. LÓPEZ GONZÁLEZ, P. MONTSERRAT, F. MUÑOZ GARMENDIA, J. PAIVA & L. VILLAR. -eds.- (1990) - Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares.: Platanaceae-Plumbaginaceae.(Partim). Vol. II . Real Jardim Botánico, C.S.I.C. Madrid.

CASTROVIEJO, S., C. AEDO, S. CIRUJANO, M. LAÍNIZ, P. MONTSERRAT, R. MORALES; F. MUÑOZ GARMENDIA, C. NAVARRO, J. PAIVA & C. SORIANO - eds.- (1993)- Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares: Plumbaginaceae (Partim) - Capparaceae. Vol. III. . Real Jardim Botánico, C.S.I.C. Madrid.

CASTROVIEJO, S., C. AEDO, C. GÓMEZ CAMPO, M. LAÍNIZ, P. MONTSERRAT, R. MORALES, F. MUÑOZ GARMENDIA, G. NIETO FELINIER, E. RICO, S. TALAVERA, L. VILLAR. -eds.- (1993a)- Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares.- Cruciferae-Monotropaceae Vol. IV. . Real Jardim Botánico, C.S.I.C. Madrid.

CASTROVIEJO, S., C. AEDO, M. LAÍNIZ, P. MONTSERRAT, R. MORALES, F. MUÑOZ GARMENDIA, G. NIETO FELINIER & J. PAIVA .(1997)- Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares - Ebenaceae-Saxifragaceae. Vol. V. Real Jardim Botánico, C.S.I.C. Madrid.

CASTROVIEJO, S., C. AEDO, M. LAÍNIZ, P. MONTSERRAT, R. MORALES, F. MUÑOZ GARMENDIA, G. NIETO FELINIER & J. PAIVA .(1997a)- Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares - Haloragaceae-Euphorbiaceae. Vol. VIII. Real Jardim Botánico, C.S.I.C. Madrid.

CASTROVIEJO, S., C. AEDO, M. LAÍNIZ, P. MONTSERRAT, R. MORALES, F. MUÑOZ GARMENDIA, G. NIETO FELINIER & J. PAIVA .(1997b)- Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares - Haloragaceae-Euphorbiaceae. Vol. VIII. Real Jardim Botánico, C.S.I.C. Madrid.

- COUTINHO, A. X. P. (1939)- Flora de Portugal. Bertrand, Lisboa.
- FRANCO, J. A. - (1971) - Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). *Lycopodiaceae-Umbelliferae*. 1. Lisboa. (Ed. Do Autor).
- FRANCO, J. A. - (1984) Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). *Clethraceae-Compositae*. 2. Lisboa. (Ed. Do Autor).
- FRANCO, J. A. (1994) - Nova Flora de Portugal (Continente e Açores) *Alismataceae-Iridaceae*. 3 (I). Escolar editora. Lisboa.
- FRANCO, J. A. (1998) - Nova Flora de Portugal (Continente e Açores) *Gramineae*. 3 (II). Escolar editora. Lisboa.
- GÉHU, J. M. & S. RIVAS-MARTÍNEZ (1982) - Notions fondamentales de Phytosociologie. *Ber. Internat. Symp. IAVS, Syntaxonomie*: 1-33.
- MOLINA, J. (1996) – Sobre la vegetacion de los humedades de la Península Ibérica (1. *Phragmiti-Magnocaricetea*). *Lazaroa* 16: 27-88.
- SAMPAIO, G. (1988)- Flora Portuguesa, 3ª ed., ed. Fac-Smile. I.N.I.C. Lisboa.
- TUTIN, T. G., V. H. HEYWOOD, N. A. BURGESS, D. M. MOORE, D. H. VALENTINE, S. M. WALTERS & D. A. WEBB (Eds.). (1964-1980). *Flora Europaea*. 5 vol. Cambridge University Press.
- VALDÉS B. *et al* (eds.) (1987). *Flora Vascular de Andalucía Occidental* (I-III). Ed. Ketres Editora S.A., Barcelona.

6.5 ENQUADRAMENTO SINTAXINÓMICO

LEMNETEA Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955

[*Lemnetea* Tüxen 1953 (art. 8), *Lemnetea* Tüxen 1955 (art. 8), *Lemnetea minoris* Koch & Tüxen ex Schwabe & Tüxen 1981 (art. 31), *Hydrocharitetea morsus-ranae* Oberdorfer, Görs, Korneck, Lohmeyer, Müller, Philippi & Seibert 1967 (art. 2b, 8)]

Lemnetalia minoris Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955

[*Lemnetalia* Tüxen 1955 (art. 8), *Lemnetalia minoris* Tüxen ex Schwabe & Tüxen 1981 (art. 31)]

Lemnion minoris Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955

[*Lemnion minoris* Tüxen 1955 (art. 8), *Lemnion gibbae* Tüxen & Schwabe in Tüxen 1974 (syntax. syn.), *Lemno-Salvinion natantis* Slavnic 1956 (syntax. syn.)]

Comunidade de *Lemna minor*

POTAMETEA Klika in Klika & Novák 1941

[*Potametales* Klika in Klika & Novák 1941 (original name), *Potametea* Tüxen & Preising 1942 (art. 8), *Nymphaeetea* Klika in Klika & Hadaè 1944 (art. 29), *Potametea* Tüxen & Preising ex Oberdorfer 1957 (art. 31), *Stratiotetea* Den Hartog & Segal 1964 (syntax. syn.), *Ceratophylletea* Den Hartog & Segal 1964 (art. 8), *Utricularietea neglectae* Den Hartog & Segal 1964 (syntax. syn.)]

Potametalia Koch 1926

[*Hydrocharitetalia* Rübel 1933 (syntax. syn.), *Magnopotametalia* Den Hartog & Segal 1964 (syntax. syn.), *Parvopotametalia* Den Hartog & Segal 1964 (art. 29), *Callitricho-Ranunculetalia* Passarge 1978 (syntax. syn.), *Nymphaeetalia albo-tetragonae* Passarge 1978 (syntax. syn.), *Callitricho-Potametalia* Schaminée, Lanjouw & Schipper 1990 (art. 29), *Nupharo-Potametalia* Schaminée, Lanjouw & Schipper 1990 (art. 29), *Ranunculo-Myriophylletalia* Passarge 1996 (syntax. syn.)]

Ranunculion fluitantis Neuhäusl 1959

Comunidade de Ranúnculos flutuantes

ISOETO-NANOJUNCETEA Br.-Bl. & Tüxen ex Westhoff, Dijk & Passchier 1946

[*Isoeto-Nanojuncetea* Br.-Bl. & Tüxen 1943 (art. 8), *Crypsietea aculeatae* Vicherek 1973 (syntax. syn.) p.p., *Isoetetea velati* De Foucault 1988 (syntax. syn.), *Juncetea bufonii* De Foucault 1988 (art. 24, 29)]

Isoetetalia Br.-Bl. 1936

Isoetalia Br.-Bl. 1931 (art. 8), *Isoetetalia duriei* (Br.-Bl. 1936) O. Bolòs, Vigo, Masalles & Ninot 1990 (art. 29), *Scirpetalia setacei* De Foucault 1988 (art. 29)]

Agrostion salmanticae Rivas Goday 1958

[*Pre-Isoetion* Rivas Goday 1956 (art. 3b), *Agrostion pourretii* Rivas Goday 1958 nom. mut. (art. 45) (addenda)]

Pulicario uliginosae-Agrostietum salmanticae Rivas Goday 1956

[ass. *Juncus capitatus* et *Anthemis nobilis* Rivas Goday 1958 (syntax. syn.), *Pulicario paludosae-Agrostietum pourretii* Rivas Goday 1956 nom. mut. (art. 45) (addenda)]

PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA Klika in Klika & Novák 1941

[*Phragmito-Magnocaricetales* Klika in Klika & Novák 1941 (original name), *Phragmitetea* Tüxen & Preising 1942 (syntax. syn.), *Bolboschoenetetea* Tüxen & Vicherek in Tüxen & Hülbusch 1971 (syntax. syn.), *Glycerio-Nasturtietea* Géhu & Géhu-Franck 1987 (syntax. syn.)]

Phragmitetalia Koch 1926

[*Phragmitetalia eurosibirica* Tüxen & Preising 1942 (art. 34)]

Phragmition communis Koch 1926

[*Phragmition australis* Koch 1926 nom. mut. (art. 45) (addenda), *Phragmition eurosibiricum* Tüxen & Preising 1942 (art. 34)]

Phragmitenion communis

Typho angustifoliae-Phragmitetum australis (Tüxen & Preising 1942) Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991

[*Scirpo-Phragmitetum mediterraneum* Tüxen & Preising 1942, *Scirpo lacustris-Phragmitetum mediterraneum typicum* Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952 (corresp. name)]

Nasturtio-Glycerietalia Pignatti 1954

Glycerio-Sparganion Br.-Bl. & Sissingh in Boer 1942

Phalaridenion arundinaceae (Kopecký 1961) J.A. Molina 1996

[*Phalaridion arundinaceae* Kopecký 1961 (corresp. name)]

Glycerio declinatae-Oenanthetum crocatae Rivas-Martínez, Belmonte, Fernández-González & Sánchez-Mata in Sánchez-Mata 1989

Nasturtion officinalis Géhu & Géhu-Franck 1987

Glycerio declinatae-Apietum nodiflori J.A. Molina 1996

GALIO-URTICETEA Passarge ex Kopecký 1969

[Galio-Urticetea Passarge 1967 (art. 3b), Filipendulo ulmariae-Calystegietea sepium Géhu & Géhu-Franck 1987 (syntax. syn.), Lythro salicariae-Calystegietea sepium Klaček 1993 (syntax. syn.)]

Convolvuletalia sepium Tüxen ex Mucina 1993

[*Filipenduletalia ulmariae* De Foucault & Géhu 1980 (art. 3b), *Convolvuletalia sepium* Tüxen 1950 (art. 8), *Calystegietalia sepium* Tüxen ex Mucina 1993 nom. mut. (art. 45) (addenda).]

Convolvulion sepium Tüxen ex Oberdorfer 1957

[*Convolvulion sepium* Tüxen 1947 (art. 8), *Senecionion fluviatilis* Tüxen 1950 (art. 8), *Senecionion fluviatilis* Tüxen ex Oberdorfer 1957 pro syn., *Cynancho-Convolvulion sepium* Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963 (art. 3b), *Calystegion sepium* Tüxen ex Oberdorfer 1957 nom. mut. (art. 45) (addenda)]

Arundini donacis-Convolvuletum sepium Tüxen & Oberdorfer ex O. Bolòs 1962

STIPO GIGANTEAE-AGROSTIETEA CASTELLANAE Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

Agrostietalia castellanae Rivas Goday in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980

Agrostion castellanae Rivas Goday 1958 corr. Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963

[*Agrostion castellanae-tenuis* Rivas Goday 1958 (original name) (art. 43)]

Gaudinio fragilis-Agrostietum castellanae Rivas-Martínez
& Belmonte 1986

Comunidade de arrelvados vivazes de *Festuca ampla*

Molinio-Arrhenatheretea Tüxen 1937

[*Molinieto-Arrhenatheretales* Tüxen 1937 (original name), *Molinio-Juncetea* Br.-Bl in Br.-Bl., Emberger & Molinier 1947 (art. 8), *Arrhenatheretea* Br.-Bl in Br.-Bl., Emberger & Molinier 1947 (art. 8), *Plantaginetea majoris* Tüxen & Preising ex von Rochow 1951 (syntax. syn.), *Molinio-Juncetea* Br.-Bl. ex A. & O. Bolòs 1950 (syntax. syn.), *Agrostietea stoloniferae* Müller & Görs in Görs 1968 (syntax. syn.), *Agrostio stoloniferae-Arrhenatheretea* De Foucault 1989 (art. 29)]

Holoschoenetalia vulgaris Br.-Bl. ex Tchou 1948

[*Holoschoenetalia* Br.-Bl. 1931 (art. 8), *Phalaridetalia coerulescentis* Galán, Deil, Haug & Vicente 1997 (syntax. syn.)]

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

[*Holoschoenion* Br.-Bl. 1931 (art. 8), *Brizo-Holoschoenion* Rivas Goday 1964 (syntax. syn.), incl. *Brizo-Holoschoenenion* Rivas Goday & Borja 1961 (art. 3b), *Brizo-Holoschoenenion* (Rivas Goday 1964) Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980 (corresp. name), *Junco acuti-Holoschoenenion* Herrera 1995 (corresp. name)]

Trifolio resupinati-Holoschoenetum Rivas Goday 1964

[*Trifolio resupinati-Holoschoenetum* Rivas Goday 1964, lectotypus: (addenda), *Melico magnolii-Holoschoenetum* Rivas Goday 1964 (syntax. syn.)]

Paspalo-Heleochloetalia Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

Paspalo-Agrostion verticillati Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952

[*Paspalo-Polypogonion viridis* Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952 nom. mut. (art. 45)]

Paspalo-Polypogonenion semiverticillati

Ranunculo scelerati-Paspaletum paspalodis Rivas Goday 1964 corr. Peinado, Bartolomé, Martínez-Parras & Ollala 1988

[ass. *Paspalum vaginatum* et *Ranunculus sceleratus* Rivas Goday 1964 (art. 43), *Heliotropio supini-Paspaletum paspalodis* Martínez-Parras, Peinado, Bartolomé & Molero 1988 (syntax. syn.), *Ranunculo scelerati Paspaletum distichi* Rivas Goday 1964 corr. Peinado, Bartolomé, Martínez-Parras & Ollala 1988 nom. mut. (art. 45) (addenda)]

Plantaginetalia majoris Tüxen & Preising in Tüxen 1950

[*Potentillo-Polygonetalia* Tüxen 1947 (art. 3b), *Agrostietalia stoloniferae* Müller & Görs in Görs 1968 (syntax. syn.), *Eleocharitetalia palustris* De Foucault 1984 (syntax. syn.)]

Mentho-Juncion inflexi De Foucault 1984

Mentho suaveolentis-Juncetum inflexi Rivas-Martínez in Sánchez-Mata 1989

RHAMNO-PRUNETEA Rivas Goday & Borja ex Tüxen 1962

[*Rhamno-Prunetea* Rivas Goday & Borja 1961 (art. 3b), *Crataego-Prunetea* Tüxen 1962 (art. 3a), *Sambucetea* Doing 1962 (art. 8), *Urtico-Sambucetea* Passarge & Hofmann 1968 (syntax. syn.), *Franguletea* Doing ex Westhoff & Den Held 1969 (syntax. syn.) p.p., *Rhamno-Prunetea* Rivas-Martínez, Arnaiz & Loidi in Arnaiz & Loidi 1983 (corresp. name)]

Prunetalia spinosae Tüxen 1952

Pruno-Rubion ulmifolii O. Bolòs 1954

[*Ligustro-Rubion ulmifolii* Géhu & Delelis in Delelis 1973 (art. 3b), *Lonicerion periclymeni* Géhu, De

Foucault & Delelis 1983 (syntax. syn.)]

Rosenion carioti-pouzinii Arnaiz ex Loidi 1989

Lonicero hispanicae-Rubetum ulmifolii Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980

SALICI PURPUREAE-POPULETEA NIGRAE (Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Bascónes, T.E. Díaz, FernándezGonzález & Loidi) classis nova (addenda)

[*Salici purpureae-Salicenea nigrae* Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Bascónes, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi in Itinera Geobot. 5: 260. 1991 (art. 27a), *Salici-Populenea nigrae* Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Mem. Series

Veg. España: 162. 1987 (art. 5), *Populetea albae* Br.-Bl. 1962 (art. 2b), *Salicetea purpureae* Moor 1958 (art. 29b), *Alno-Populetea* Fukarek & Fabijanic 1958 (art. 2b)]

Populetalia albae Br.-Bl. ex Tchou 1948

[*Populetalia albae* Br.-Bl. 1931 (art. 8), *Rhododendro pontici-Prunetalia lusitanicae* A.V. Pérez, Galán & Cabezudo in A.V. Pérez & al. 1999 (syntax. syn.)]

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

[*Alnion lusitanicum* Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 (art. 34), *Rhododendro-Alnenion* Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1965 (syntax. syn.), *Osmundo-Alnion* Dierschke & Rivas-Martínez in Dierschke 1975 (art. 31), *Rhododendro pontici-Prunion lusitanicae* A.V. Pérez, Galán & Cabezudo in A.V. Pérez, Galán, P. Navas, D. Navas, Y. Gil & Cabezudo 1999 (syntax. syn.)]

Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956

NERIO-TAMARICETEA Br.-Bl. & O. Bolòs 1958

Tamaricetalia Br.-Bl. & O. Bolòs 1958 em. Izco, Fernández-González & A. Molina 1984

Tamaricion africanae Br.-Bl. & O. Bolòs 1958

Polygono equisetiformis-Tamaricetum africanae Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980

SALICI PURPUREAE-POPULETEA NIGRAE (Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi) classis nova (addenda)

[*Salici purpureae-Salicenea nigrae* Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi in Itinera Geobot. 5: 260. 1991 (art. 27a), *Salici-Populenea nigrae* Rivas-Martínez & Cantó ex Rivas-Martínez, Mem. Series Veg. España: 162. 1987 (art. 5), *Populetea albae* Br.-Bl. 1962 (art. 2b), *Salicetea purpureae* Moor 1958 (art. 29b), *Alno-Populetea* Fukarek & Fabijanic 1958 (art. 2b)]

Populetalia albae Br.-Bl. ex Tchou 1948

[*Populetalia albae* Br.-Bl. 1931 (art. 8), *Rhododendro pontici-Prunetalia lusitanicae* A.V. Pérez, Galán & Cabezudo in A.V. Pérez & al. 1999 (syntax. syn.)]

Populion albae Br.-Bl. ex Tchou 1948

[*Populion albae* Br.-Bl. 1931 (art. 8), *Fraxino-Quercion pytenaicae* Rivas Goday 1964 (syntax. syn.)]

Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris Rivas-Martínez 1975

Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, Costa, Castroviejo & E. Valdés 1980

Salicetalia purpureae Moor 1958

Salicion salviifoliae Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984

Salicetum atrocinereo-australis J.C. Costa & Lousã in J.C. Costa, Lousã & Paes 1998

INDICE

7. CAUDAL E SEDIMENTOS	7-1
7.1 Caudal.....	7-1
7.1.1 Introdução	7-1
7.1.2 Métodos	7-1
7.1.3 Caudais determinados.....	7-3
7.1.4 Disponibilidade hídrica no final do período seco	7-7
7.2. Sedimentos.....	7-8
7.2.1 Introdução	7-8
7.2.2 Métodos	7-10
7.2.3 Caracterização dos ambientes sedimentares	7-11
7.2.4 Considerações finais	7-17

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 7.1- Ribeira de Almansor: localização das secções de medição de caudal.....	7-2
Figura 7.2. Caudais de Junho de 2001 a 2004 nas estações D, A e M.....	7-5
Figura 7.3. Ribeira de Almansor: caudal na estação D e precipitação no mesmo período. A seta indica o fecho da barragem.	7-6
Quadro 7.4. Caracterização dos sedimentos nos vários locais em 2002, 2004 e 2006.	7-12
Figura 7.5. Curvas cumulativas de caracterização do sedimento nos locais D, O e C.	7-14
Figura 7.6. Curvas cumulativas de caracterização do sedimento nos locais Adua- montante, Adua-jusante e Amendoeira.....	7-15
Figura 7.7. Curvas cumulativas de caracterização do sedimento nos locais Ponte, Ila- montante, Ila-jusante.....	7-16
Figura 7.8. Curva cumulativa de caracterização de sedimento no local M.	7-17

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 7.1 Áreas drenadas para as estações D, A e M e diminuição de áreas com a barragem dos Minutos.	7-3
Quadro 7.2: Percentagens de área seca e de área molhada estimadas durante o período estival em 2001 e 2002 para o segmento de curso em estudo na ribeira de Almansor.	7-8
Quadro 7.3. Coordenadas dos locais onde foram caracterizados os ambientes sedimentares.....	7-11

7 CAUDAL E SEDIMENTOS

7.1 CAUDAL

7.1.1 Introdução

O caudal é um elemento de extrema relevância num estudo desta natureza porque é o parâmetro directamente afectado pelo aproveitamento hidráulico e que vai por sua vez afectar as restantes dimensões do sistema fluvial, abióticas e bióticas. Com a determinação de caudais antes e depois do fecho de uma barragem, é possível estabelecer para o curso a jusante qual o grau de afectação que o aproveitamento hidráulico provocou no plano hidrológico e interpretar alterações morfológicas ou biológicas em função dessa alteração.

Após o fecho de uma barragem, e estando definido um regime de caudais ecológicos, as medições de caudal permitem ainda avaliar o grau de cumprimento da descarga do caudal ecológico.

7.1.2 Métodos

Procedeu-se à medição do escoamento para avaliar o impacto da barragem em várias secções (Figura 7.1):

- estação D (coordenadas M,P: 202651,188013) no troço imediatamente a jusante da barragem em que o curso é mais directa e fortemente afectado;
- estação A (coordenadas M,P: 194980,186763) que representa uma secção intermédia e que se localiza para jusante do perímetro de rega;
- estação M (coordenadas M,P: 193720,185199) na parte final do curso em estudo, a cerca de 11 km da barragem em que o impacto a nível hidrológico está já significativamente atenuado e que recebe os caudais de diversas linhas de água afluentes da ribeira de Almansor, nomeadamente as ribeiras de Martim Mendes, da Serra das Lebres, da Serra e sobretudo da Pintada.

Os valores de caudal para a ribeira de Almansor foram calculados com base em leituras da velocidade de corrente para a secção transversal do curso.

Dada a ausência de estações hidrométricas foi necessário procurar secções o mais regulares possível e proceder a algumas pequenas intervenções na morfologia da

secção para obter um escoamento o mais próximo possível do laminar. Para efectuar as medições, a secção foi dividida em múltiplas células para as quais foi determinada a altura da água e a velocidade de corrente. Com esses valores foi calculado o caudal em cada célula como o produto da área da célula pela velocidade de corrente, e o caudal da secção é o somatório dos caudais das várias células. A velocidade de corrente foi medida com um fluxómetro de indução electromagnética (sem elementos móveis), equipamento que permite um maior rigor na medição da velocidade da corrente mesmo em condições desfavoráveis.

A inexistência de estações de medição de caudal repercute-se necessariamente em menor rigor nas determinações de caudal senão mesmo, nalguns casos, na impossibilidade de as efectuar. Com efeito, em situações limite como as verificadas durante fortes enxurradas, é totalmente impossível aos operadores manterem-se dentro do curso, sendo imediatamente arrastados dadas a velocidade da corrente e a altura da água que se verificam em secções fluviais estreitas e é impossível dispor de um escoamento laminar que possibilite determinações correctas. Nessas situações, pode-se quando muito estimar um valor mínimo através da velocidade de transporte de partículas pelo curso. Por essa razão, para algumas datas e locais, os caudais estão indicados com superiores a um determinado valor não se indicando um valor preciso. Considera-se, no entanto, que, na ausência de um valor obtido através de leituras ao longo da secção, essa estimativa, por grosseira que seja, é apesar de tudo útil.



Figura 7.1- Ribeira de Almansor: localização das secções de medição de caudal.

Para além deste tipo de problemas, nas situações de elevado caudal em que é apesar de tudo possível efectuar medições da velocidade de corrente, a turbulência vai forçosamente diminuir o rigor nos cálculos do caudal.

Quadro 7.1 Áreas drenadas para as estações D, A e M e diminuição de áreas com a barragem dos Minutos.

Secção	Área de drenagem antes do fecho da barragem km ²	Área de drenagem após o fecho da barragem km ²	Diminuição de área
Barragem dos Minutos		94,7	
Estação D	95,1	0,4	-99,6%
Estação A	142,0	47,3	-66,7%
Estação M	177,6	82,5	-53,2%

7.1.3 Caudais determinados

As medições de caudais abrangeram 4 anos hidrológicos, com início em 2000-2001 e terminando em 2003-2004.

Os valores de caudal registados nas várias secções revelam grandes diferenças interanuais e uma enorme variabilidade associada, por um lado, à forte sazonalidade típica dos cursos desta região, e por outro a um carácter fortemente torrencial que se traduz em rápidas respostas do caudal a picos de precipitação seguidas de decréscimos acentuados. Na ausência de estações hidrométricas, o carácter pontual das medições efectuadas não permite naturalmente uma caracterização rigorosa da evolução temporal do caudal e possibilita unicamente uma caracterização geral das várias situações no espaço e no tempo.

Para a secção da estação D, mais próxima da albufeira, o valor mais elevado em 2001/2002 foi registado em Fevereiro de 2002 sendo apenas 0,005m³/s (Figura 7.2). Na secção da estação A (bacia de 142 km², mais 46,9 km² do que a da secção D - Quadro 7.1), os caudais são também muito baixos sendo o valor mais elevado de 0,03 m³/s observado em Abril de 2002. Relativamente à estação M, os caudais são

significativamente mais elevados do que nas anteriores e os máximos em 2001/2002 foram $0,20\text{m}^3/\text{s}$ em Janeiro de 2002 e $0,17\text{m}^3/\text{s}$ em Setembro de 2002.

Os caudais na secção próxima da barragem (estação D) antes do fecho desta são muito inferiores ao que seria de prever em função da dimensão da respectiva bacia drenante que é de $95,1\text{ km}^2$ (Quadro 7.1) e o mesmo se pode afirmar para a estação A.

Poderia pensar-se que o caudal nas várias estações antes da data de fecho da barragem seria representativo do regime natural do curso. Mas, de facto, os caudais na situação pré barragem não podem de modo algum ser considerados como em regime natural dado que, com a construção da barragem, a movimentação de terras criou uma bacia com alguma capacidade de armazenamento e com o enchimento desta durante um período de reduzida pluviosidade como 2001/2002 o caudal para jusante foi muito inferior ao que naturalmente seria. Bastará estabelecer a proporção de caudais entre as estações D e M para constatar que essa razão (extraordinariamente baixa) é muitíssimo inferior à que seria de esperar em função da relação entre as áreas das respectivas bacias drenantes (aproximadamente 1:2, Quadro 7.1). O caudal antes do fecho da barragem não pode, pois, constituir uma referência para estabelecer comparações com situações posteriores e assim avaliar o impacto do aproveitamento hidráulico no regime hidrológico.

Para jusante da secção D, as alterações morfológicas no curso (barreiras, açudes, leito escavado e acumulação de material sedimentar arenoso no leito, alargamento do leito), a bombagem de água e o enchimento de charcas com água do curso levam a que igualmente os valores de caudal na estação A estejam fortemente afectados. Às alterações de caudal associadas à construção da barragem juntam-se as devidas às intervenções no segmento fluvial para jusante da barragem.

Devido aos diversos problemas referidos, e à proximidade espacial da estação A com a estação M, decidiu-se não continuar as determinações de caudal na estação A após Dezembro de 2002.

Globalmente, e em termos de variação interanual, em 2002/2003 os valores de caudal são 10 a 50 vezes superiores aos registados em 2001/2002, enquanto que 2003/2004 apresenta valores intermédios (Figura 7.3).

No início do ano 2002/2003, associado a um período de significativa precipitação, registam-se os valores mais expressivos de caudal de todo o período de estudo (Figura 7.2, 7.3, 7.4).

Em Novembro de 2002 os valores são os mais elevados registados até então e muito próximos para as três estações (Figura 7.2) e em Dezembro verifica-se uma situação de cheia em que os caudais atingem valores várias ordens de grandeza acima dos verificados no período homólogo anterior. Na estação M o caudal é superior a $10\text{m}^3/\text{s}$ e nas outras estações foi estimado (sendo impossível efectuar leituras com fluxómetro)

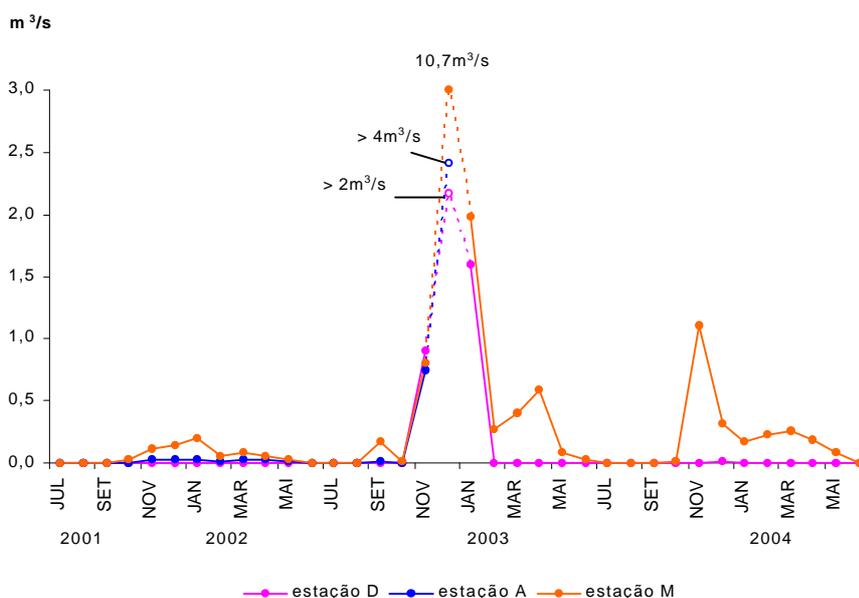


Figura 7.2. Caudais de Junho de 2001 a 2004 nas estações D, A e M.

em valores de vários m^3/s (Figuras 7.2).

Referiu-se anteriormente as alterações no regime hidrológico provocadas por armazenamento e extracção do rio. O facto de entre Novembro 2002 e Janeiro 2003 se registarem situações de cheia nas estações D e A deveu-se ao facto de ter sido excedida a capacidade de armazenamento e portanto o caudal aproxima-se, neste período, do regime natural.

Na sequência da cheia de Dezembro de 2002, registou-se em Janeiro de 2003 na estação D um caudal ainda muito elevado de $1,59\text{m}^3/\text{s}$ e na estação M de $1,98\text{m}^3/\text{s}$.

Posteriormente, com o fecho da barragem dos Minutos em Janeiro de 2003, na estação D o caudal passa a indicar as eventuais descargas da barragem para além da drenagem da pequena bacia agora reduzida a $0,4\text{ km}^2$. Os valores de caudal registados após o fecho da barragem não excedem 8L/s e mantiveram-se quase

sempre inferiores a 5L/s (Figura 7.3). Deve-se, pois, concluir que as medições de caudal não detectaram qualquer descarga da barragem eventualmente associada a um caudal ecológico.

Poderia colocar-se a hipótese da albufeira, à margem de descargas intencionais, contribuir para alimentar o troço do curso imediatamente a jusante. No entanto, e com base na caracterização isotópica ($\delta^{18}\text{O}$) efectuada para a Albufeira dos Minutos, ribeira de Almansor e vários poços em ambos os lados do curso (cf. Cap.3), não foi detectada a contribuição da albufeira para o troço do curso imediatamente a jusante da barragem. Pelo contrário, a razão isotópica revelou uma contribuição importante da água subterrânea.

Para a estação M, que viu a respectiva bacia drenante reduzida em 53%, o caudal máximo não foi além de 1,1m³/s, atingido em Novembro de 2003.

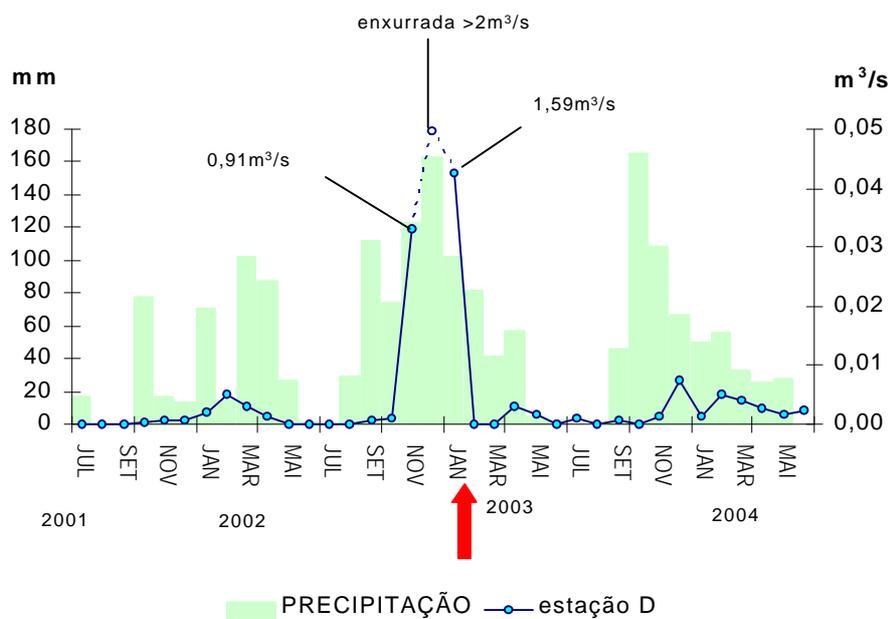


Figura 7.3. Ribeira de Almansor: caudal na estação D e precipitação no mesmo período. A seta indica o fecho da barragem.

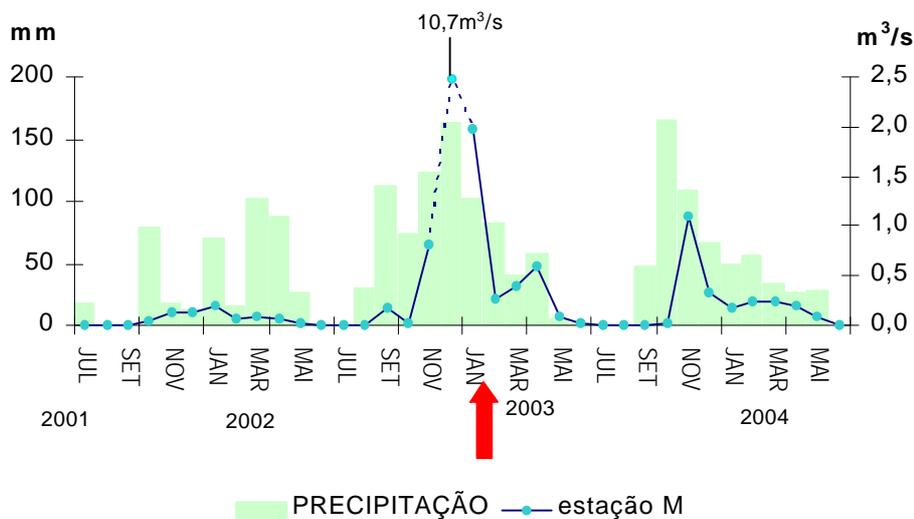


Figura 7.4. Rio Almansor: caudal na estação M. A seta indica o fecho da barragem.

7.1.4 Disponibilidade hídrica no final do período seco

A disponibilidade de água nos pegos que se formam no período seco é essencial para a manutenção do biota aquático. Em muitos cursos do Sul de Portugal, os cursos não apresentam caudal durante vários meses (rios temporários) e parte significativa do leito seca. Nos anos em que a precipitação é baixa e a estiagem particularmente longa e extrema, uma enorme percentagem do leito seca e a distância entre pegos pode distar quilómetros.

Avaliaram-se os valores de área molhada do curso no período de estiagem em 2001 e 2002. Os objectivos eram caracterizar a disponibilidade hídrica em situação limite no ciclo anual (em que as condições de constrangimento para o biota são mais críticas) e analisar a variação da disponibilidade de água superficial em anos com diferentes níveis de precipitação. Este tipo de análise complementa a caracterização hidrológica, designadamente nos cursos em que o caudal no Verão é nulo.

A caracterização foi efectuada em Setembro de 2001 e de 2002, antes do início das chuvas de Outono. Todo o segmento fluvial em estudo foi percorrido quantificando-se a área molhada relativamente ao total e calculou-se em cada um dos anos a proporção de área molhada para a área total do leito menor.

Como consequência directa da reduzida precipitação em 2001/2002, assistiu-se a uma expressiva redução da área molhada no Verão de 2002 (Quadro 7.2). No Verão de 2002, o leito do rio apresentou uma área seca cerca de seis vezes maior do que no período homólogo anterior.

Quadro 7.2: Percentagens de área seca e de área molhada estimadas durante o período estival em 2001 e 2002 para o segmento de curso em estudo na ribeira de Almansor.

	Área Seca	Área Molhada
Verão de 2001	10,4 %	89,6 %
Verão de 2002	61,2 %	38,8 %

7.2 SEDIMENTOS

7.2.1 Introdução

A caracterização geral do curso apresentada no Capítulo 4 e a caracterização sedimentar integrada na descrição dos habitats fluviais efectuada com a metodologia do River Habitat Survey (RHS, Capítulo 5) assinalam a ocorrência com forte presença de sedimentos finos ao longo de todo o segmento do rio Almansor em estudo. Com efeito em muitos troços predominam os ambientes sedimentares com forte presença de vasa, vasa arenosa ou areia vasosa.

Não é usual prestar-se em Portugal particular atenção às características do substrato em corpos de água lóticos. Nos países com cursos salmonícolas e importantes pescarias associadas, é usual valorizarem-se os sedimentos de gravilha e pedras pequenas limpos de material fino na perspectiva da disponibilidade de habitats reprodutivos das trutas e salmões. Para os cursos não salmonícolas, as características do substrato são merecedoras de muito menos atenção e, no caso do nosso país, concretamente nenhuma. Embora tal não esteja devidamente confirmado para as nossas espécies de ciprinídeos, crê-se que substratos como os referidos para os salmonídeos deverão ser igualmente importantes para os (ou alguns) dos ciprinídeos indígenas. Concretamente sedimentos limpos de vasa e areia deverão traduzir-se numa reprodução com mais sucesso e num superior recrutamento piscícola. Uma comunidade bêntica mais complexa está também associada a sedimentos mais limpos.

As causas para a *siltagem* dos leitos dos cursos podem ser múltiplas. A forte erosão e perda de solo na bacia hidrográfica, designadamente nas situações em que dominam os solos mais vulneráveis à erosão, associados a declives mais pronunciados e a práticas agrícolas inadequadas, provocam o transporte de volumes apreciáveis de material sólido para os cursos. As condições climáticas são um agente fundamental neste processo: fortes chuvadas que ocorram em períodos em que o solo esteja já saturado possuem um forte potencial erosivo.

O material fino assim chegado ao curso de água pode depois sedimentar e acumular-se formando depósitos com maior ou menor desenvolvimento ou ser arrastados para jusante e acumular-se fundamentalmente nas zonas de fraca energia de transporte, i.e. nas zonas de sedimentação como o lado interior dos meandros ou curvas.

As barragens não hidroeléctricas, e em particular as barragens com elevada capacidade de regularização (com capacidade de armazenamento igual a duas ou mais vezes a afluência média anual, como a barragem dos Minutos) afectam de forma significativa o ambiente sedimentar. Com efeito, o desaparecimento das cheias, ou pelo menos das cheias com mais pequenos períodos de retorno, altera significativamente os padrões da dinâmica sedimentar nos cursos. Na prática, as barragens em que, dados os respectivos usos, não se verificam descargas, impedem que o regime hidrológico cumpra funções de limpeza ao nível do sedimento.

Os regimes de caudais ecológicos procuram responder a esta necessidade de caudais de limpeza, integrando no regime episódios de cheia com determinado tempo de retorno. Procura-se assim justamente reproduzir as condições hidrológicas naturais que têm efeitos de remoção e transporte do material sedimentar impedindo a colmatação do substrato por sedimentos finos e a acumulação superficial.

Devido às múltiplas implicações em diversos aspectos da estrutura e funcionamento deste tipo de ecossistemas, um substrato dominado por material fino apresenta um menor valor para a generalidade do sistema aquático e é geralmente sinal de maior ou menor degradação.

7.2.2 Métodos

Um dos métodos utilizados para caracterização de substrato de rios é o chamado *pebble count* (contagem de pedras, em tradução literal) em que se distribuem pelas diversas classes granulométricas 100 partículas de sedimento definidas aleatoriamente.

Contrariamente a métodos que assentam simplesmente no exame visual para estimativa da proporção em que ocorrem as várias classes granulométricas numa dada área, este método apresenta como vantagem a repetitividade, e portanto é um método que pode ser considerado como objectivo. No entanto, as classes com muito baixa representatividade podem ser subavaliadas. O método de *pebble count* é adequado para rios de pedras e é particularmente indicado em caracterizações gerais de ambientes sedimentares grosseiros. Dada a possível subavaliação das fracções pouco frequentes, complementou-se este método com uma avaliação visual recorrendo a registo gráfico com escala e posterior avaliação por medição das áreas correspondentes a cada fracção granulométrica.

As fracções granulométricas mais finas (argilas, silts, areia fina e média) ocorrem sempre em mistura. Não sendo essencial, na perspectiva dos organismos e na caracterização das possíveis transformações em curso, a distinção entre vasa arenosa e areia vasosa ou qual a proporção nessa areia entre a fina e a média, optou-se por constituir uma classe para a fracção mais fina que engloba todas as classes inferiores a 1mm (i.e. argila, silt, areia fina e média).

As caracterizações de sedimento foram efectuados em Março de 2002, 2004 e 2006 em 10 locais (Quadro 7.3) no sentido de abarcar a evolução temporal em distintas situações. Na Figura 7.1 estão indicadas as zonas onde se situam os vários locais; Quinta da Adua e Amendoeira, não indicados como tal nesse mapa, situam-se no troço identificado como Q.

Quadro 7.3. Coordenadas dos locais onde foram caracterizados os ambientes sedimentares.

Locais	Coordenadas	
	M	P
Estação D	202651	188013
Estação O	201944	188375
Estação C	197570	187172
Qta. Adua - montante	196430	187551
Qta. Adua - jusante	196295	187455
Amendoeira	196 392	187517
Ponte	194 881	186 388
Estação Ila - montante	194321	185672
Estação Ila - jusante	194297	185687
Estação M	193720	185199

7.2.3 Caracterização dos ambientes sedimentares

A primeira constatação relativamente aos dados das caracterizações sedimentares é a de que a heterogeneidade de ambientes é grande, havendo locais totalmente dominados pelas fracções granulométricas mais finas e outros em que fortemente predominam as granulometrias maiores (Quadro 7.4, Figuras 7.5 a 7.8). Como aliás já fora anteriormente referido na caracterização geral do curso (cap.4) e no troço de montante em que foi aplicado o River Habitat Survey (cap.5), os sedimentos de vasa arenosa e areia vasosa têm particular expressão neste segmento fluvial.

Este curso pertence ao tipo de cursos que na literatura anglo-saxónica se designam por *cobble-pebble*, i.e. em que predominam pedras de classes intermédias, por oposição aos tipos em que predominam blocos ou saibro e cascalho ou areias e vasas.

No entanto, um conjunto de factores leva a que os sedimentos finos dominem em grande parte do segmento do curso em estudo:

- os fenómenos de erosão de solo, sobretudo nas zonas mais declivosas;
- o pisoteio pelo gado nas zonas marginais e nos taludes do canal fluvial;
- as obras de construção da barragem com grandes movimentações de terra, origem muito habitual de material fino que vai ser transportado e sedimentado nos troços a jusante;

- o declive pouco acentuado do troço até aproximadamente à ponte da EN114, o que diminui a energia de transporte contribuindo para uma maior deposição de material fino;
- alargamento do canal fluvial em diversos troços o que contribui para diminuir a velocidade de transporte e leva a uma maior deposição local;
- criação de barreiras que criam espelhos de água o que se traduz igualmente num aumento da sedimentação;
- intervenções humanas no material do leito o que leva à mobilização de material sedimentar e, portanto, ao arrastamento de parte deste para jusante.

Quadro 7.4. Caracterização dos sedimentos nos vários locais em 2002, 2004 e 2006.

Local	Ano	Fracç fina	Areia gross	Saibro	Cascalho	Pedra peq	Pedra	Calhau	Bloco
Est. D	2002	100	0	0	0	0	0	0	0
	2004	100	0	0	0	0	0	0	0
	2006	100	0	0	0	0	0	0	0
Est. O	2002	54	10	20	15	1	0	0	0
	2004	83	3	7	7	0	0	0	0
	2006	96	1	0,5	2,5	0	0	0	0
Est. C	2002	60	0	0	0	0	20	20	0
	2004	60	0	0	0	0	22	18	0
	2006	65	0	0	0	0	18	17	0
Adua-mont	2002	89	5	0	5	1	0	0	0
	2004	86	10	0	3	1	0	0	0
	2006	85	10	0	5	0	0	0	0
Adua-jus	2002	95	5	0	0	0	0	0	0
	2004	93	7	0	0	0	0	0	0
	2006	95	5	0	0	0	0	0	0
Amendoeira	2002	98,2	0	0	0	0	1	0,8	0
	2004	99,4	0	0	0	0,6	0	0	0
	2006	100	0	0	0	0	0	0	0
Ponte	2002	71	15	2	1	3	3	5	0
	2004	85	11	0	1	1	1	1	0
	2006	80	16	4	0	0	0	0	0
Est.IIa-montante	2002	50	0	0	0	4	21	25	0
	2004	52	0	0	0	2	17	29	0
	2006	55	0	0	0	3	18	24	0
Est.IIa-jusante	2002	48	0	0	3	11	16	14	8
	2004	53	0	0	5	12	12	13	5
	2006	53	0	0	3	9	13	15	7
Est. M	2002	100	0	0	0	0	0	0	0
	2004	100	0	0	0	0	0	0	0
	2006	100	0	0	0	0	0	0	0

Este conjunto de aspectos repercute-se em dois planos: maior entrada de material sedimentar fino no curso, e maior tendência para a respectiva deposição. Em todas as situações de precipitação mais intensa, é visível o aspecto barrento da água que significa entrada de mais vasa e posterior precipitação de parte dela no leito.

Deste modo são compreensíveis as situações com 100% ou quase de sedimento fino que se verificam na parte de montante e média do segmento fluvial em estudo. É o caso das estações D, O, Adua, Amendoeira, ponte, e M (Figuras 7.5 a 7.8).

Nos locais em que o leito é mais estreito e ou declivoso, como estação Ila, a tendência de deposição é contrariada pela maior energia de transporte do rio. Este transporte pode significar limpeza de vasa não compactada mas também transporte de areias e criação de barras arenosas (visíveis por exemplo para jusante de O, na zona da ponte, a montante de Ila, e M - Figuras 7.5, 7.7, 7.8)

Relativamente à evolução temporal, os dados não indicam uma tendência clara no processo de transformação dos sedimentos, embora nalguns locais se tenha registado a perda de material grosseiro e uma maior presença de areia e vasa, como é o caso dos locais O e ponte (Figuras 7.5 e 7.7).

Importa referir que os episódios de cheias são determinantes na evolução dos sedimentos e que com uma situação de caudal elevado a configuração do sedimento pode ser alterada.

Nos locais em que o sedimento é predominantemente grosseiro, os espaços intersticiais estão preeenchidos com vasa e areia e a maior parte das partículas de maior dimensão está como que *enterrada* e não dispostos *por cima* de uma superfície conferindo maior rugosidade ao sedimento. Esta situação significa que a possibilidade das partículas do sedimento serem movimentadas é muito diminuta, até porque um biofilme coloniza a superfície dos sedimentos finos e consolida-os fortemente.

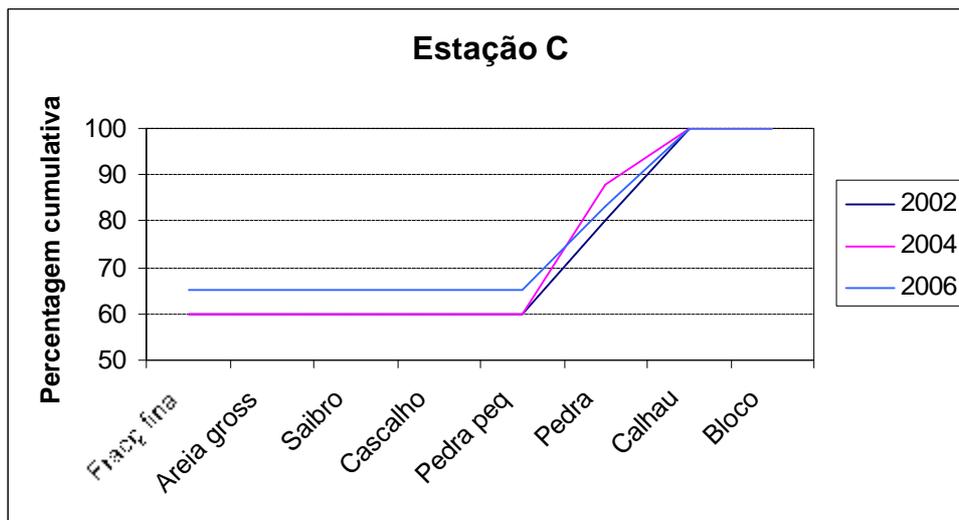
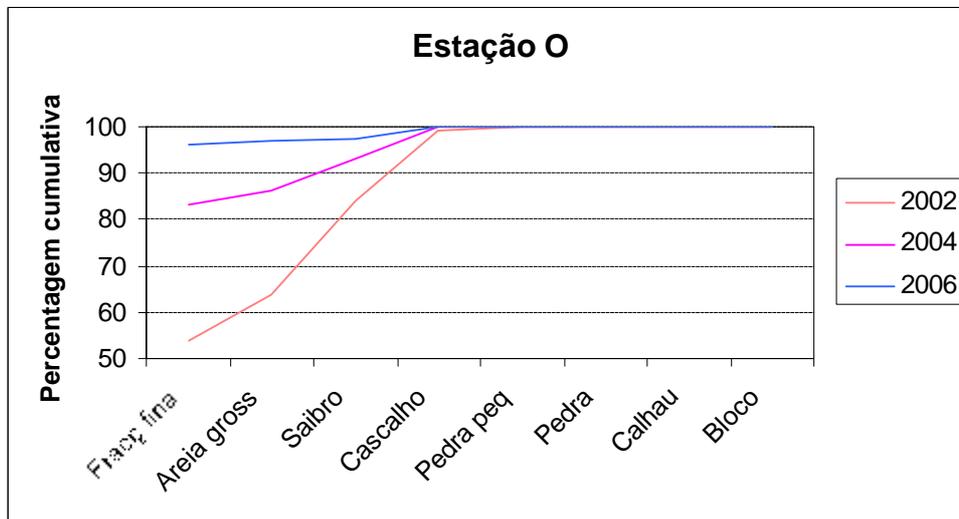
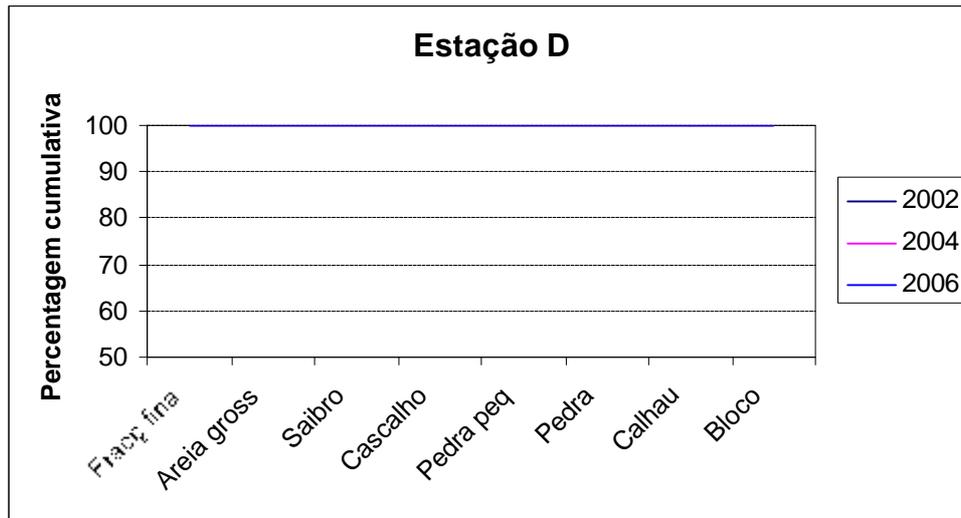


Figura 7.5. Curvas cumulativas de caracterização do sedimento nos locais D, O e C.

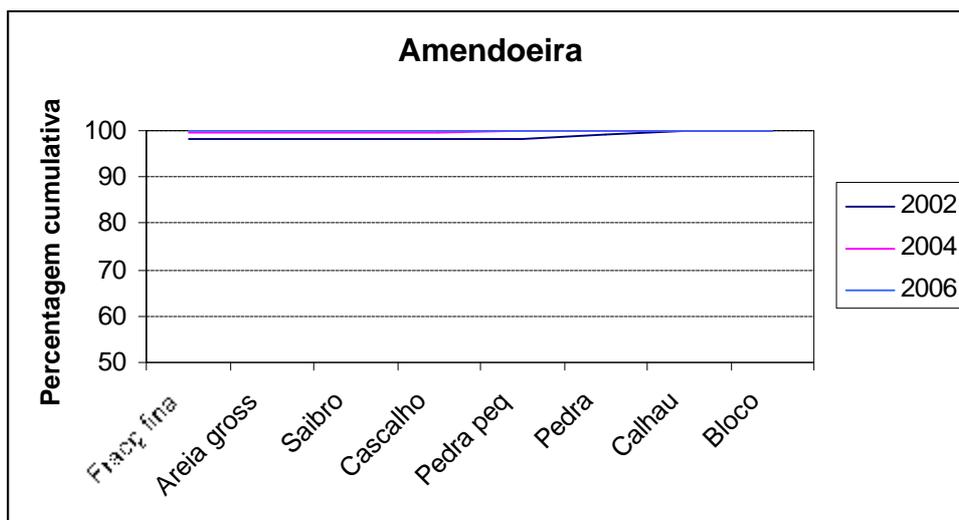
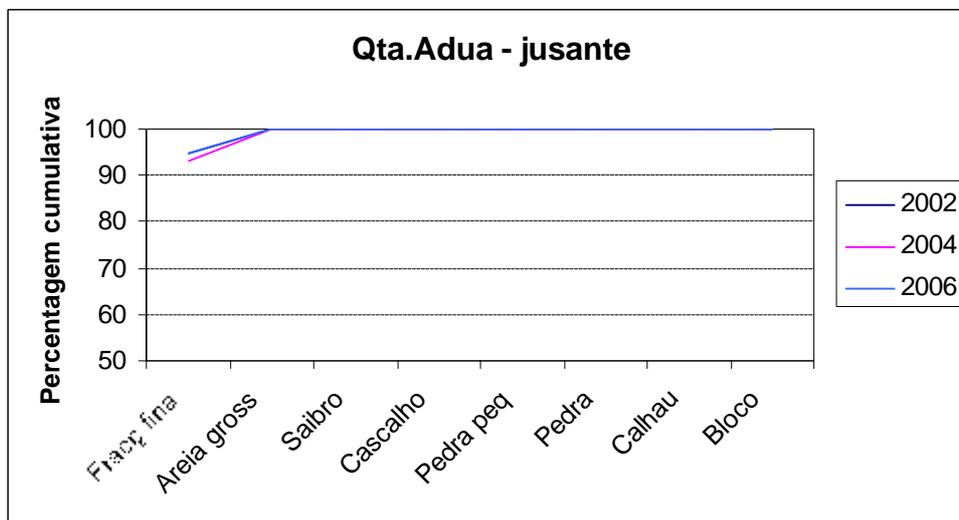
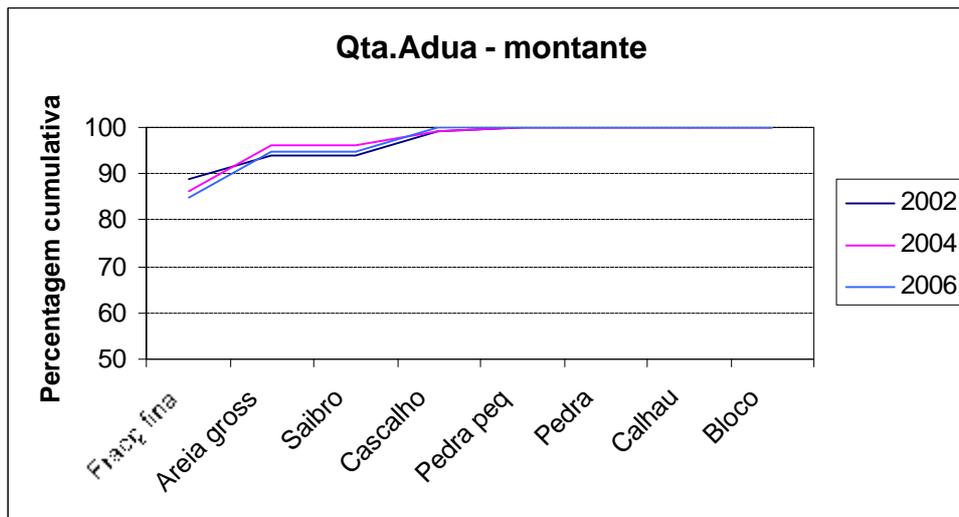


Figura 7.6. Curvas cumulativas de caracterização do sedimento nos locais Adua-montante, Adua-jusante e Amendoeira.

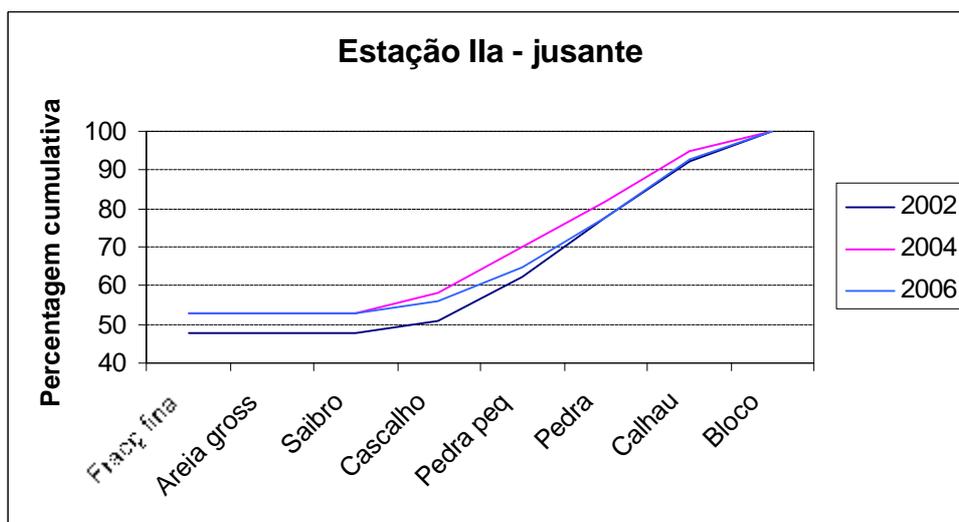
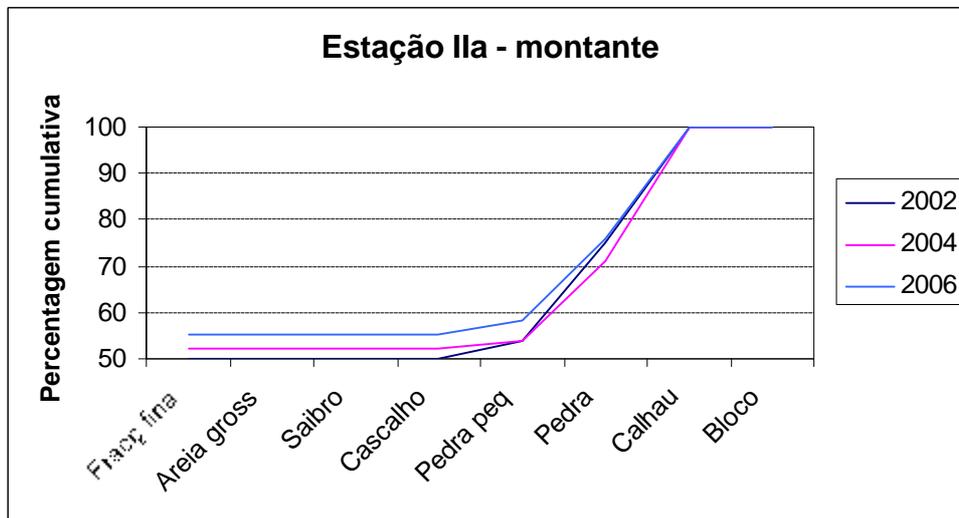
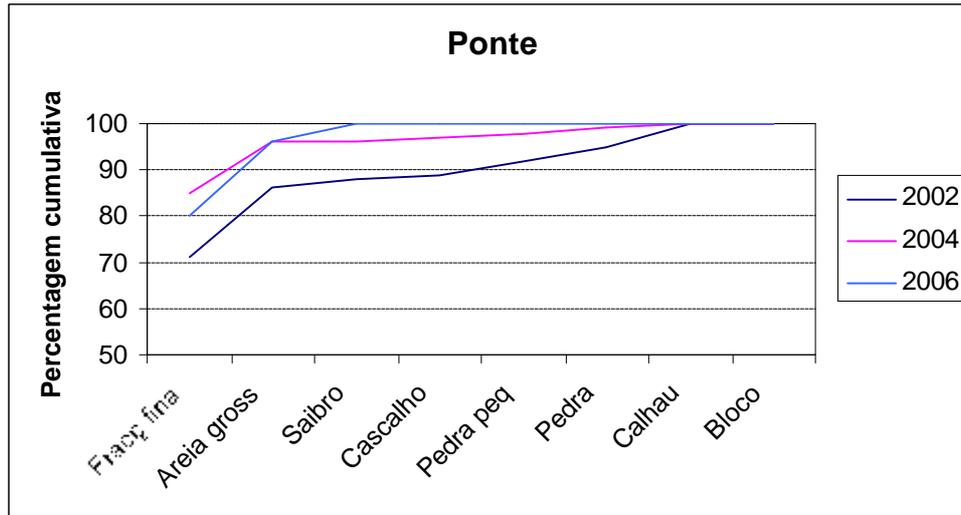


Figura 7.7. Curvas cumulativas de caracterização do sedimento nos locais Ponte, Ila-montante, Ila-jusante.

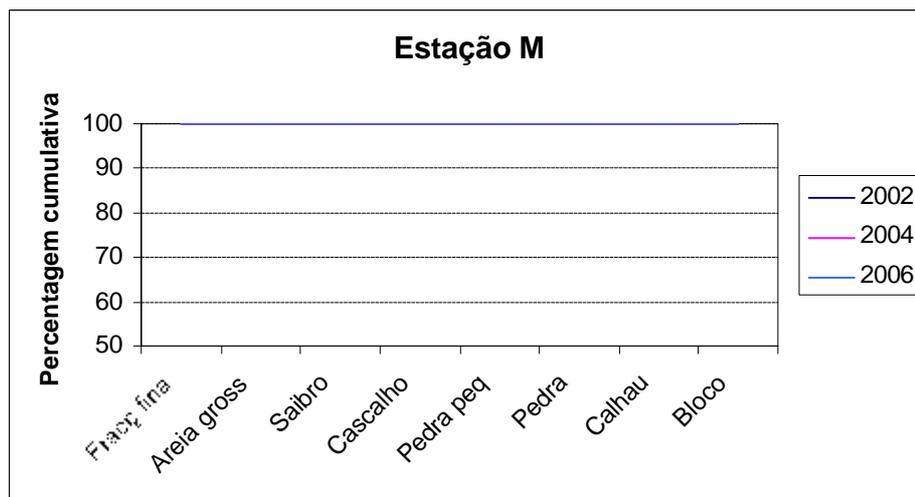


Figura 7.8. Curva cumulativa de caracterização de sedimento no local M.

7.2.4 Considerações finais

Em síntese, ao longo do segmento do curso em estudo, e particularmente na parte de montante e média, são evidentes as situações de predominância de ambientes sedimentares com forte presença de vasa arenosa ou areia vasosa: Mesmo nas situações em que existe uma fracção significativa de substrato grosseiro, o material fino preenche os espaços intersticiais e tende a cobrir com uma camada superficial os restantes tipos de substrato.

De uma forma geral, constatou-se uma elevada turvação da água do curso durante o período húmido, de coloração acastanhada associada a partículas de vasa em suspensão. Em diversas situações a água adquire tom acinzentado que indicia significativa contaminação orgânica o que se deve a explorações pecuárias e a esgotos domésticos sendo de referir a existência, junto à Fábrica Flexol, de um colector de águas residuais domésticas não tratadas com perdas. Também esta poluição orgânica contribui para as condições do ambiente sedimentar do curso.

A acumulação, com carácter recente, de sedimentos finos observada por todo curso no início do presente estudo, indica que as obras de construção da barragem contribuíram de forma significativa para o estado do sistema. Não há evidência de uma degradação generalizada a nível do sedimento desde o fecho da barragem. Convém, no entanto, sublinhar que alguns locais já evidenciavam, no início do estudo, uma dominância de sedimento fino, o que se manteve. Os dados disponíveis apontam nalgumas estações para uma perda de substrato grosseiro predominando, agora, de forma mais expressiva as classes granulométricas mais finas.

ÍNDICE

8. .CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA E QUALIDADE DA ÁGUA.....	1
8.1 Introdução	1
8.2. Parâmetros Físico-Químicos.....	2
8.2.1. Metodologia	2
8.2.2. Resultados	3
Temperatura	3
Oxigénio Dissolvido.....	4
Condutividade	5
pH	6
Turvação da água	7
Alcalinidade.....	7
CQO.....	8
CBO5	8
Iões	9
Metais	14
8.3. Fitopigmentos	16
8.3.1. Metodologia	16
8.3.2. Resultados	16
8.4. Fitoplancton	20
8.4.1. Introdução	20
8.4.2 Metodologia	21
8.4.3 Resultados	22
8.5 Bacteriologia	27
8.5.1 Resultados	27
8.6. Avaliação Global da Qualidade da Água	29
8.7. Referências.....	32

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 8.1 - Localização das estações de amostragem	2
Figura 8.2 – Ribeira do Almansor: Evolução da temperatura da água nas estações de D, C, B, Ponte (P) e M.	3
Figura 8.3 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de oxigénio dissolvido na água nas estações de amostragem D, C, B, P (Ponte) e M.	4
Figura 8.4– Ribeira do Almansor: Evolução da condutividade da água nas estações de amostragem: D, C, B, P (Ponte) e M.	5
Figura 8.5– Ribeira do Almansor: Evolução do pH da água nas estações de amostragem D e M.	6
Figura 8.6 – Ribeira do Almansor: evolução da turvação (NTU) da água no troço mais a montante e no troço mais a jusante no período de amostragem.	7
Figura 8.7– Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de sulfatos e cloretos na água.	9
Figura 8.8– Ribeira do Almansor: Evolução de fosfatos, amónia e nitratos.	11
Figura 8.9– Ribeira do Almansor: Evolução do rácio N/P.	13
Figura 8.11 – Ribeira do Almansor: evolução de ferro e manganês.	15
Figura 8.12 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de fitopigmentos (clorofila a, feopigmentos), do Índice de Diversidade Pigmentar e do Índice de Degradação nas estações B e M.	17
Figura 8.13 – Ribeira do Almansor: Evolução do Índice de Diversidade Pigmentar, da concentração de clorofila a no período de amostragem nas estações C, B, Ponte (P) e M.	18
Figura 8.14 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de fitopigmentos: clorofila a, clorofila b, clorofila c e carotenoides nas estações B e M.	19
Figura 8.15 – Ribeira do Almansor: Evolução do número de células fitoplanctónicas no período de amostragem.	22
Figura 8.16 – Ribeira do Almansor: Evolução da composição da comunidade fitoplanctónica.	23
Figura 8.17 – Ribeira do Almansor: Evolução da razão N/P e número de células do fitoplancton.	24
Figura 8.18 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de azoto (mg/L NO ₃) e percentagem de células de Cyanophyta.	24
Figura 8.19 – Ribeira do Almansor: Evolução dos parâmetros bacteriológicos – <i>Streptococos</i> fecais no sector de montante e no sector de jusante.	28
Figura 8.20 – Ribeira do Almansor: Evolução dos parâmetros bacteriológicos – Coliformes totais e Coliformes fecais.	28

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 8.1. Valores de Alcalinidade, CQO e CBO ₅ na Ribeira de Almansor.	8
Quadro 8.1: Ribeira do Almansor: número de células dos 3 grupos mais importantes nos meses de verão	25
Quadro 8.2. Fitoplancton da Ribeira do Almansor: Ocorrência de géneros potencialmente tóxicos.	26
Quadro 8.3- Avaliação da qualidade química e bacteriológica do Rio Almansor com base nos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos.troço 1: montante, troço 2: jusante. VMR - valor máximo recomendável, VMA - valor máximo admissível.	34

8. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA E QUALIDADE DA ÁGUA

8.1 INTRODUÇÃO

Dentro da componente abiótica, as características físico-químicas de um curso de água são particularmente relevantes. Elas permitem entender a relação que um curso estabelece com a respectiva bacia hidrográfica e caracterizar muitos processos associados ao metabolismo desse sistema hídrico. Desde logo os principais nutrientes são os factores essenciais da produção primária e portanto têm um papel determinante na produção primária e, portanto, no estado de eutrofização do corpo de água.

Muitos dos parâmetros físicos e químicos são utilizados na caracterização do estado de qualidade das águas e definem tipos possíveis de utilização para essa mesma água. O estabelecimento do estado de qualidade dos corpos de água é hoje uma questão claramente prioritária a nível europeu na sequência da aprovação da Directiva-Quadro da Água da União Europeia e a qualidade química é uma das componentes dessa qualidade. As questões da qualidade das água prendem-se com uma filosofia de conservação da natureza (por isso qualidade ecológica) mas também com a conservação de origens de água para abastecimento ou utilizações de outros tipos. Nesse sentido, surge como óbvia a articulação da qualidade à saúde, humana e animal.

Deste modo, nesta componente, e para além dos diversos parâmetros físico-químicos estão ainda incluídos biológicos como diversos parâmetros microbiológicos, os fitopigmentos que dão uma medida indirecta da produção primária fitoplanctónica, e a caracterização específica das comunidades fitoplanctónicas. Embora não seja corrente esta caracterização em meios lóticos, entendeu-se relevante levá-la a cabo dado que as condições extremas de muitos cursos das regiões de clima mediterrânico levam a florescências de cianobactérias. Diversas espécies de cianobactérias produzem e libertam toxinas com consequências potencialmente graves para a saúde dos animais que bebam ou contactem com essas águas pelo que se impõe uma particular atenção sobre este grupo.

Os parâmetros foram seleccionados tendo em conta o disposto no Decreto-Lei 236/98 relativo à Qualidade das Águas Doces Superficiais destinadas à produção de Água para Consumo Humano e aos critérios de qualidade de água para usos múltiplos definido pelo INAG.

Como para as outras partes do estudo, pretendeu-se avaliar as alterações do grau de qualidade na sequência da entrada em funcionamento do aproveitamento hidráulico e portanto caracterizar as consequências da redução de caudal, por um lado, e da entrada em funcionamento do perímetro de rega por outro.

Introduziram-se algumas alterações ao plano originalmente estabelecido em matéria de parâmetro e periodicidade das determinações por se considerarem alguns parâmetros irrelevantes neste contexto ou a periodicidade previamente estabelecida como desajustada face aos objectivos.

8.2. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

8.2.1. METODOLOGIA

Foram efectuadas campanhas mensais para avaliação dos parâmetros: temperatura, oxigénio dissolvido, condutividade, pH e turvação da coluna de água num conjunto de estações (Figura 8.1) as medições foram efectuadas *in situ* por intermédio de sondas.

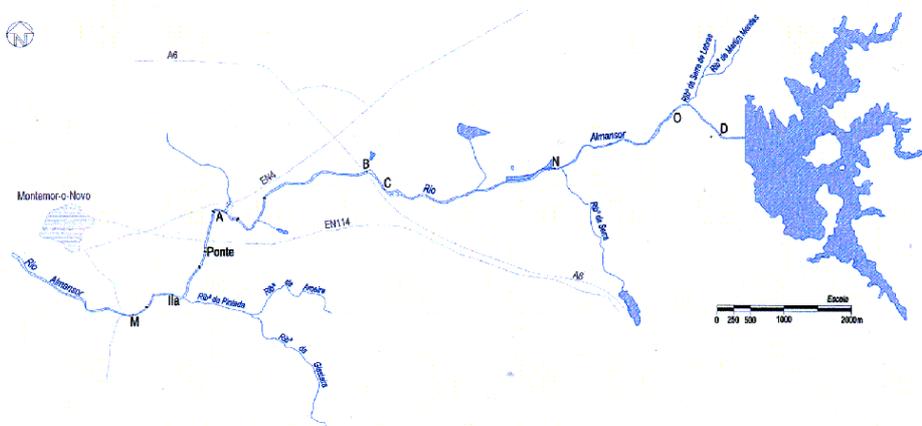


Figura 8.1. Localização das estações de amostragem.

Com periodicidade sazonal foram colhidas amostras de água para avaliação de parâmetros químicos nomeadamente os utilizados na classificação da qualidade da água. As amostras de água, depois de colhidas e, se necessário, fixadas, eram prontamente transportadas até ao laboratório para processamento. As determinações foram efectuadas no Instituto do Ambiente ou em laboratórios da Universidade de Évora. Os métodos analíticos utilizados foram:

- sulfatos, cloretos, fosfatos, nitratos e amónia por intermédio de auto-analizador em fluxo segmentado ou por electroforese capilar dependendo da concentração;
- potássio e sódio por espectroscopia de emissão atómica por acoplamento indutor de plasma (EEA/ICP);
- ferro e magnésio por espectroscopia de absorção atómica por chama (EAAC/ICP);
- CBO5, CQO com eléctrodos selectivos;
- alcalinidade por potenciometria.

8.2.2. Resultados

Temperatura

As temperaturas registadas estão compreendidas entre 9,5°C e 25°C, embora as temperaturas de Verão não excedam habitualmente 21°C (Figura 8.2). O facto de parte do curso ser fortemente ensombrado contribuirá sem dúvida para valores moderados de temperatura estival.

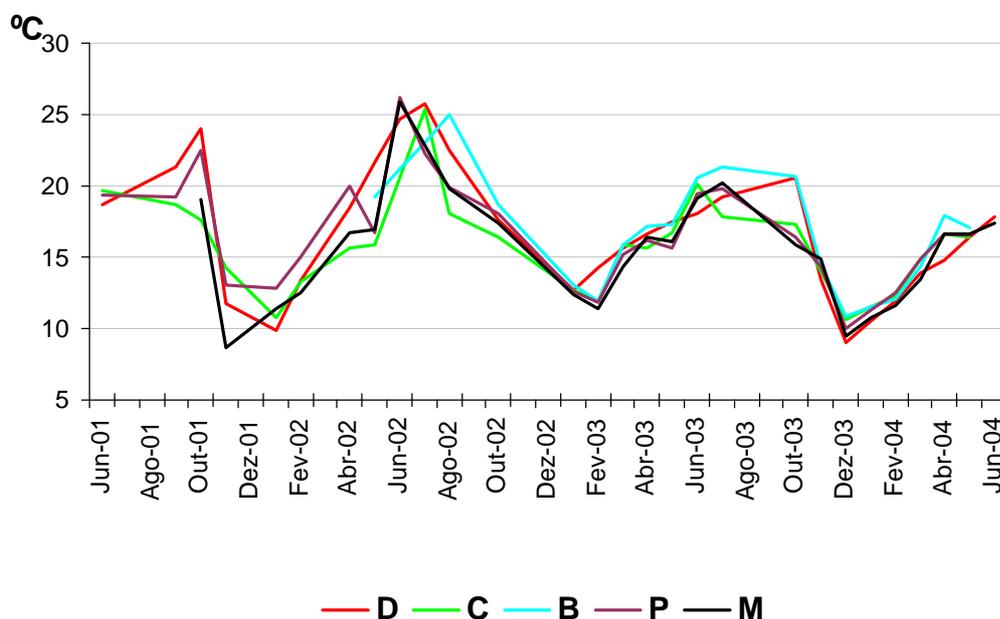


Figura 8.2 – Ribeira do Almansor: Evolução da temperatura da água nas estações de D, C, B, Ponte (P) e M.

No decorrer da amostragem observaram-se diferenças muito ligeiras na temperatura da água, com a estação B a evidenciar valores um pouco superiores aos das

restantes, designadamente durante os períodos mais quentes do ano. A baixa profundidade e a exposição ao sol justificam esta situação. Já na estação C, a temperatura é nalguns períodos um pouco inferior.

Oxigénio Dissolvido

O oxigénio dissolvido variou entre 1,4mg/L e 11,9mg/L, com valor médio próximo de 7,5mg/L (Figura 8.3).

Valores baixos de oxigénio dissolvido ocorreram em todas as estações e de um modo geral no período mais quente do ano (Julho a Outubro) (Figuras 8.2 e 8.3).

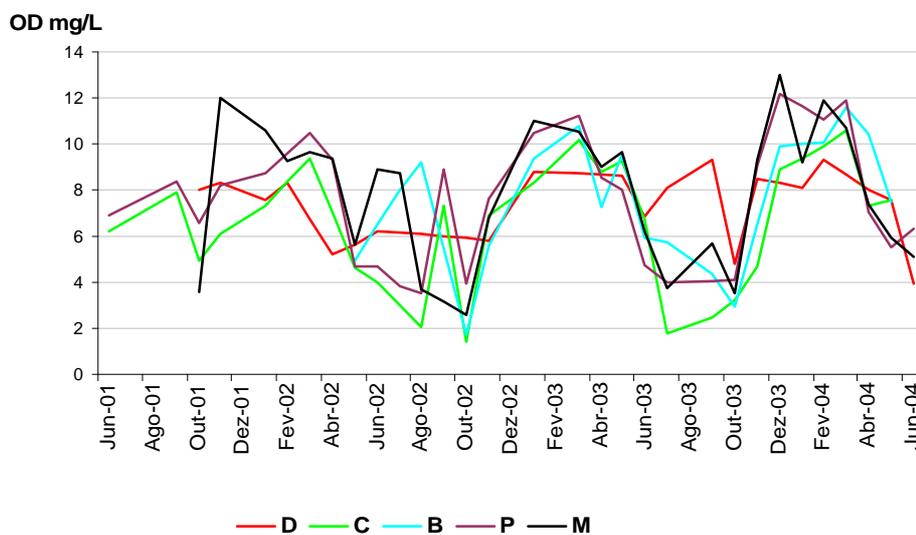


Figura 8.3 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de oxigénio dissolvido na água nas estações de amostragem D, C, B, P (Ponte) e M.

A ocorrência de teores de oxigénio dissolvido inferiores a 3mg/L é relativamente rara, tendo-se registado em Agosto de 2002 (estação C), Outubro 2002 (estações B, C e M), Julho de 2003 (estação C) e Outubro de 2003 (estação B) (Figura 8.3).

A estação C é, pois, a que mais frequentemente regista valores baixos de oxigénio. Esta estação assim como a estação B apresentaram os valores mais baixos de número de taxa de macroinvertebrados (ver Cap.9).

Os valores muito baixos de OD não ocorrem, no entanto de forma generalizada em todo o curso e, portanto, embora os teores inferiores a 2mg/L sejam fortemente constrangedores dos grupos faunísticos mais exigentes, no mosaico que o rio constitui verificam-se sempre troços ou habitats em que o OD é mais elevado. Só em Outubro de 2002 se observaram valores baixos ou moderados (entre 1,4 e 3,9 mg/L) de forma generalizada em todas as estações (Fig 8.3).

A Ribeira do Almansor recebe cargas significativas de matéria orgânica (folhada da galeria ribeirinha e material vegetal detritico da envolvente, material fecal de bovinos em pastagem, efluentes de pecuária) que ao degradar-se no Verão pode provocar um significativo decréscimo do oxigénio dissolvido. Essa intensa degradação dos detritos orgânicos ao ocorrer num período em que o caudal é mínimo ou nulo e portanto não há diluição nem fornecimento significativo de oxigénio de origem atmosférica (já que não há turbulência da água) pode provocar pontualmente valores extremamente e mesmo nulos de oxigénio dissolvido na água com máxima expressão no final do período de estio.

A situação dos baixos teores de oxigénio dissolvido registados nos Outonos de 2002 e 2003 deverá ser atribuída também à degradação da vegetação macrófita senescente a que se associa a entrada de material vegetal terrestre. Com os ainda baixos caudais (Figuras 7.2 e 7.3) e temperaturas favoráveis (Fig. 8.2) para a actividade da decomposição verifica-se um intenso consumo de oxigénio.

As elevadas concentrações de fitopigmentos com alto índice de degradação (cf este Cap. - Figura 8.11) confirmam a existência de quantidades elevadas de material detritico que com as temperaturas do Verão se degradam com intenso consumo de oxigénio.

Condutividade

Os valores registados variam entre 242 e 685 $\mu\text{S/cm}$ sendo o valor médio 428 $\mu\text{S/cm}$.

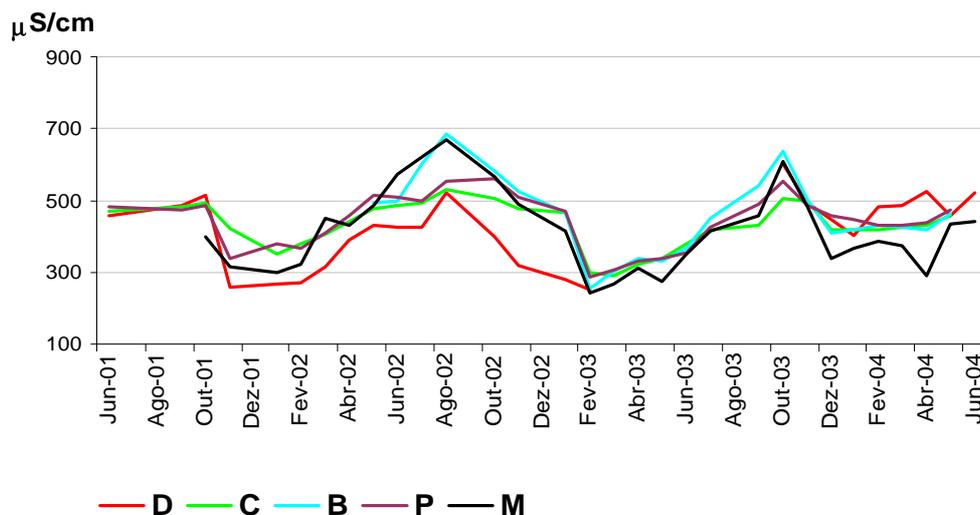


Figura 8.4– Ribeira do Almansor: Evolução da condutividade da água nas estações de amostragem: D, C, B, P (Ponte) e M.

Os valores mais baixos registaram-se durante o período húmido, como é usual, dada a diluição provocada pela precipitação e escorrência (Figura 8.4).

No ano hidrológico 2002-2003, os valores no Inverno-Primavera são inferiores aos verificados em 2003-2004. A precipitação foi mais elevada em 2002-2003, tendo-se inclusive assistido em Dezembro de 2002 a uma enxurrada no ponto D (Figura 7.2).

Quanto aos valores mais elevados estes observaram-se no período seco devido à mineralização e concentração consequência da evaporação, registando-se, em 2002, valores de 528 a 685 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e em 2003, 505 a 636 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 8.4).

Os valores da condutividade são de uma forma geral próximos para todos os pontos até à Ponte e decrescem na estação M após a entrada no curso de caudais significativos sobretudo da Ribeira da Pintada (Figura 8.1).

Com o encerramento da barragem em Janeiro de 2003 observa-se um tendência para uma diminuição da variabilidade entre estações (Figura 8.4)

pH

O pH oscilou entre um valor mínimo de 6,9 e um máximo de 8,7 (Figura 8.5). A estação D, a mais próxima da albufeira, apresenta oscilações de maior amplitude e com maior frequência. A estação M antes do encerramento da barragem apresentava uma subida gradual do pH com o decorrer dos meses do ano, após o fecho das comportas, em Janeiro de 2003, passou a apresentar um padrão semelhante ao da esta

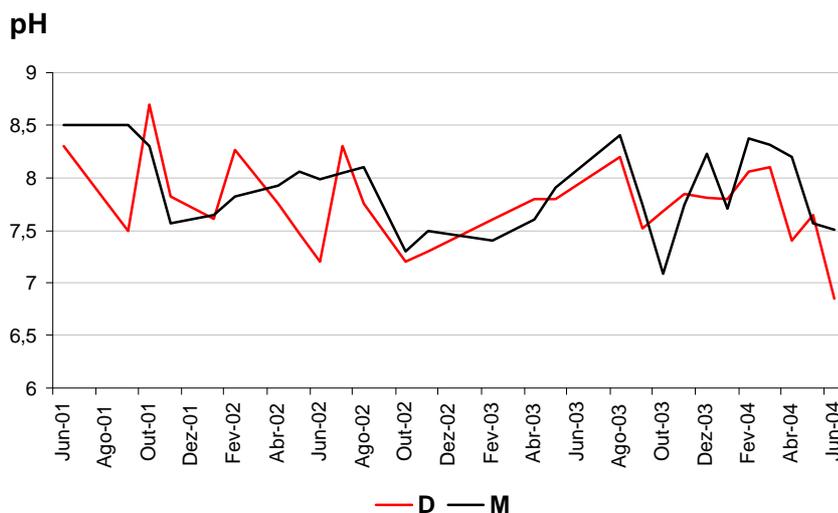


Figura 8.5– Ribeira do Almansor: Evolução do pH da água nas estações de amostragem D e M.

Turvação da água

A turvação (também designada turbidez) da água apresenta oscilações de maior amplitude no troço mais para jusante. Os dados foram agrupados em dois troços, o de montante (limite na estação B) e o de jusante. Por vezes parece existir um desfasamento nos valores de turvação entre os dois troços, com o troço de jusante a apresentar um pico de turvação no mês seguinte ao observado no troço montante, não se podendo no entanto generalizar esta relação. Há muitos factores à escala local que se repercutem na turvação, para além do efeito da precipitação e escorrência superficial mas os dados sugerem um abaixamento da turvação entre o período chuvoso e o período seco, quando já não há muito material arrastado proveniente da erosão e a produção primária planctónica ainda não está no auge.

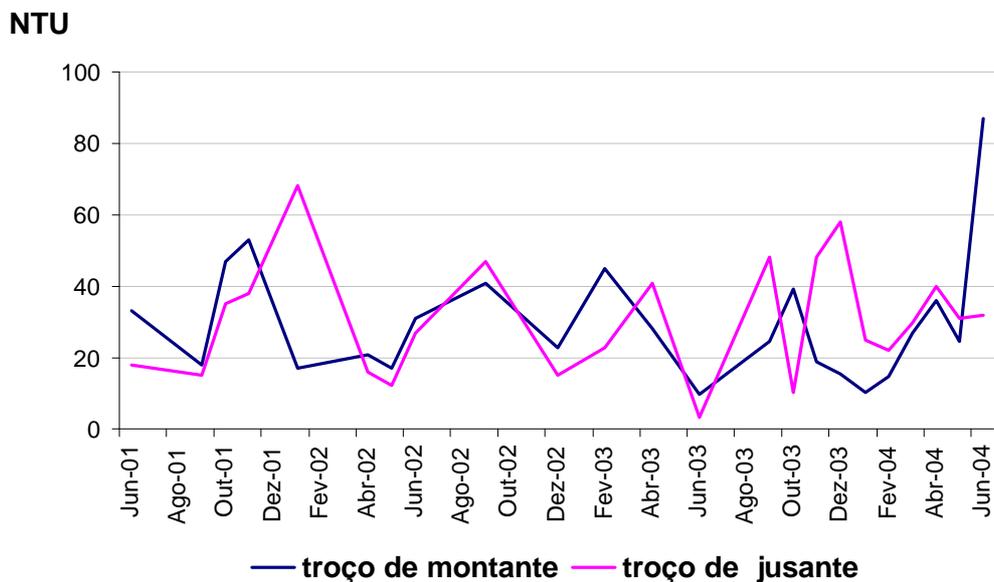


Figura 8.6 – Ribeira do Almansor: evolução da turvação (NTU) da água no troço mais a montante e no troço mais a jusante no período de amostragem.

Observa-se nitidamente um aumento da turvação nos meses em que há precipitação (cf.Cap.7), devido ao arrastamento pela chuva de materiais terrestres para o curso; também em Agosto, período de maior temperatura e intensificação dos processos de decomposição, a água fica mais turva (Figura 8.6).

Alcalinidade

A alcalinidade variou entre 130 e 180 mg/L HCO₃ (Quadro 8.1). Este parâmetro não é em geral susceptível de grande variação quando o corpo de água não está sujeito a

determinados impactos de actividade industrial. Na ausência de perturbações antropogénicas a alcalinidade é determinada pelas características geológicas da bacia.

Os valores observados são coerentes com as características da bacia de drenagem.

Quadro 8.1. Valores de Alcalinidade, CQO e CBO₅ na Ribeira de Almansor.

Data	Troço	Alcalinidade mg/L HCO ₃	CQO mg/L O ₂	CBO ₅ mg/L O ₂ LQ<3
17 jul 01	jusante		29	LQ
4 jan 02	jusante	130	11	LQ
22 abr 02	jusante		17	3
27 ago 02	jusante	180	31	4
19 dez 02	jusante		11	LQ
8 abr 03	jusante	158	14	LQ
01 jul 03	jusante	170	48	
04 jan 04	jusante	140	10	LQ
18 mar 04	montante			LQ
18 mar 04	jusante			LQ
21 abr 04	montante		12	4
21 abr 04	jusante	177	13	LQ
28 jun 04	montante		27	3
28 jun 04	jusante	180	22	3,5

CQO

Os valores variaram entre 10 e 48 mg/L O₂ (Quadro 8.1), sendo os valores mais elevados registados no período de Verão o que é corrente nos cursos portugueses devido à ausência de diluição pela água da chuva, maior taxa de libertação de compostos do material sedimentado e à maior produção e decomposição. Não se observaram diferenças expressivas entre o troço de montante e o troço de jusante nem os dados permitem afirmar que a CQO se alterou com a diminuição de caudais provocada pelo enchimento da albufeira.

CBO₅

A CBO traduz a matéria orgânica particulada fina e dissolvida que se encontra na água. Os valores registados variam no intervalo entre o limite de quantificação (LQ = 3mg/L O₂) e 4 mg/L O₂ (Quadro 8.1). Em apenas 3 datas a qualidade da água é *boa* (com base nos critérios de classificação da água para usos múltiplos adoptados pelo INAG - Instituto da Água) sendo *excelente* em todas as restantes. Refere-se mesmo que em 62% das situações, os valores do parâmetro são inferiores ao LQ. Com base

neste parâmetro não são, pois, perceptíveis sinais de eutrofização ou de abaixamento da qualidade da água neste corpo de água ao longo do período monitorizado ou após o fecho da barragem, sendo quase sempre excelente a qualidade da água.

Relativamente aos critérios do Decreto-Lei 236/98, os valores CBO5 correspondem à classe A1 VMR, ou seja, ao nível de maior qualidade e são inferiores ao objectivo ambiental definido no mesmo Decreto-Lei.

Iões

Sulfatos

Relativamente aos Sulfatos, os valores variam entre 24 e 56 mg/L, sendo os valores mais elevados sempre obtidos para os meses de Verão. Fora destes períodos, as concentrações são sempre iguais ou inferiores a 26 mg/L pelo que o sistema é relativamente estável em relação a este parâmetro e não se registaram situações atribuíveis a poluição devida a práticas agrícolas (Figura 8.7).

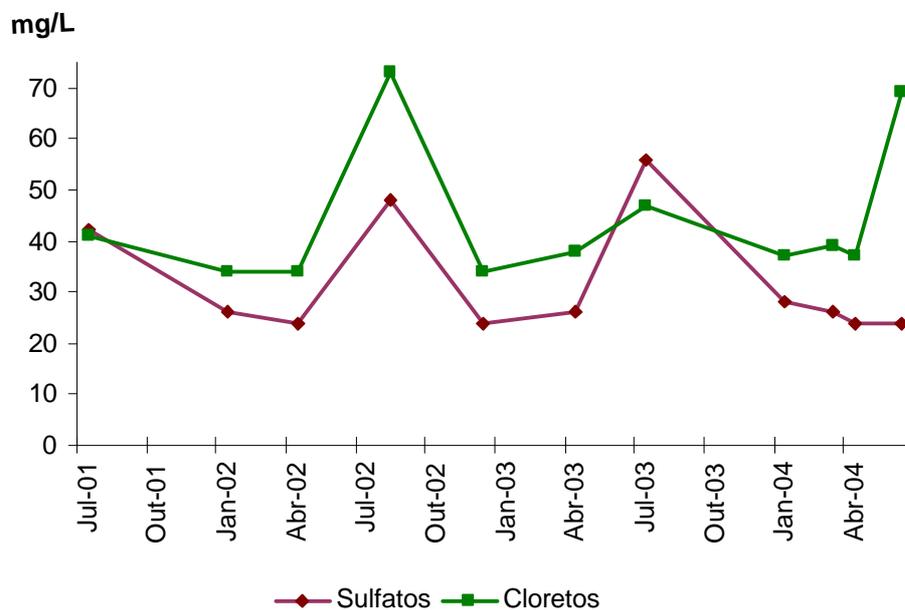


Figura 8.7– Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de sulfatos e cloretos na água.

Cloretos

Similarmente, os Cloretos apresentaram concentrações compreendidas entre 17 e 73 mg/L, estando a generalidade dos valores dentro do intervalo 34 - 41 mg/L. Só 3 valores excedem 41mg/L, todos obtidos em meses de Verão (Figura 8.7).

O Decreto-Lei 236/98 estabelece um único valor limite para A1, 200 mg/L, muito longe, portanto, dos valores máximos observados no Almansor. O mesmo Decreto-Lei define o VMR de 70mg/L para rega, que não é atingido em nenhum período.

Fosfatos

O Fósforo é um dos parâmetros físico-químicos da água mais relevantes já que é um dos nutrientes chave no desenvolvimento da eutrofização e portanto na qualidade da água. As concentrações de Fosfatos variaram entre LQ (0,1mg/L P₂O₅) e 0,51 mg/L (Figura 8.8). Os valores mantêm-se quase sempre baixos ou muito baixos, sendo os 3 mais elevados relativos a meses de Verão. Todos os valores permitem classificar esta água como *excelente* à excepção de um que a classifica como *boa*. No global, em 43% das situações, as concentrações são inferiores ao limite de quantificação e 64% são iguais ou inferiores a este limite.

Relativamente aos valores estabelecidos no Decreto-Lei 236/98, só um dos valores obtidos sai fora dos limites da classe A1 (água para produção de água para consumo humano).

Ao longo do período de estudo não se regista agravamento da qualidade da água e portanto não há impactos significativos introduzidos pelo aproveitamento hidráulico dos Minutos. A concentração mais elevada foi encontrada para o sector de jusante em Junho de 2004 mas nessa mesma data, no troço de montante, a concentração era inferior ao LQ pelo que aquele valor deve ser interpretado como tendo um carácter local.

A dinâmica do Fósforo em cursos de pequena profundidade é particularmente complexa. As baixas concentrações não permitem afirmar que não haja entrada de fósforo da bacia e designadamente da das áreas de regadio ou mesmo da albufeira durante o período de estratificação térmica. Parte do fósforo que entra no corpo de água é muito rapidamente absorvida pelas plantas, particularmente durante os períodos de mais elevada actividade fotossintética. Por outro lado, a avaliação das entradas pode ser mascarada pelo P libertado pela decomposição da matéria orgânica na massa de água.

Nitratos

Os compostos azotados são igualmente macro-nutrientes de enorme importância relativamente ao processo de eutrofização e qualidade da água.

Os valores observados variaram entre inferior ao LQ (1mg/L NO_3) e $8,4\text{ mg/L}$ (Figura 8.8). As concentrações observadas de NO_3 colocam este sector da Ribeira de Almansor na classe de qualidade da água *excelente*, com excepção de um único valor em que a qualidade desce para *boa* sendo mesmo assim um valor próximo da fronteira das classes *excelente* e *boa*. O valor mais elevado obtido é três vezes inferior ao limite estabelecido para a classe A1 no Decreto-Lei 236/98.

Não se observou uma degradação da qualidade da água relativamente a este parâmetro na sequência do fecho da barragem dos Minutos. As concentrações também não permitem distinguir o sector de montante do de jusante.

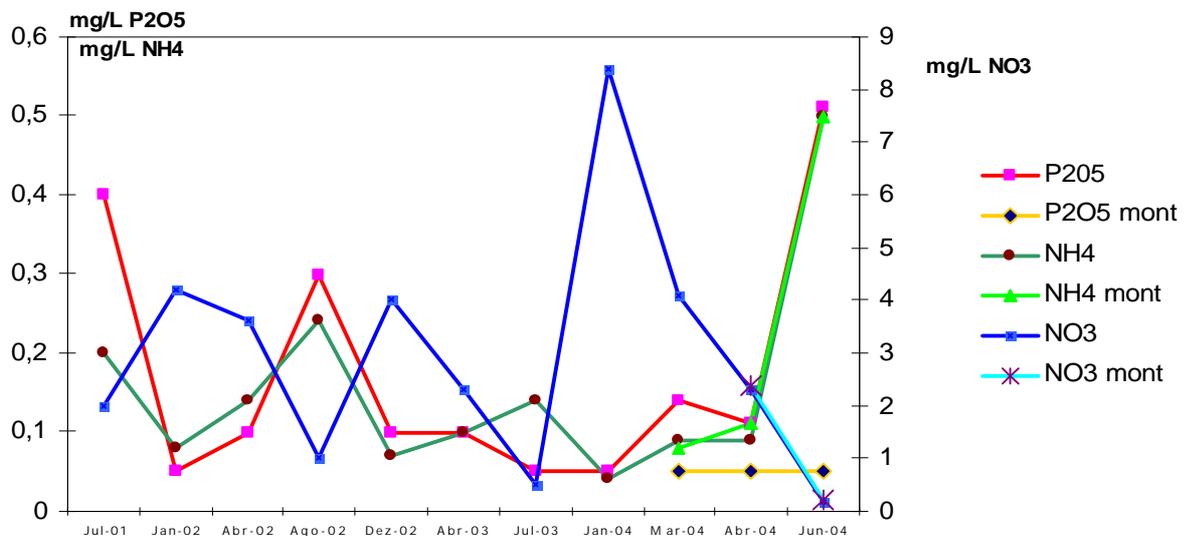


Figura 8.8– Ribeira do Almansor: Evolução de fosfatos, amónia e nitratos.

Amónia

Os valores de amónia (NH_4) ao longo do período de monitorização estão compreendidos entre LQ ($0,08\text{mg/L NH}_4$) e $0,2\text{ mg/L}$ (Figura 8.8). Para a totalidade do período, os valores encontram-se sempre dentro da classe *excelente*.

Este facto traduz que, embora nalgumas estações e períodos se verifiquem oxigénios inferiores à saturação, o meio não atinge níveis de redução que levem à subida dos

teores de amónia por redução de NO_3 para NH_4 ou inexistência de oxigénio para proceder à reacção inversa, de oxidação de NH_4 resultante da decomposição de matéria orgânica detritica. Igualmente parece poder afirmar-se que o ecossistema tem capacidade de absorver as perturbações induzidas pelas explorações pecuárias ou águas residuais domésticas que introduzam directamente no curso cargas apreciáveis de compostos azotados reduzidos. Na realidade, pelas características do curso, verifica-se uma significativa capacidade de auto-depuração do sistema e os efluentes orgânicos existentes têm um efeito localizado, não se fazendo sentir para jusante.

Não se observaram alterações com a redução de caudais provocada pela retenção de água na albufeira, e também não se registaram diferenças entre os sectores de montante e de jusante no segmento fluvial monitorizado.

Razão N/P

Com base nos valores de Nitratos e de Amónia, e considerando, com base nos baixos teores desta última, que as concentrações de Nitrito serão seguramente muito baixas, calculou-se o que se designaria por N inorgânico. Este Azoto é assim o somatório de N-NO_3 e de N-NH_4 . Similarmente, e com base nas concentrações de Fosfatos, obteve-se o teor de $\text{P-P}_2\text{O}_5$. Com estas concentrações de N inorgânico e de P inorgânico calcularam-se as razões N/P.

Este tipo de razões ou rácios são usualmente utilizadas em ecossistemas lênticos, de funcionamento muitíssimo mais simples devido à grande uniformidade espacial e dinâmicas bio-geo-químicas relativamente simples e bem conhecidas.

Nos rios verifica-se uma enorme complexidade espacial, a que acresce o facto de a massa de água se encontrar em trânsito ao longo do curso e portanto os elementos químicos descrevem algo próximo de uma espiral (donde o conceito de *spiraling* na descrição da dinâmica química nos cursos). Com efeito, há transferências entre os vários compartimentos (orgânicos e inorgânicos) em cada secção e em cada momento, o que pode ser visto com pequenos ciclos locais, mas a corrente estende e liga estes processos ao longo do curso para jusante. Por esta razão, não é usual o cálculo e interpretação de razões N/P em rios e neste caso são utilizados apenas de forma exploratória.

As razões N/P possibilitam geralmente estabelecer qual o nutriente potencialmente limitante, se N ou se P, em função da proporção em que são absorvidos e utilizados pelas plantas.

Os resultados obtidos para N/P variam enormemente, como seria de alguma forma previsível, sendo de um modo geral mais baixos durante os meses mais quentes (Figura 8.8). Ora é justamente durante estes períodos que o caudal é mais reduzido (o que reduz o carácter de espiral referido para a dinâmica química) e as condições de fotossíntese são particularmente favoráveis o que leva a mais intensos consumos de nutrientes.

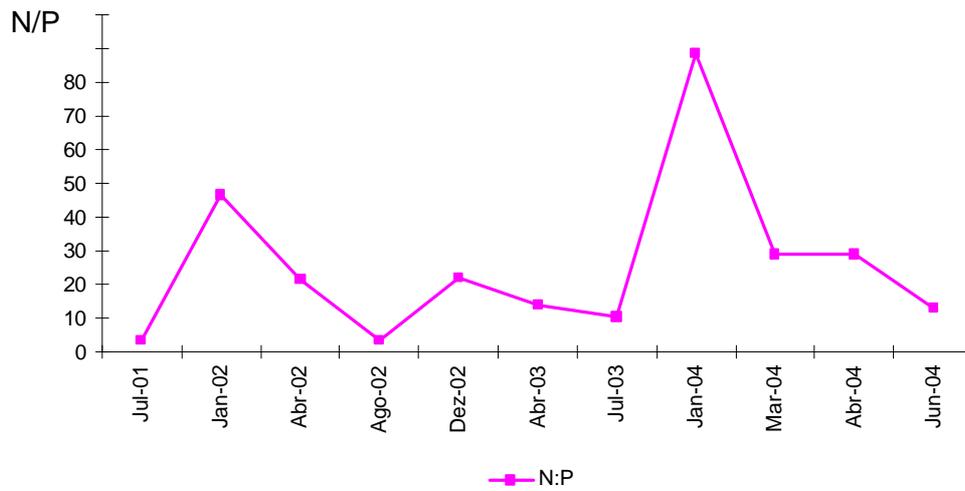


Figura 8.9– Ribeira do Almansor: Evolução do rácio N/P.

Valores inferiores a 7 (para razões entre valores de massa) representam situações potenciais de limitação da produção primária por N; valores superiores a 7 indicam que será P o nutriente potencialmente limitante. Em Julho de 2001, Agosto de 2002, e Junho de 2004, N/P é inferior a 4 (Figura 8.9). As situações de limitação de N, traduzem-se frequentemente em vantagens competitivas por parte das cianobactérias relativamente aos restantes grupos do fitoplancton, e particularmente durante o período mais quente (cf. Comunidades fitoplanctónicas neste capítulo).

Magnésio, Sódio, Potássio

Estes três iões são caracterizadores do tipo de quimismo dos corpos de água e estão associados à constituição geológica da bacia de drenagem. As concentrações estão dependentes do período de tempo em que houve contacto da água com os constituintes das rochas e solos percorridos por esta no seu trajecto subterrâneo. A

actividade agrícola pode, no entanto, contribuir para a elevação dos teores destes iões.

O Magnésio apresentou valores estáveis, compreendidos entre 18 e 24 mg/L, não se encontrando variação ao longo do curso nem alterações significativas no tempo, designadamente devidas ao corte da bacia provocado pela barragem.

O Sódio segue um comportamento similar variando entre 23 e 37 mg/L.

O Potássio apresenta variações mais significativas, entre 1,9 e 6,3 mg/L estando os valores mais elevados associados a períodos de Verão.

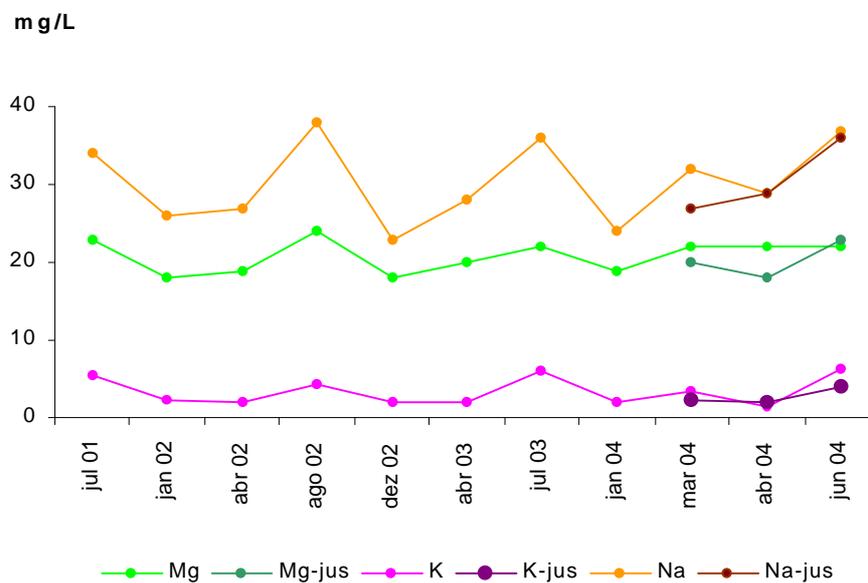


Figura 8.10. - Rio Almansor: Evolução de Sódio, Potássio e Magnésio.

Metais

Ferro

O Ferro, assim como o Manganês, são bons indicadores de águas sobrenadantes anóxicas já que nessas situações de ambientes reduzidos na interface sedimento-água há fluxos significativos de formas solúveis do sedimento para a água. É designadamente o caso de hipolimnions anóxicos e esses metais são depois lançados nos cursos quando se verificam descargas de fundo das barragens.

Em 36% das situações, os teores de Ferro encontram-se dentro dos limites da classe de qualidade *excelente* e as restantes dentro da classe de *boa* qualidade. O sector de jusante apresenta concentrações mais elevadas do que o de montante (Figura 8.11).

As interpretações dos valores de Ferro em termos de qualidade de água ficam, no entanto, neste caso perturbadas pelo facto de existirem no próprio leito do curso ressurgências de água férrea. Estas introduções directas de Ferro na massa de água poderiam justificar a ligeira elevação observada ao longo do segmento fluvial embora os valores permaneçam baixos o que evidencia quase seguramente o facto da maior parte desse Ferro não se manter dissolvido devido às características físico-químicas da água da ribeira.

As concentrações de Ferro no sector de jusante são mais elevadas do que no sector de montante, o que é devido a diversas ressurgências ferrosas existentes entre a Ponte e a estação Ila.

Relativamente aos limites definidos no Decreto-Lei 236/98, os valores encontrados situam-se dentro da classe A2.

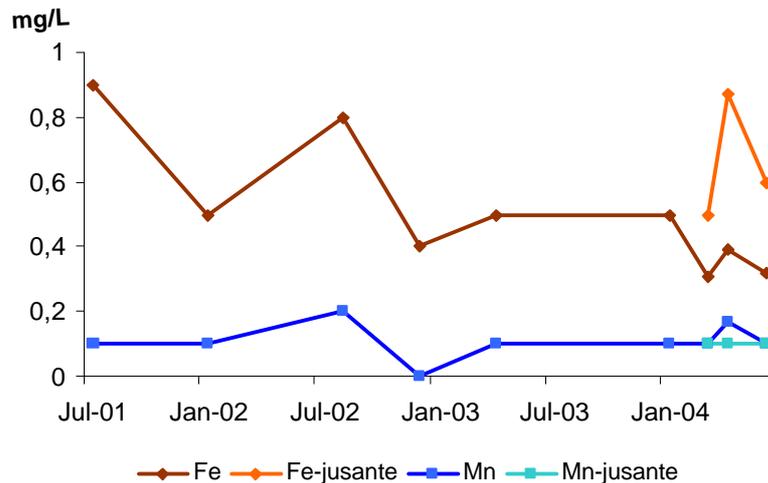


Figura 8.11 – Ribeira do Almansor: evolução de ferro e manganês.

Manganês

A generalidade dos valores de manganês situam-se dentro da classe de qualidade da água excelente. Apenas em duas situações (Agosto 2002 e Abril 2004 com 0,2 e 0,17 mg/L respectivamente) a qualidade desce para boa. Não se detectou qualquer agravamento da qualidade da água relativamente a este parâmetro na sequência do fecho da barragem mantendo-se os teores igualmente baixos (Figura 8.11). As concentrações no sector de montante e no sector de jusante são semelhantes.

As concentrações de Mn situam-se dentro da classe A2 definida no Decreto-Lei 236/98. O objectivo ambiental estabelecido pelo mesmo Decreto-Lei – VMR 0,2 mg/L – é cumprido.

8.3. FITOPIGMENTOS

A produtividade primária é um parâmetro importante na caracterização dos meios hídricos designadamente no âmbito da qualidade ambiental.

Os tipos e proporções de fitopigmentos existentes na água fornecem indicações sobre a comunidade fitoplanctónica - composição, características dos componentes e evolução temporal.

A clorofila *a* é um bom indicador da produtividade primária de um sistema aquático e a sua concentração é função, entre outros factores, dos teores de fósforo e azoto e também, para os cursos de água, da velocidade da corrente e do grau de ensombramento.

8.3.1. Metodologia

Para doseamento da concentração de fitopigmentos procedeu-se a colheitas quinzenais de amostras de água nas estações C, B, Ponte e M do Rio Almansor.

As amostras foram filtradas através de filtros de fibra de vidro com poro de cerca de 1,2µm.

Procedeu-se à extracção a frio com acetona a 90% dos pigmentos retidos no filtro previamente macerado. Após 24 horas, centrifugou-se e efectuaram-se as leituras das absorvâncias do extracto utilizando um espectrofotómetro UV/Vis.

Para o cálculo das concentrações de clorofila *a* e de feopigmentos, utilizou-se o método monocromático (Lorenzen, 1967), para o grupo de clorofilas *a*, *b* e *c* (C_1+C_2) o método tricromático (Jeffery & Humphrey, 1975) e no doseamento dos carotenóides as equações de Strickland & Parsons (1972).

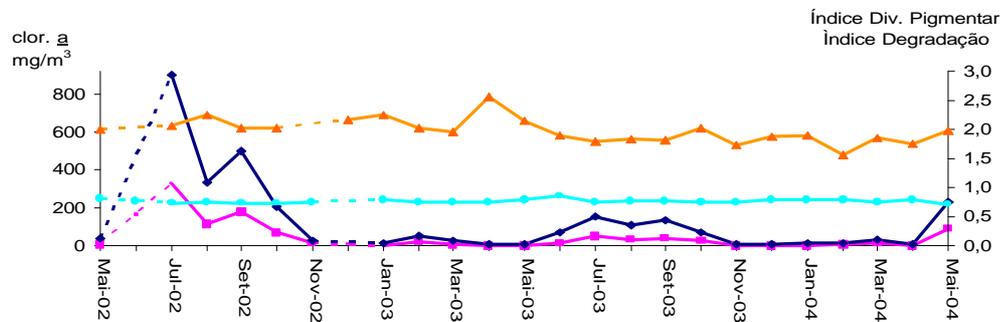
8.3.2. Resultados

No período de amostragem o padrão da evolução da quantidade dos fitopigmentos é semelhante em todas as estações, observando-se um nítido aumento de clorofila *a* nos meses de Julho a Setembro, estendendo-se por vezes a Outubro (Figura 8.12).

Na estação B, as concentrações de clorofila *a* (média 117,9mg/m³) e de feopigmentos (333,7mg/m³) registadas em 2002 são nitidamente superiores às de 2003 (clor.*a*

média de 12,1mg/m³) e 2004 (clor.a média de 15,3mg/m³) que, pontualmente, apresentam valores cerca de 100 vezes menores.

R. Almansor: estação B



R. Almansor: estação M

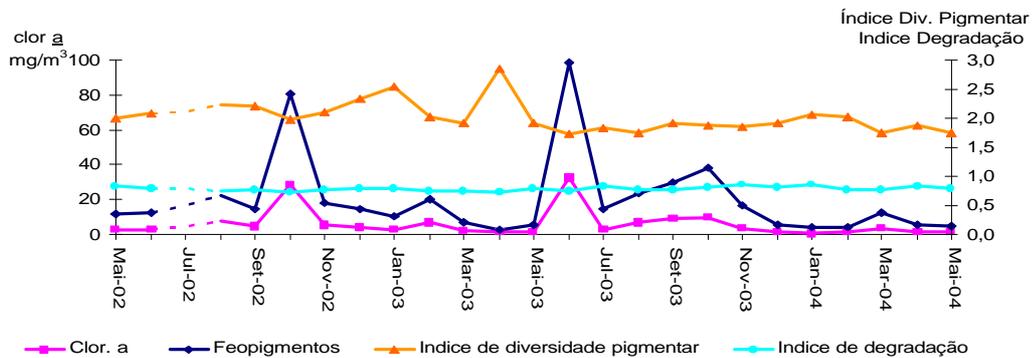


Figura 8.12 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de fitopigmentos (clorofila a, feopigmentos), do Índice de Diversidade Pigmentar e do Índice de Degradação nas estações B e M.

Na estação mais a jusante (estação M) as concentrações destes fitopigmentos nunca atingem valores da ordem de grandeza dos de 2002 para a estação B. As concentrações de clorofila a activa (média 9,72 mg/m³) e não activa (feopigmentos) registadas na estação M são comparáveis às observadas nos dois últimos anos do período de amostragem nas estações localizadas para montante (Figura 8.12).

O índice de degradação, entre 0,72 e 0,85, é elevado e semelhante para todas as estações e em todo o período de amostragem; por exemplo, na estação B a média registada foi 0,77 (DP 0,03) e, para a estação mais afastada da albufeira, a média foi 0,79 (DP 0,03) (Figura 8.12).

Na análise dos valores de fitopigmentos no conjunto das várias estações não é possível estabelecer nenhum padrão claro da concentração dos fitopigmentos das diversas estações ao longo do curso (Figura 8.13).

O Índice de Diversidade Pigmentar (ID) é muito semelhante em todas as estações e para todo o período, estando os valores médios compreendidos entre 1,98 e 2,03 (Figura 8.13).

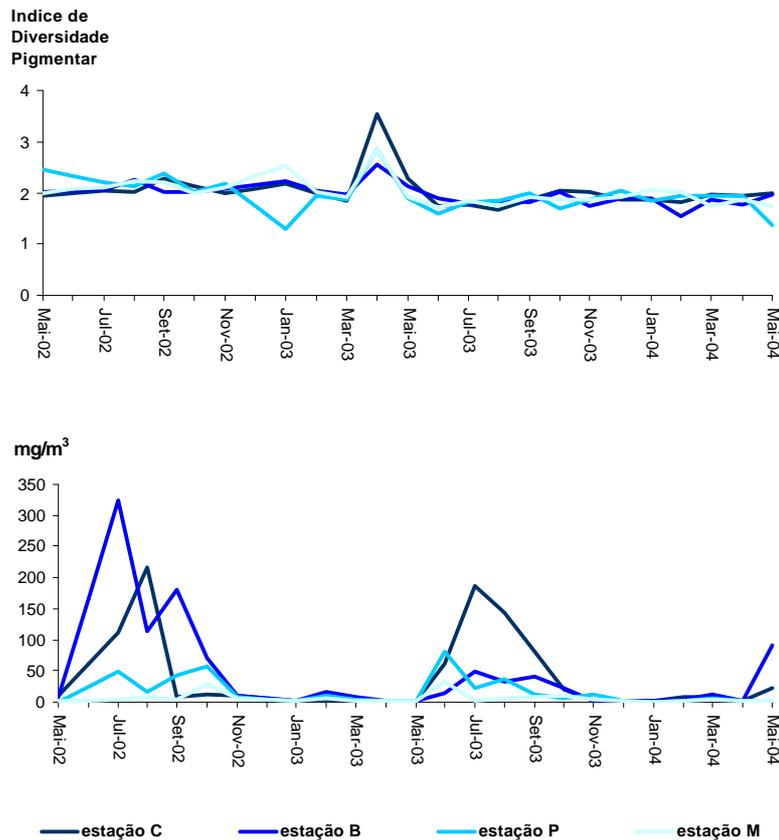


Figura 8.13 – Ribeira do Almansor: Evolução do Índice de Diversidade Pigmentar, da concentração de clorofila a no período de amostragem nas estações C, B, Ponte (P) e M.

Este índice, geralmente usado em sistemas lênticos, é indicador do estado de juventude dos povoamentos algais. Valores próximos de 2 indicam que, no conjunto dos diversos pigmentos de clorofila activa e dos respectivos compostos de degradação, clorofila a é predominante (Margalef, 1983); o aumento do ID é resultado da existência de produtos de decomposição da clorofila que tanto pode ser de origem aquática, terrestre ou ter passado pelos processos digestivos de herbívoros.

Na Ribeira de Almansor registou-se um único valor superior a 3 (ID= 3,54, estação C, Abril de 2003), num período em que todas as estações apresentaram valores máximos para este índice (Figura 8.13). o que poderá estar associado à

decomposição de uma quantidade elevada de material detritico presumivelmente de origem terrestre.

Procedeu-se também à determinação da concentração de outros pigmentos, clorofilas *b* e *c* e carotenoides (Figura 8.14). A clorofila *a* e os carotenoides, os fitopigmentos predominantes, apresentam um grande intervalo de variação ao longo do período de amostragem e apresentam uma evolução temporal semelhante (Figura 8.14). A clorofila *c* apresenta sempre concentrações muito baixas e nalguns períodos em que se registaram picos fitopigmentares, os valores de clorofila *b* são também muito baixos. Esta configuração de fitopigmentos indica tipicamente situações em que dominam as cianobactérias que apenas têm clorofila *a*.

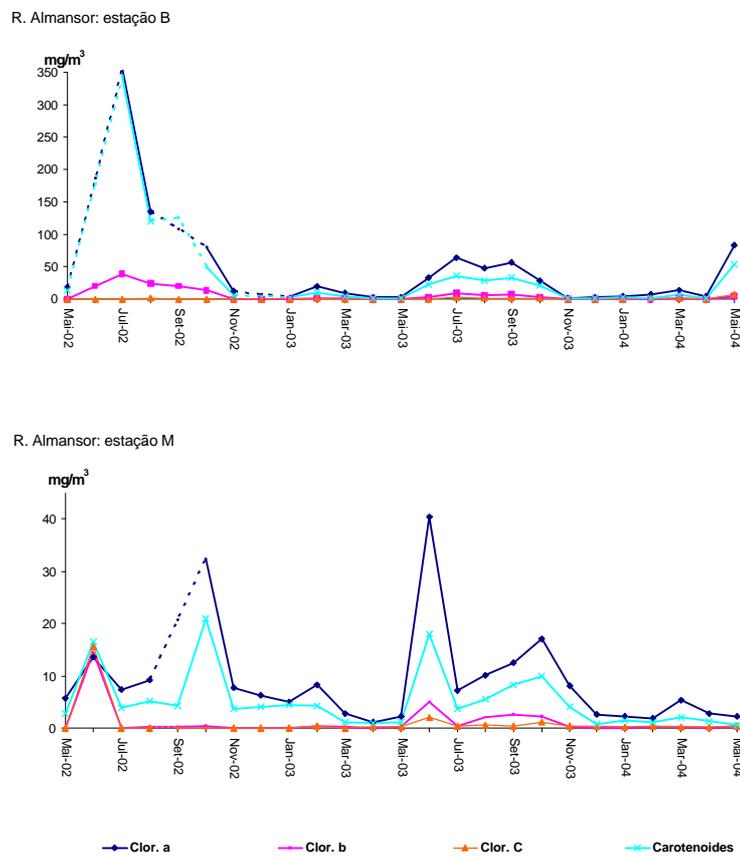


Figura 8.14 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de fitopigmentos: clorofila a, clorofila b, clorofila c e carotenoides nas estações B e M.

8.4. FITOPLANCTON

8.4.1. Introdução

De entre os diversos grupos taxonómicos que constituem o Fitoplancton, é objecto de particular atenção o grupo das espécies de cianobactérias.

As cianobactérias, também conhecidas por cianófitas, cianofíceas ou algas azuis, são organismos procaríotas dotados de capacidade fotossintética que integram o plancton e que estão tipicamente associados a águas doces eutrofizadas designadamente meios lênticos (lagos, albufeiras) ou cursos em situações de baixa velocidade de corrente. O desenvolvimento destas algas em grandes números (*blooms*, *florescências*) ocorre em condições de elevada concentração de nutrientes, temperaturas elevadas e intensa radiação luminosa. No entanto, também têm sido detectadas *florescências* em regiões de latitudes elevadas e não unicamente em regiões tropicais ou de clima mediterrânico.

A ocorrência em meios fortemente enriquecidos em nutrientes levou a que lhes fosse atribuído o papel de indicadores de situações de eutrofização ou de degradação do estado ecológico do sistema aquático.

As condições de muito forte intensidade luminosa durante o Verão, parte da Primavera e do Outono e a muitas vezes elevada disponibilidade de nutrientes fosforados e azotados faz com que sejam frequentes as *florescências* de cianobactérias em Portugal.

Em condições de grande abundância e de flutuabilidade as cianobactérias podem formar grandes massas à superfície da água que impedem a penetração da luz na coluna de água com consequências muito negativas para o ecossistema em geral. O colapso destas populações na sequência do esgotamento de nutrientes e eventualmente também da diminuição da temperatura e da luminosidade, leva à decomposição da biomassa das cianobactérias e que vai igualmente ter consequências dramáticas no ecossistema aquático. Em ambas as situações uma das consequências mais drásticas é a diminuição da concentração de oxigénio dissolvido que pode chegar à anóxia, i.e. ausência total de oxigénio.

Mas a consequência mais grave das *florescências* de cianobactérias é a produção de toxinas em condições que não estão ainda convenientemente esclarecidas. A libertação para a água destas toxinas ocorre sobretudo com a morte dos organismos e pode causar problemas sérios para a saúde pública.

As toxinas produzidas pelas cianobactérias são de 3 tipos: neurotoxinas, hepatotoxinas e toxinas irritantes ao contacto - lipopolisacáridos.

Os principais géneros de cianobactérias que geram as florescências mais frequentes nos sistemas aquáticos em Portugal produzem os seguintes tipos de toxinas:

- *Anabaena*: neurotoxinas, hepatotoxinas, toxinas irritantes ao contacto;
- *Aphanizomenon*: neurotoxinas, toxinas irritantes ao contacto;
- *Microcystis*: hepatotoxinas, toxinas irritantes ao contacto;
- *Oscillatoria*: neurotoxinas, hepatotoxinas, toxinas irritantes ao contacto.

Outros taxa podem também ser tóxicos, como *Nostoc*, *Coelosphaerium*, *Gomphosphaeria*.

Contrariamente às cianobactérias, que ocorrem em situações de eutrofização e degradação dos sistemas aquáticos, as algas crisófitas associam-se a meios oligotróficos e vão progressivamente diminuindo a sua representação ao longo do gradiente de eutrofização. Neste sentido constituem, tal como as cianobactérias um grupo com valor como taxa indicador.

Deste modo, e na procura de índices simples que exprimam de forma numérica o estado de eutrofização ou estado ecológico de um corpo de água, têm sido propostos como índices fitoplanctónicos para os ecossistemas lênticos os seguintes que se pretendia utilizar neste estudo, embora de forma exploratória:

% cianobactéricas

crisófitas / cianobactérias

Este último, no entanto, não é aplicável neste caso dada a grande quantidade de valores nulos que foram encontrados para ambos os grupos, nomeadamente para crisófitas.

8.4.2 Metodologia

As colheitas sub-superficiais para o estudo do fitoplancton foram efectuadas na estação de colheita B. As amostras de água foram fixadas com solução de lugol e as identificações e contagens foram efectuadas com microscópio óptico invertido.

8.4.3 Resultados

Evolução temporal do fitoplankton

O fitoplankton apresenta grande variação em número de células ao longo do tempo, observando-se uma marcada sazonalidade. Tal é típico de cursos de regime com forte variação intra-anual como é o caso dos cursos da região mediterrânica. Assim, com a redução de caudal nos períodos mais secos, as condições tornam-se particularmente favoráveis para o desenvolvimento das populações algais, designadamente nos troços em que a galeria ripária é aberta e/ou não é contínua o que permite uma forte insolação da água, e o número de células sobe de forma muito expressiva (Figura 8.15). Contrariamente, nos períodos em que o caudal é elevado, durante os meses mais chuvosos, o número de fitoplanktontes desce fortemente. A amplitude de variação é enorme, havendo entre os valores extremos da variação anual uma diferença de 3 ordens de grandeza.

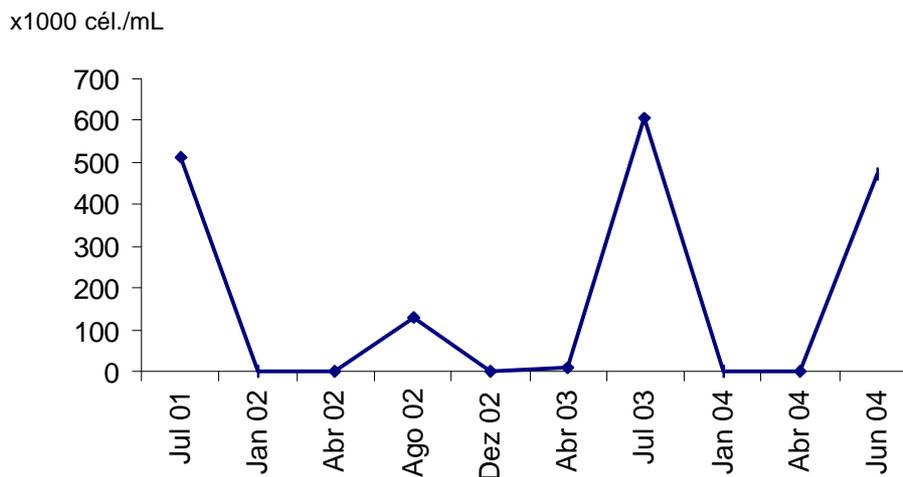


Figura 8.15 – Ribeira do Almansor: Evolução do número de células fitoplanctónicas no período de amostragem.

A análise qualitativa identificou como constituintes da comunidade fitoplanctónica da Ribeira de Almansor espécies pertencentes aos seguintes grupos taxonómicos: Cyanophyta, Bacillariophyta (Diatomáceas), Chlorophyta, Pyrrhophyta; Euglenophyta, Chrysophyta, Chryptophyta e Flagellata sendo as cianobactérias, as diatomáceas e as clorofíceas os grupos com maior expressão.

Relativamente à evolução temporal dos vários grupos de fitoplanktontes, nos meses de Verão a proporção de cianobactérias sobe fortemente atingindo valores entre 74% e 92% a que se associa os dois outros taxa mais abundantes (Chlorophyta - média 40% da amostra e Bacillariophyta - média 24% da amostra) (Figura 8.16).

Nestes períodos em que as concentrações de fitoplanctontes são mais elevadas (conferindo mesmo à água em determinados troços uma coloração esverdeada, o que é evidenciado pelos valores dos fitopigmentos - por exemplo em Julho-Agosto de 2002, a clorofila *a* atingiu valores de 320mg/m³ e os feopigmentos valores superiores a 200mg/m³ - a maior proporção do fitoplancton é constituída por cianobactérias. Não se observaram, no entanto, massas de algas à superfície, resultantes da acumulação de cianobactérias, nem as concentrações se aproximam das observadas em múltiplos sectores da rede hídrica do Sado ou da do Guadiana, por exemplo.

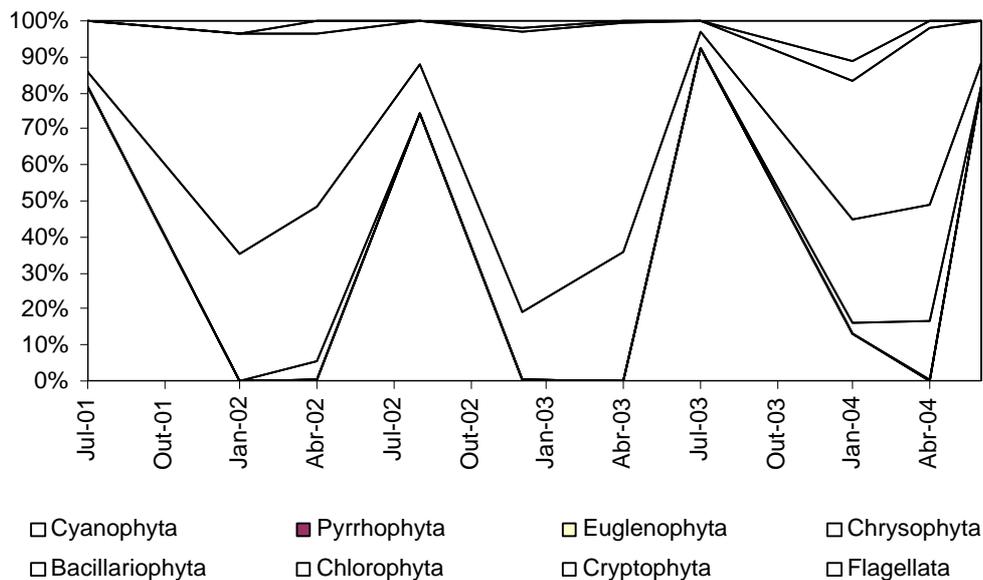


Figura 8.16 – Ribeira do Almansor: Evolução da composição da comunidade fitoplanctónica.

Fora destes períodos, são sobretudo as clorófitas e bacilariófitas (diatomáceas) que surgem em maior número (Figura 8.16). Criptófitas e Flagelados ocorrem em número reduzido, não se associando propriamente a nenhum período no ciclo anual.

Alguns grupos surgem com carácter pontual não tendo expressão numérica, como é o caso das algas pirrófitas ou crisófitas. Este último taxa, que é geralmente associado à oligotrofia de corpos de água lânticos, surge em apenas 3 situações.

Não se encontraram diferenças substantivas nas proporções em termos inter-anuais, observando-se um padrão de alternância entre cianobactérias, dominando nos meses quentes, e clorófitas e diatomáceas fora desses períodos.

Na Rio Almansor, e seguindo o típico padrão dos sistemas lóticos, o aumento do fitoplancton dá-se nos períodos em que a corrente é inexistente e a temperatura

elevada condições que facilitam o desenvolvimento destas populações observando-se também uma nítida relação entre a concentração de células e os nutrientes existentes na água (Figura 8.8). Ao analisar a relação entre a razão azoto/fósforo (N/P) e o número de células fitoplanctónicas, detecta-se um desfaseamento entre os valores mais elevados de fitoplancton e os máximos de N/P (Figura 8.17), o que parece indicar o elevado consumo de azoto por parte desta comunidade.

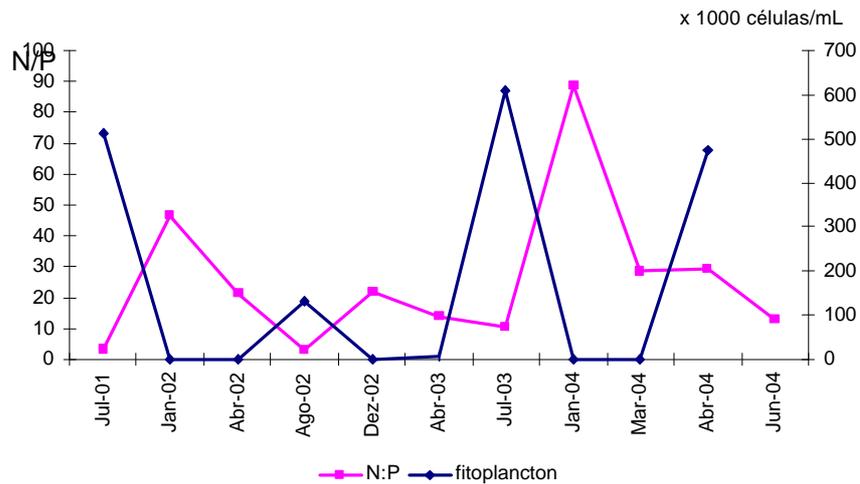


Figura 8.17 – Ribeira do Almansor: Evolução da razão N/P e número de células do fitoplancton.

Com efeito, quando há maior concentração de células, o azoto (nitrato) é baixo (Figura 8.18) enquanto que o teor em fósforo nesses meses é dos mais elevados (Figura 8.8).

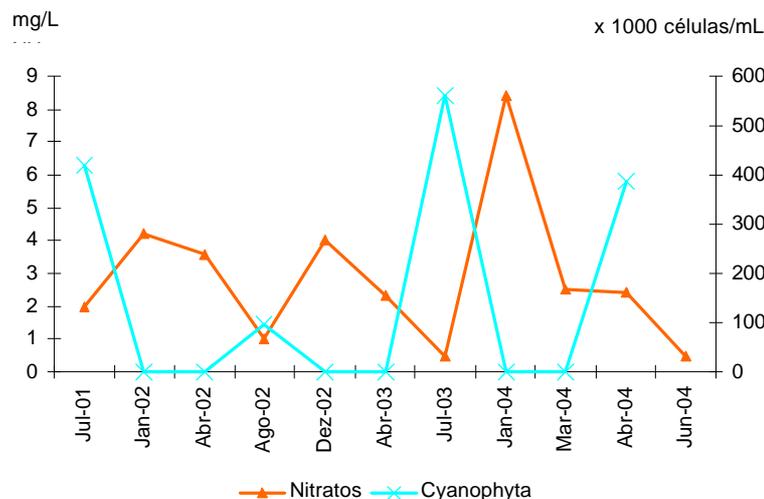


Figura 8.18 – Ribeira do Almansor: Evolução da concentração de azoto (mg /L NO₃) e percentagem de células de Cyanophyta.

Os valores que as cianófitas atingem nesses períodos são extremamente elevados (Quadro 8.1); este grupo, ao possuir a capacidade de captar azoto também sob forma molecular, prolifera mesmo nas situações em que não há azoto inorgânico (nitratos, amónia) no curso.

Também outro grupo, Chlorophyta, atinge no Verão quase sempre densidades elevadas, superiores a 50 000 células/ mL (Quadro 8.1).

Quadro 8.1: Ribeira do Almansor: número de células dos 3 grupos mais importantes nos meses de verão

Meses	Cyanophyta Células / mL	Chlorophyta Células / mL	Bacillariophyta Células / mL
Julho 2001	420 000	72 500	19 600
Agosto 2002	97 000	16 000	18 000
Julho 2003	562 000	179 000	26 900
Junho 2004	387 000	53 800	31 800

As diatomáceas apresentam também densidades expressivas nestes meses, sempre com valores superiores a 15000 células/mL (Quadro 8.1).

As cianobactérias que fortemente dominam a comunidade fitoplanctónica nos meses de Verão, distribuem-se por todo o tipo de sistemas e apresentam capacidades que as favorecem nos processos competitivos com outras espécies. As cianobactérias ao apresentarem flutuabilidade conjuntamente com a capacidade de utilizar, como já referido, o azoto atmosférico encontram-se em franca vantagem em situações menos favoráveis para outras espécies fitoplanctónicas.

A ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas em concentrações significativas é um problema que não pode ser ignorado e que à partida se entendeu que justificaria mesmo o estudo, embora sumário, do fitoplancton da Ribeira do Almansor. A maioria dos organismos que constituem as cianobactérias pertence aos géneros *Anabaena* e *Oscillatoria*, dois géneros que são, como anteriormente referido, potencialmente tóxicos. No Quadro 8.2 apresentam-se os períodos e os níveis de ocorrência desses taxa detectados neste estudo, assim como a percentagem

numérica deste grupo de espécies potencialmente tóxicas relativamente ao grupo das cianobactérias e à totalidade do fitoplancton. Como se pode constatar, foi nos períodos de Verão que se detectaram estas espécies e esta situação repetiu-se em todos os anos abrangidos pelo estudo (Quadro 8.2). É significativo o nível de ocorrência destes dois taxa, particularmente de *Oscillatoria* que representa uma proporção elevada dentro das cianobactérias e mesmo dentro da totalidade do fitoplancton. Globalmente, estes taxa potencialmente tóxicos significam uma proporção próxima de 70% em 3 dos 4 períodos de Verão (Quadro 8.2).

Quadro 8.2. Fitoplancton da Ribeira do Almansor: Ocorrência de géneros potencialmente tóxicos.

Período	% Cianobactérias no total	<i>Anabaena</i> spp.			<i>Oscillatoria</i> spp.			% de ocorrência de taxa potencial/tóxicos nas cianobactérias	% de ocorrência de taxa potencial/tóxicos no total
		Num x1000/mL	% nas cianobact	% no total	Num x1000/mL	% nas cianobact	% no total		
Julho 2001	81,9	96,3	22,9	18,8	228,5	54,3	44,5	77,2	63,3
Agosto 2002	74,0	18,0	18,6	13,7	31,7	32,7	24,2	51,3	37,9
Julho 2003	93,0	83,3	14,7	13,7	371,5	65,7	61,1	80,4	74,8
Junho 2004	81,7	34,4	8,9	7,3	284,8	73,6	60,2	82,5	67,5

Não sendo corrigidas as entradas de nutrientes/matéria orgânica na Ribeira do Almansor, é de prever que se mantenha esta situação em matéria de dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas na água do curso, sobretudo nos anos com o período seco mais prolongado. Este facto poderá ser visto como uma ameaça, embora mesmo assim com menor nível de gravidade do que em outros cursos do Alentejo.

Caso venham a ser incrementadas, no futuro, as cargas de nutrientes, aconselha-se alguma atenção relativamente à ocorrência de problemas de toxicidade associada a cianobactérias.

8.5 BACTERIOLOGIA

Diversos parâmetros bacteriológicos são considerados nos critérios de classificação da água incluindo os critérios de qualidade da água para usos múltiplos adoptado pelo INAG - Instituto da Água. Nesta monitorização foram seguidos os seguintes parâmetros bacteriológicos: *Streptococos* fecais, *Salmonella*, Coliformes totais e Coliformes fecais.

As colheitas foram efectuadas a jusante da estação B, na Quinta da Adua (coordenadas militares M:196295, P:187455), local que constitui sensivelmente o limite a jusante do perímetro de rega. Em 2004 foram também efectuadas algumas determinações em M. Procurou-se com estes valores comparar o efeito mais directo da área regada com um sector fluvial cerca de 4 km a jusante, onde esse impacto estará já mais atenuado. Estas determinações estão identificadas ao longo do texto como "de jusante".

As análises foram efectuadas seguindo-se o método de membrana filtrante.

8.5.1 Resultados

Salmonella spp.

Não foram detectadas Salmonelas na água do curso em nenhuma situação.

Streptococos fecais

Os valores são baixos (Figura 8.19), alguns dentro da classe excelente e a maioria na classe de boa qualidade mas próximos da fronteira com a classe *excelente*. Os valores de 2004 são mais elevados (máximo em Abril de 2004 – 62 UFC/100mL) do que os restantes, mas mantêm-se relativamente baixos.

Relativamente às classes do Decreto-Lei 236/98, os valores obtidos situam-se dentro da classe A2, mas muito aquém dos limites máximos da classe.

Coliformes totais e fecais

Nos Coliformes totais (Figura 8.20), em 64% das situações, os valores mantêm-se dentro da classe de boa qualidade e os restantes na classe *razoável* embora muito próximos da fronteira com a classe de boa qualidade. Para os Coliformes fecais, em metade das situações os valores situam-se na classe de boa qualidade (Figura 8.20)

e os restantes na de qualidade razoável embora muito próximos da fronteira desta com a classe de boa qualidade.

Relativamente às classes do Decreto-Lei 236/98, os valores dos Coliformes totais situam-se na classe A2 e alguns na classe A3. Os valores dos Coliformes fecais encontram-se na classe A2 e alguns valores um pouco acima dos VMR desta classe.

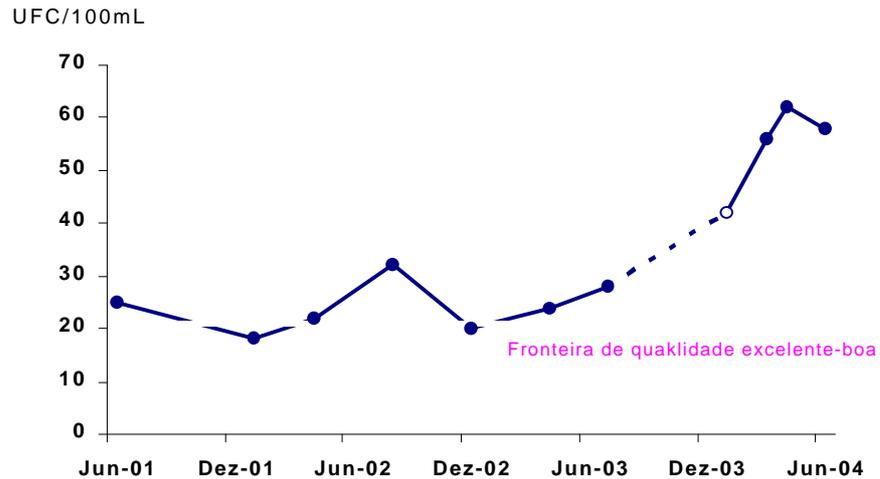


Figura 8.19 – Ribeira do Almansor: Evolução dos parâmetros bacteriológicos – *Streptococos* fecais no sector de montante e no sector de jusante.

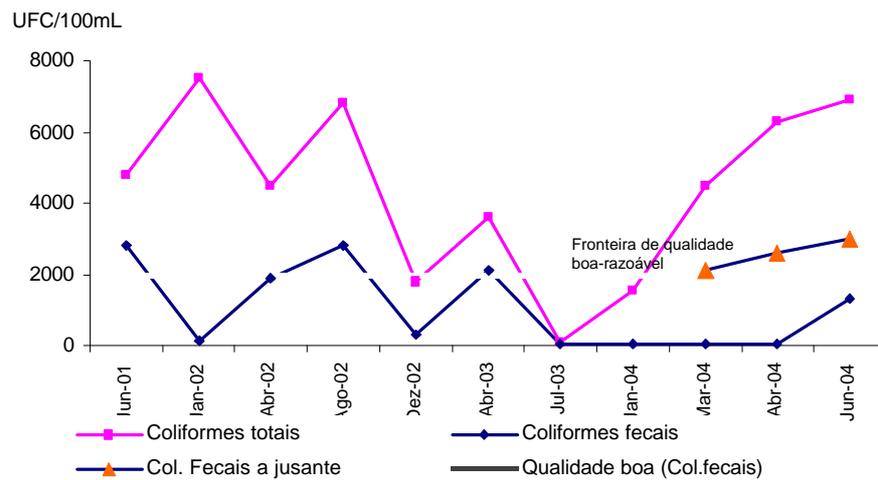


Figura 8.20 – Ribeira do Almansor: Evolução dos parâmetros bacteriológicos – Coliformes totais e Coliformes fecais.

Os valores obtidos, indicando alguma contaminação, associam-se ao facto de entrarem na ribeira águas residuais domésticas, da presença de gado junto e no próprio leito e do lançamento de efluentes de pecuárias.

Não se evidencia nenhum padrão na evolução temporal dos coliformes, embora, e em particular nos coliformes fecais, observa-se uma tendência de valores mais elevados nos meses mais quentes do ano (Figuras 8.20); com a Primavera observa-se um incremento do número de bactérias na água, facto bem visível no período de amostragem de 2004. Os valores tendencialmente mais baixos do Inverno poderão estar relacionados com a precipitação e consequente diluição e com a baixa temperatura.

Relativamente aos meses em que se analisaram coliformes fecais na parte final do segmento fluvial em estudo, os números nesse sector de jusante são superiores ao do sector de montante. A zona perímetro de rega traduz-se, pois, num impacto inferior à da que se estende para jusante dada a entrada de efluentes de pecuárias e de águas residuais domésticas a jusante da estação B.

Do estudo bacteriológico ressalta que há uma contaminação com carácter irregular. O curso recebe efluentes não tratados de suiniculturas que são vertidos sem qualquer periodicidade. Por outro lado, e de modo irregular, o gado bovino entra no rio e aí defeca. Os parâmetros bacteriológicos traduzem o carácter mais ou menos próximo com que esses fenómenos de contaminação ocorreram, da distância ao local de colheita, e de factores ambientais ligados ao ambiente aquático tal como temperatura e pH. Estamos pois em presença de uma situação com muito ruído que dificulta a análise.

8.6. AVALIAÇÃO GLOBAL DA QUALIDADE DA ÁGUA

Com base nos parâmetros físicos e químicos anteriormente apresentados procedeu-se a uma classificação geral da qualidade da água da Ribeira de Almansor (Quadro 8.3). Como critérios para o estabelecimento da qualidade da água seguiu-se o sistema de Classificação dos Cursos de Água Superficiais de Acordo com as suas Características de Qualidade para Usos Múltiplos adoptado pelo INAG - Instituto da Água. A classificação adoptada pelo INAG retoma no geral os critérios de outros sistemas de classificação da qualidade da água utilizados na Europa, como por exemplo o sistema de classificação da OCDE.

Nesta classificação separou-se a avaliação da qualidade química da qualidade bacteriológica. Seguiu-se, para a qualidade química, o critério usual de atribuir a classe de qualidade do 2º parâmetro com a classificação mais baixa, o que na prática significa proceder à classificação com base no percentil 10.

Numa análise geral da qualidade química, a generalidade dos parâmetros mantêm-se sempre dentro da classe Excelente. Pontualmente alguns parâmetros evidenciam classes de qualidade mais baixas, embora não inferior à classe Bom, como é o caso de fosfatos em Junho 2004 no troço mais a jusante, Nitratos em Janeiro de 2004 ou Manganês. Mas são sobretudo parâmetros como CQO, CBO e oxigénio dissolvido que fazem descer a classe de qualidade em diversos meses. Há descidas da qualidade química para boa, razoável ou mesmo má no caso de CQO, sendo as piores situações observadas no Verão. Os valores mais elevados de CBO são também responsáveis pelo abaixamento da qualidade, estando sobretudo associados a períodos de Primavera e Verão em que se verifica uma mais elevada produção primária na coluna de água o que se traduz numa mais elevada carência de oxigénio.

Os outros parâmetros que contribuíram para que em 82% das datas em análise a qualidade seja apenas boa ou razoável foram Oxigénio dissolvido e Ferro. Para o Oxigénio verificaram-se frequentes valores inferiores a 70% de saturação em diversas estações do ano, sobretudo em 2002 e 2003. Relativamente ao Ferro, os mais elevados teores foram registados no Verão.

É necessário, contudo, olhar para os valores destes dois últimos parâmetros com alguma reserva, sobretudo quando se pretende utilizá-los para classificar a qualidade da água.

Com efeito, as concentrações de oxigénio dissolvido estão fortemente dependentes, como é sabido, das taxas fotossintéticas e de decomposição. A integração deste parâmetro nos sistemas de classificação da qualidade ecológica repousa no facto da biomassa detritica, tipicamente associada a águas residuais, causar o consumo, e portanto a descida da concentração, de oxigénio. Uma elevada biomassa vegetal viva leva a alterações na concentração do oxigénio, designadamente aumentando a amplitude de valores ou uma marcada variação na coluna de água. Tanto a biomassa detritica devida a poluição orgânica como a biomassa viva, sinal de eutrofização, são elementos relevantes em termos de qualidade da água. O problema quanto ao oxigénio dissolvido é a existência de muitos factores que podem interferir e efectivamente mascarar aquilo que se pretende avaliar. Assim, ao longo do dia, sobretudo nos meses de maior insolação, observa-se nas concentrações de oxigénio uma amplitude diária marcada devida à variação da taxa fotossintética. Por outro lado,

num troço em túnel, sob copas fechadas, as condições são muito distintas das que se observam num curso sem qualquer ensombramento já que sem luz não há fotossíntese. Além disso, o material detrítico existente na água pode não ser devido a qualquer efluente mas simplesmente ter origem na folhada da vegetação ripária que cai e entra no curso de água onde se vai decompor, não havendo, pois, qualquer elemento de degradação ambiental. Por estes motivos, os valores de oxigénio dissolvido têm que ser encarados com alguma precaução. No entanto, preferiu-se manter o parâmetro dentro do sistema de classificação já que há muitos valores próximos de níveis de saturação de hipóxia e de forma continuada ao longo do tempo o que pode traduzir as consequências de alguma poluição que outros parâmetros (CQO, CBO, bacteriologia) corroboram.

Relativamente ao Ferro verifica-se uma situação de algum modo similar já que o Ferro pode ocorrer de modo natural e não ser devido a qualquer processo exterior com impacto na qualidade da água. Neste caso, como anteriormente referido, pelo menos uma parte considerável do ferro presente tem origem natural e no próprio leito do curso pelo que não deveriam as concentrações deste justificar a descida de classe de qualidade. De qualquer modo, a eliminação deste parâmetro não teria consequências significativas em matéria de classe de qualidade, excepto em Julho de 2001 (0,9mg/L). Mas como neste período o parâmetro com pior classificação é CQO, na classe *razoável* (i.e. duas classes de qualidade abaixo de *excelente*), entendeu-se correcto manter a classificação de *boa* nesse mês e não a corrigir para *excelente*.

Em síntese, a qualidade química mantém-se sempre boa e mesmo excelente, como em Janeiro e Março de 2004, com a excepção de Junho de 2004 em que foi razoável. Quanto à qualidade bacteriológica, esta variou entre razoável e boa. Após o fecho da barragem, a qualidade situou-se dentro da classe boa e só em Abril e Junho nas amostras de jusante a qualidade desce para razoável.

Com base nestes resultados não se pode afirmar que com o fecho da barragem em Janeiro de 2003, ou com a entrada em funcionamento de parte do perímetro de rega ao longo de 2004, se tenha verificado um agravamento da qualidade da água.

8.7. REFERÊNCIAS

Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments by spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanog.*, 12:343-346.

Strickland, J.D.H., Parsons T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, 167:191-194.

Jeffery S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz*, 167: 191-194.

Margalef R. 1980. *Limnologia*. Edit. Omega, Barcelona.

INDICE

9. MACROINVERTEBRADOS BÊNTICOS	9-1
9.1. Introdução.....	9-1
9.2. Metodologia	9-2
9.3. Resultados.....	9-10
9.3.1 Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos	9-12
9.3.2 Índices de qualidade ecológica da água	9-30
Índice Número Total de Taxa (NTT).....	9-30
Índice EPT	9-31
Índices BMWP' e ASPT'.....	9-32
Índice de Equitabilidade de Pielou	9-35
Índice log Sel ETD	9-37
ICM.....	9-38
9.4. Discussão	9-45
9.5. Referências.....	9-52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 9.1 – Ribeira de Almansor: Localização das estações de amostragem.....	9-2
Figura 9.2 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação D (2001 a 2004).	9-14
Figura 9.3 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação O (2004).	9-16
Figura 9.4 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação C (2001 e 2002).	9-18
Figura 9.5 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação B (2001a2004).	9-20
Figura 9.6 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação P (2004). Estação A	9-21
Figura 9.7 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação A (2001 a 2004).	9-24
Figura 9.8 - Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação IIA (2002).	9-26
Figura 9.9 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação M (2001-2004).	9-29
Figura 9.10 – Ribeira de Almansor: Número Total de Taxa (Famílias) observado por estação de amostragem, no período 2001-2004.	9-30
Figura 9.11- Ribeira de Almansor: Número total observado de Famílias das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera por estação de amostragem (2001 a 2004).	9-31
Figura 9.12 – Ribeira de Almansor: Índice BMWP' por estação de amostragem (2001 a 2004).	9-33
Figura 9.13 – Ribeira de Almansor: Índice ASPT' por estação de amostragem, no período 2001-2004.	9-34
Figura 9.14 - Ribeira de Almansor: Índice de diversidade de Shannon-Weaver obtido por estação de amostragem (2001 a 2004).	9-35
Figura 9.15 – Ribeira de Almansor: Índice de Pielou obtido por estação de amostragem (2001-2004).	9-36
Figura 9.16 – Ribeira de Almansor: Índice log Sel ETD obtido por estação de amostragem (2001 a 2004).	9-37
Figura 9.17 – Ribeira de Almansor: Índice multimétrico ICM por estação de amostragem (2001 a 2004).	9-39
Figura 9.18 – Ribeira de Almansor: Localização das fontes de poluição e variação dos índices de qualidade ecológica ICM e BMWP'	9-42
Figura 9.19- Ribeira de Almansor: Variação de caudal médio mensal (m^3/s) e de ICM nas estações D e M (2001 a 2004). Legenda: D- Caudal na estação D; M- Caudal na estação M; ICMD - Índice ICM em D; ICMM - índice ICM em M.	9-43

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 9.1: Datas de amostragem nas estações da ribeira de Almansor, para o período de 2001 a 2004.....	9-3
Quadro 9.2: Índices de qualidade ecológica da água e seu peso relativo, em percentagem, no cálculo do índice multimétrico ICM.	9-5
Quadro 9.3: Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para cálculo do índice BMWP' (adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996).	9-7
Quadro 9.4: Classes de qualidade e significado dos valores de BMWP' (adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996).....	9-8
Quadro 9.5: Número total de indivíduos registado por amostra nas várias estações de amostragem da ribeira de Almansor para o período 2001-2004.....	9-10
Quadro 9.6: Distribuição dos taxa (Classe, Ordem e Família) de macroinvertebrados identificados nas amostras de cada estação de amostragem, em cada época do período de amostragem 2001-2004. N.I. = Não identificado.	9-11
Quadro 9.7: Valores de ICM e de caudal médio anual (m^3/s) observados nas estações D e M. A precipitação anual acumulada (mm) é relativa à estação meteorológica do Divor.....	9-44

9. MACROINVERTEBRADOS BÊNTECOS

9.1 Introdução

Na avaliação das pressões a que os cursos de água estão submetidos, e designadamente das orgânicas, os macroinvertebrados aquáticos têm constituído o grupo paradigmático. São diversos os índices de qualidade ecológica que têm sido produzidos o que atesta o interesse deste grupo na avaliação do estado de integridade ou qualidade ecológica do curso de água.

Com efeito, as diversas espécies de invertebrados bênticos apresentam um gradiente de respostas às perturbações do meio, sendo essas respostas conhecidas para muitas das espécies mais comuns (Cao *et al.*, 1996) o que torna este grupo particularmente valioso no contexto da avaliação da qualidade ecológica. Além disso, os macroinvertebrados bênticos apresentam um conjunto de características importantes neste âmbito, a saber: são espécies ubíquas, apresentam uma fase de vida aquática relativamente longa, têm uma natureza sedentária devido a pequena ou nenhuma mobilidade, efectuem rápida recolonização, existem grupos muito sensíveis à contaminação orgânica, e a respectiva colheita é relativamente fácil.

Os índices bióticos elaborados para esta fauna assentam na diversidade específica ou na riqueza específica e/ou no grau de sensibilidade dos taxa presentes.

Considera-se que os agrupamentos biológicos apresentam um interesse acrescido relativamente a parâmetros considerados como mais directos como parâmetros físico-químicos. Com efeito, enquanto que a caracterização físico-química revela um estado pontual da água no momento da colheita/determinação, a análise das comunidades de organismos possibilita uma imagem relativa a um período anterior, permitindo deste modo identificar pressões a que o sistema está submetido de forma descontinuada ou mesmo pontual (Hellawell, 1986). Por exemplo, os taxa mais sensíveis, com baixa tolerância, morrem ou abandonam a zona perturbada, elevando a respectiva proporção os taxa mais tolerantes às condições mais críticas que ocorreram nesse período de tempo (Armitage *et al.*, 1983; Alba-Tercedor, 1996).

9.2.METODOLOGIA

A localização das estações amostradas está representada na Figura 9.1.



Figura 9.1 – Ribeira de Almansor: Localização das estações de amostragem.

Este estudo desenvolveu-se de 2001 a 2004 com base em colheitas efectuadas na Primavera (Março a inícios de Maio) com excepção do 1º ano do estudo, em que ocorreram no Verão (Quadro 9.1). Nesse ano, no entanto, verificou-se uma maior precipitação o que faz supor que os constrangimentos estivais habituais deverão ter sido nesse ano mais moderados.

A estação C deixou de ser amostrada a partir de 2003 devido à proximidade, e às condições relativamente semelhantes, com a estação B. A estação IIA foi amostrada em 2002 dado possuir condições de corrente e turbulência (habitats de riffles) que lhe conferem um valor particular e que justificariam a comparação com a estação M. Dada a semelhança do agrupamento aí encontrado com o da estação M, que lhe está próxima, entendeu-se não se justificar seguir estas 2 estações tendo-se mantido apenas a estação M nos anos seguintes. As estações O e P foram incluídas na amostragem em 2004 para complementar a rede de amostragem no sentido de obter mais informação sobre troços de relativamente elevada heterogeneidade física.

Quadro 9.1: Datas de amostragem nas estações da ribeira de Almansor, para o período de 2001 a 2004.

Data Estação	2001	2002	2003	2004
D	22-08-2001	03-05-2002	26-03-2003	15-03-2004
O	-	-	-	17-03-2004
C	22-08-2001	03-04-2002	-	-
B	22-08-2001	03-04-2002	26-03-2003	15-03-2004
P	-	-	-	15-03-2004
A	22-08-2001	03-04-2002	26-03-2003	15-03-2004
IIA	-	12-04-2002	-	-
M	22-08-2001	03-05-2002	26-03-2003	15-03-2004

Na colheita de amostras foi aplicado o novo protocolo nacional de amostragem reformulado e adoptado pelo INAG na aplicação da Directiva-Quadro da Água da União Europeia e que segue no essencial o adoptado no âmbito do projecto europeu STAR (INAG, *in prep.*).

Em cada estação amostrou-se um troço com cerca de 10 vezes a largura média do leito até um máximo de 50 m de comprimento de troço. Efectuaram-se 6 arrastos de 1m de comprimento por 0,25m de largura (largura da abertura da rede), sendo estes arrastos distribuídos de forma proporcional pelos habitats existentes no troço tendo em conta, segundo a ordem de importância, os tipos de substrato existente (blocos, pedras, cascalho, areias e argilas), existência de vegetação (macrófitas e algas) e existência de matéria orgânica particulada. Durante os arrastos, o substrato foi revolvido para libertar os organismos.

A rede de arrasto tem boca de 30x25 cm, 60 cm de comprimento, malha de 500µm, terminando num frasco de recolha.

Complementarmente foram escovadas algumas pedras para colheita de organismos com maior capacidade de fixação ao substrato e que tendem a ser sub-amostrados nos arrastos.

Parte do material colhido no saco de rede foi lavado no local, sendo possível a redução do volume total por lavagem do material sedimentar mais fino. As amostras recolhidas foram conservadas em frascos de plástico de boca larga, em solução de formol com concentração final de cerca de 5%, e transportadas para o laboratório para posterior triagem e identificação de *taxa*.

No laboratório, as amostras foram lavadas em água corrente, em *hotte*, e passadas num sistema de 3 crivos, tendo o último crivo 0,5mm de malha. A amostra foi seguidamente triada em tabuleiro, utilizando pinças finas, e separando-se os macroinvertebrados.

Com o auxílio de lupa binocular procedeu-se seguidamente à identificação dos espécimens, até ao nível da família, utilizando-se chaves dicotómicas (Graham, 1971; Tachet *et al.* 1980, 2000; Fitter & Manuel, 1986; Puig, 1999) e registando-se o número de indivíduos de cada *taxa*.

A avaliação da qualidade biológica e ambiental dos diferentes troços do curso de água, ao longo dos 4 anos considerados, foi feita através de um índice multimétrico produzido no âmbito do processo de intercalibração para os cursos de água mediterrânicos integrado na aplicação da Directiva-Quadro da Água designado ICM, *Intercalibration Common Metric*, que engloba as seguintes métricas parcelares: Número Total de Taxa (NTT), Número de taxa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), *Average Score Per Taxon* adaptado - ASPT' (calculado a partir do índice BMWP'), índice de equitabilidade de Pielou (geralmente conhecido por *evenness* e calculado a partir do índice de diversidade de Shannon-Weaver); e o índice log Sel ETD (com base no número de indivíduos de taxa seleccionados das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Diptera). Cada índice tem um peso relativo específico no valor final a obter (ICM) (Quadro 9.2).

Este procedimento foi desenvolvido tendo como objectivo a elaboração de uma métrica comum para avaliar a qualidade ecológica da água nos diversos países da União Europeia, no âmbito da aplicação da Directiva-Quadro da Água, *WFD*. Este processo de intercalibração visa originar uma forma de avaliação da qualidade ecológica dos cursos de água, em que todos os países comparam o comportamento dos respectivos índices nacionais através de uma métrica comum dita de intercalibração.

Quadro 9.2: Índices de qualidade ecológica da água e seu peso relativo, em percentagem, no cálculo do índice multimétrico ICM.

ÍNDICES DE QUALIDADE	PESO RELATIVO %
Numero total de taxa	27.5
EPT	10
ASPT'	30
<i>Evenness</i> ou Equitabilidade (Pielou)	10
Log Sel ETD	22.5
TOTAL	100

As métricas que entram na composição do ICM dependem de vários parâmetros de qualidade biológica como a composição, a abundância e a diversidade da comunidade bentónica, e respondem a diversos factores de perturbação ambiental ou *stressors*, tais como o grau de alteração hidromorfológico do troço e/ou o grau de contaminação orgânica ou tóxica a que está submetido. Este conjunto de índices revelou ser consistente na avaliação da degradação ambiental e responder aos requisitos das definições normativas das classes de qualidade incluídas na Directiva-Quadro da Água (Bernardo, 2004)

O **número total de taxa (NTT)** representa o número total de taxa, neste caso famílias, encontrados num local de amostragem. O valor obtido é um valor absoluto, e geralmente aumenta de acordo com a elevação da qualidade da água e da heterogeneidade de habitat (a variabilidade desta métrica está muito dependente de factores como a velocidade de corrente e o substrato).

É de salientar que, embora valores elevados de riqueza de famílias estejam associados a águas limpas, algumas situações prístinas de cabeceira poderão apresentar um baixo valor deste índice devido à sua baixa produtividade natural e à consequente reduzida capacidade de suporte do meio (Plafkin *et al*, 1989).

O índice **EPT** (Plafkin *et al*, 1989) soma o número de famílias encontrado numa amostra pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Este índice

aumenta de acordo com o aumento da qualidade da água já que a presença destas três ordens está geralmente correlacionada com uma boa qualidade da água dado serem muito sensíveis à contaminação.

Utilizou-se também o índice **ASPT'**, adaptado do ASPT (*Average Score Per Taxon*) britânico (Armitage *et al.*, 1983) para a Península Ibérica (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Este índice calcula-se dividindo o valor obtido no índice BMWP' pelo número de famílias pontuadas presentes na amostra. O índice ASPT explica uma maior proporção da variância dos dados ambientais e é menos sensível do que o BMWP' relativamente a variações sazonais. Como tem um grande poder estatístico necessita de um menor esforço de amostragem para detectar alterações causadas por perturbações (Armitage *et al.*, 1983).

O índice **BMWP'** (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996) é uma adaptação para a Península Ibérica do índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*) britânico (Armitage *et al.*, 1983). Neste índice procede-se a uma ordenação das famílias de macroinvertebrados aquáticos existentes em 10 grupos (Quadro 9.3), seguindo um gradiente desde a menor tolerância à maior tolerância à poluição das águas (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Deste modo, a cada família corresponde uma pontuação entre 1 e 10; independentemente do número de espécies que possam ser encontradas numa família ela é pontuada apenas uma única vez. As famílias com baixa tolerância à contaminação apresentam pontuações altas e as famílias muito tolerantes à contaminação têm pontuações baixas (Armitage *et al.*, 1983). Para cada colheita efectua-se o somatório das pontuações obtidas por cada família identificada e faz-se corresponder o valor total obtido a uma determinada classe de qualidade da água (Quadro 9.4 adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Como referem Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) há necessidade de reconhecer situações intermédias; neste contexto, todos os valores de índice obtidos que se encontrem cinco unidades a cima ou abaixo dos limites estabelecidos (Quadro 9.4) consideram-se estar entre duas classes de qualidade.

Quadro 9.3: Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para cálculo do índice BMWP' (adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996).

Família	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae	10
Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae Nemouridae	7
Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae, Ferrissidae Hydroptilidae Unionidae	6
Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, Caenidae Halplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Osmilydae, Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae, Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dysticidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Pisidae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as famílias), Syrphidae	1

Quadro 9.4: Classes de qualidade e significado dos valores de BMWP' (adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996).

	Qualidade	Valor	Significado
I	"Boa"	>150	Águas muito limpas
		101-120	Águas não contaminadas ou não alteradas de modo sensível
II	"Aceitável"	61-100	São evidentes alguns efeitos de contaminação
III	"Duvidosa"	36-60	Águas contaminadas
IV	"Crítica"	16-35	Águas muito contaminadas
V	"Muito crítica"	<15	Águas fortemente contaminadas

Para caracterizar a proporcionalidade na distribuição dos indivíduos observados numa amostra pelas várias famílias encontradas, utilizou-se o índice de **equitabilidade** de **Pielou** ou *evenness*. O resultado deste índice dá-nos o grau de afastamento da diversidade de uma dada amostra (H') relativamente à diversidade máxima que poderia ser obtida considerando o mesmo número de taxa ($H' \text{ max} = \log_2 S$). Então:

$$E = H'/H' \text{ max} = H'/\log_2 S$$

onde

E = índice de equitabilidade

H' = índice de diversidade

S = número de taxa (neste caso famílias) observados

O valor de E varia entre 0 e 1; valores muito próximos de zero correspondem a situações onde há dominância de uma/poucas espécie(s) ou família(s) com um elevado número de indivíduos relativamente ao total da amostra considerada, enquanto que valores mais próximos de 1 indicam que há uma distribuição muito equitativa do número total de indivíduos pelos vários taxa encontrados na amostra.

O índice de **Shannon-Weaver** (ou Shannon-Wiener) é uma métrica amplamente usada para calcular a diversidade biológica existente em qualquer tipo de ecossistema. Baseia-se na proporção e número dos taxa observados, ou seja caracteriza a heterogeneidade biológica, e é expresso pela equação:

$$H' = - \sum (N_i/N) \times \log_2 (N_i/N)$$

onde

H' = índice de diversidade biológica

N = número total de indivíduos observados

N_i = número total de indivíduos num taxa de ordem i

i = número de taxa observados, de 1 a S

O valor de H' varia, na natureza, entre 0,5, diversidade muito reduzida, podendo indicar situações de stress ambiental, e 4,5 grande diversidade, caso de comunidades muito complexas e em equilíbrio.

O índice **log Sel ETD** está relacionado com a presença e abundância de taxa sensíveis à contaminação orgânica e de nutrientes e às alterações hidromorfológicas dos cursos de água. É calculado da seguinte forma:

$$\text{log Sel EDT} = \log (1 + \text{número de indivíduos de taxa seleccionados das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Diptera})$$

Os taxa seleccionados são:

Ephemeroptera- Família Heptageniidae, Géneros *Ecdyonurus* e *Rhithrogena*; Família Ephemeridae, Género *Ephemer*; Família Leptophlebiidae, Género *Paraleptophlebia*; Família Baetidae, Géneros *Procloeon* e *Centroptilum*.

Trichoptera- Famílias Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae e Polycentropodidae.

Diptera- Famílias Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae e Stratiomyidae.

Realizaram-se também correlações de Spearman entre os valores dos índices calculados e os parâmetros físico-químicos recolhidos em cada amostragem (Temperatura, pH, Condutividade e Oxigénio dissolvido), de modo a identificar se algum destes parâmetros da massa de água influenciaria significativamente a composição da comunidade macrobentónica ao longo da ribeira e ao longo do período de tempo considerado.

O mesmo procedimento estatístico foi utilizado relacionando os valores dos índices com os valores de caudal medidos nas estações D, A e M da ribeira de Almansor (Figura 9.1).

9.3. RESULTADOS

No período de estudo amostrou-se um total de 19497 indivíduos. O Quadro 9.5 ilustra o número total de indivíduos encontrados por estação e por época de amostragem.

Quadro 9.5: Número total de indivíduos registado por amostra nas várias estações de amostragem da ribeira de Almansor para o período 2001-2004.

Estação \ Ano	Ano			
	2001	2002	2003	2004
D	142	26	695	1164
O	-	-	-	2151
C	19	7	-	-
B	2	358	2393	3340
P	-	-	-	1125
A	9	1071	1509	716
IIA		527		
M	7	926	1229	2081

Os taxa identificados nas várias estações de amostragem desde o ano de 2001 até ao ano de 2004 estão patentes no Quadro 9.6.

9.3.1 Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos

ESTAÇÃO D

Observou-se sempre uma predominância de indivíduos da família Chironomidae (ordem Diptera) sobre as outras famílias registadas nos quatro anos amostrados (Figura 9.2). Estes indivíduos não são considerados indicadores de uma boa qualidade da água nos rios possuindo adaptações fisiológicas que lhes permitem viver em situações de quase ausência total de oxigénio dissolvido na água, tais como a presença de hemoglobina na hemolinfa de algumas espécies permitindo a captação eficaz de oxigénio, ou a existência de tubos respiratórios na extremidade abdominal (Puig, 1999). Complementarmente, esta família apresenta também uma estratégia trófica “generalista”, o que em muito contribui para a sua ampla distribuição pelos diversos ecossistemas dulciaquícolas (Puig, 1999; Tachet *et al.* 2000).

Em 2001 observou-se também a presença de indivíduos das famílias Dytiscidae, Haliplidae, Hydraenidae e Hydrophilidae, pertencentes à ordem Coleoptera; Ceratopogonidae e Culicidae da ordem Diptera, Heptageniidae e Leptophlebiidae da ordem Ephemeroptera, Physidae da classe Gastropoda, Corixidae, Naucoridae e Notonectidae da ordem Heteroptera, Coenagrionidae e Libellulidae da ordem Odonata (Figura 9.2).

Além de Chironomidae, as famílias mais abundantes foram Notonectidae, Corixidae, Physidae, Dytiscidae, e Culicidae. Estas famílias são consideradas como muito tolerantes à contaminação orgânica, entrada de nutrientes e, à redução de caudal; as famílias Notonectidae e Culicidae são mesmo consideradas como indicadoras de problemas na qualidade ecológica dos rios, apresentando a primeira família uma preferência por águas sem corrente (Puig, 1999).

No entanto, a presença de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae e Leptophlebiidae e Coenagrionidae deveriam indicar um estado de água não contaminada e um habitat estável e não adulterado (Puig, 1999).

Verificou-se a presença de apenas três famílias em 2002: Chironomidae e Culicidae da ordem Diptera, e Agriotypidae da ordem Hymenoptera (Figura 9.2). Estas famílias já foram referidas como indicadoras de situações de degradação. Os Agriotypidae são parasitas de outros macroinvertebrados na sua fase larvar, vivendo num casulo e respirando oxigénio atmosférico a partir de um tubo, não tendo particular importância como taxa indicador da qualidade ecológica de um curso (Puig, 1999; Tachet *et al.*, 2000).

Em 2003 observou-se a presença de indivíduos dos seguintes taxa: famílias Dytiscidae, Elmidae e Haliplidae (ordem Coleoptera); família Cambaridae e ordem Ostracoda (classe Crustacea); famílias Ceratopogonidae, Chironomidae, Culicidae, Dolichopodidae, Simuliidae, Tabanidae e Tipulidae (ordem Diptera); famílias Baetidae, Caenidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera); famílias Ancyliidae e Physidae (classe Gastropoda); família Corixidae (ordem Heteroptera); família Pyralidae (ordem Lepidoptera); família Coenagrionidae (ordem Odonata); classe Oligochaeta; e família Perlodidae (ordem Plecoptera).

A maior abundância de indivíduos ocorreu nas famílias Chironomidae, Caenidae, Simuliidae e na classe Oligochaeta.

A presença e abundância dos Caenidae pode estar associada a contaminação orgânica, redução de caudal ou a qualquer circunstância que promova um aumento de sedimentação e acelere a decomposição da matéria orgânica, já que estas condições favorecem o aumento de densidade das populações desta família (Puig, 1999), cujos indivíduos são omnívoros e bem adaptados a ambientes com deposição de sedimentos orgânicos e baixas concentrações de oxigénio dissolvido na água (Puig, 1999).

A ocorrência de Simuliidae indica a existência de algum caudal já que são estritamente reófilos, mas também a possibilidade de haver um incremento na carga de matéria orgânica no curso de água (Puig, 1999).

Os Oligochaeta encontram-se amplamente distribuídos e muitas famílias apresentam tolerância à contaminação orgânica, diminuição do nível de oxigénio dissolvido na água e redução de caudal (Puig, 1999).

Evidencia-se, no entanto, a ocorrência nesta amostra do maior agrupamento de taxa de macroinvertebrados pouco tolerantes à contaminação orgânica e à redução de caudal como as famílias Baetidae, Elmidae; Ephemerellidae; Leptophlebiidae; Coenagrionidae e Perlodidae, relativamente a todas as outras estações e épocas de amostragem. Embora o número de indivíduos destas famílias tenha sido baixo, foi superior ao observado em 2001 considerando as famílias que ocorreram em ambos os períodos (Figura 9.2), não tendo sido encontrado em 2002 nenhum taxa pouco tolerante à contaminação.

Chironomidae, Simuliidae e Oligochaeta são os taxa com maior abundância de indivíduos em 2004. O número de indivíduos de cada taxa neste ano revelou-se menor face ao registado para os mesmos taxa nos anos anteriores, exceptuando o caso de

Chironomidae, Simuliidae, Cambaridae e Oligochaeta. Para além destas taxa, observou-se ainda a presença de Dytiscidae (ordem Coleoptera), Asellidae (classe Crustacea), Ceratopogonidae e Limoniidae (ordem Diptera), Baetidae e Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera), Ancyliidae e Physidae (classe Gastropoda), Corixidae (ordem Heteroptera), e Nemouridae (ordem Plecoptera).

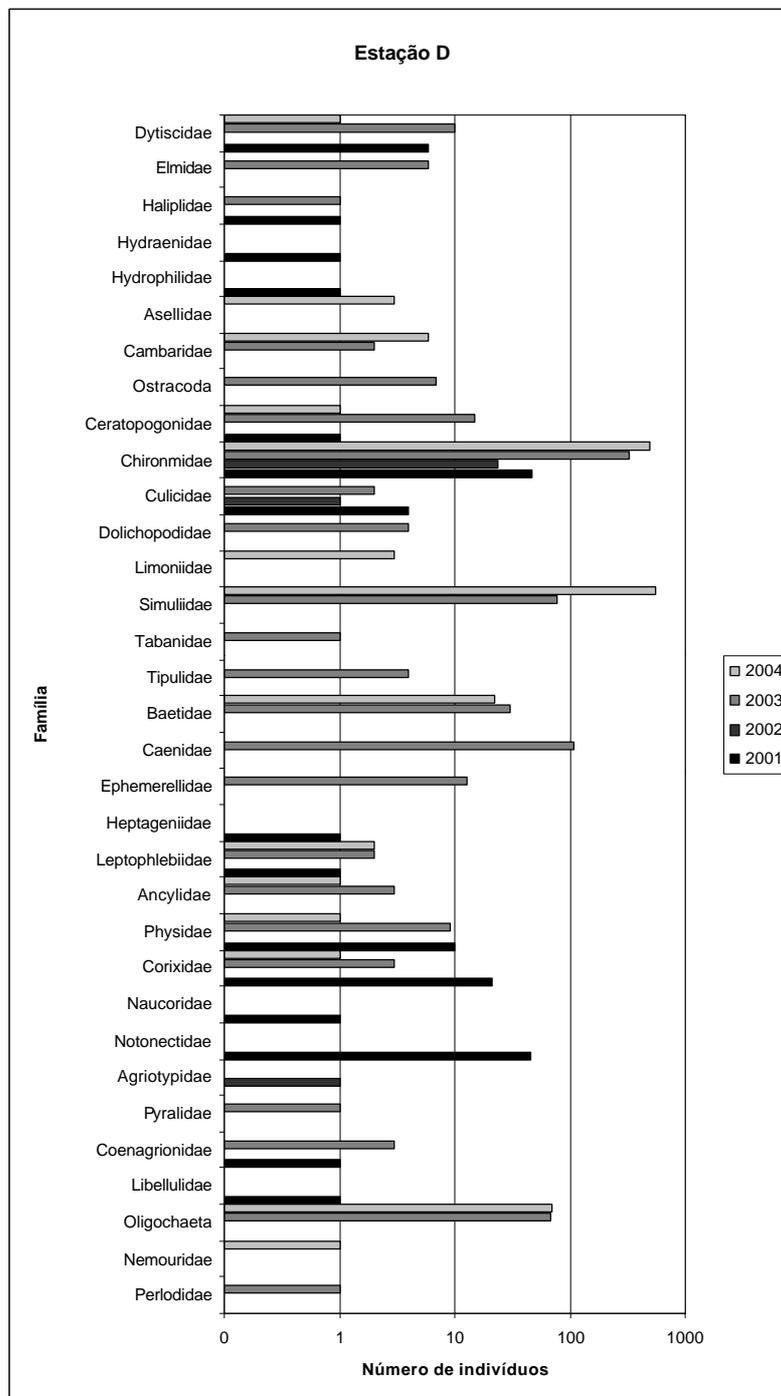


Figura 9.2 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação D (2001 a 2004).

Neste período, diminuiu o número de taxa mais sensíveis à contaminação e alteração de caudal face a 2003, ocorrendo apenas Baetidae, Leptophlebiidae e Nemouridae. Observou-se pela primeira vez a presença de Asellidae (Figura 9.2), particularmente tolerantes a cargas poluentes orgânicas, contaminação térmica e fortes reduções de caudal (Puig, 1999).

Estação O

Na estação O, amostrada em 2004, observaram-se indivíduos dos seguintes taxa: família Dytiscidae (ordem Coleoptera), família Asellidae e ordem Ostracoda (classe Crustacea), famílias Chironomidae, Limoniidae, Simuliidae e Tipulidae (ordem Diptera), famílias Baetidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera), famílias Ancylidae e Physidae (classe Gastropoda), família Corixidae (ordem Heteroptera), família Pyralidae (ordem Lepidoptera), classe Oligochaeta, e famílias Nemouridae e Perlodidae (ordem Plecoptera) (Figura 9.3).

Os taxa mais abundantes foram, por ordem decrescente de abundância, Simuliidae e Chironomidae, seguidos por Oligochaeta, Baetidae e Limoniidae (Figura 9.3).

Nesta estação verifica-se que também os organismos mais abundantes pertencem a taxa particularmente tolerantes à contaminação orgânica.

No entanto, o facto de os Simuliidae serem mais abundantes do que os Chironomidae parece sugerir a importância da água corrente e do conseqüente maior oxigénio dissolvido.

Salienta-se também a presença de organismos bastante sensíveis às perturbações do meio, como Baetidae, Ephemerellidae, Leptophlebiidae, Nemouridae e Perlodidae (Figura 9.3).

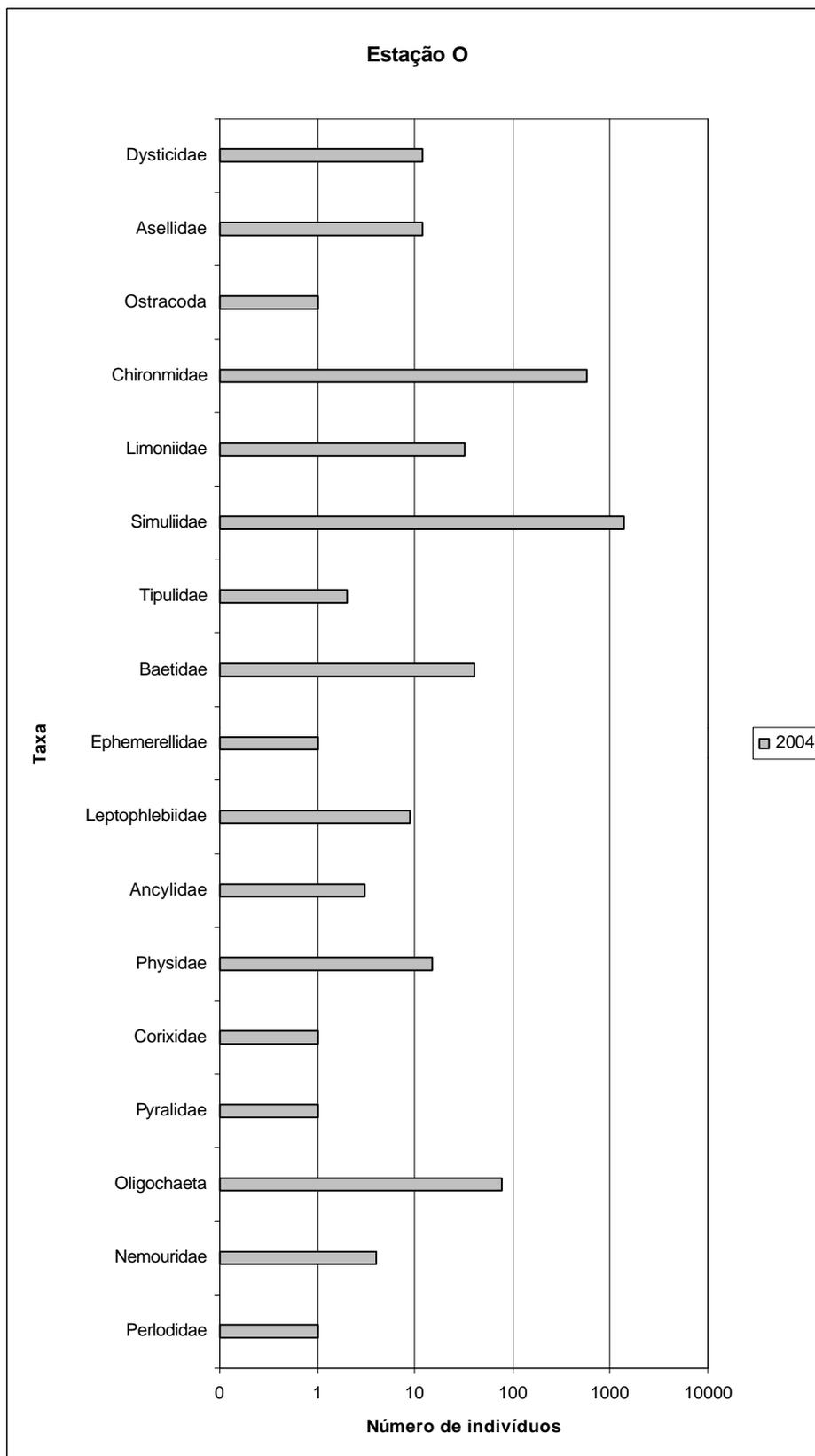


Figura 9.3 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação O (2004).

Estação C

Os organismos mais abundantes encontrados na estação C na amostra de 2001 pertenceram a Oligochaeta, Chaoboridae e Chironomidae (Diptera), e a Atyidae (Crustacea) (Figura 9.4).

Foram ainda encontrados Aracnida, Culicidae e Simuliidae (ordem Diptera); Gerridae, Mesoveliidae, Naucoridae e Veliidae (ordem Heteroptera); Agriotypidae (ordem Hymenoptera); e Libellulidae (ordem Odonata) (Figura 9.4). Neste ano não se encontrou nenhuma taxa particularmente sensível à contaminação orgânica e/ou de nutrientes, além de que os taxa referidos estão particularmente bem adaptados a reduções de caudal.

Relativamente a 2002, apenas se observaram indivíduos pertencentes a duas famílias da ordem Diptera, Chironomidae e Simuliidae, sendo bastante mais abundantes os Chironomidae. Além de um empobrecimento nítido da comunidade face a 2001, com a perda de 12 taxa, mantiveram-se exclusivamente organismos altamente tolerantes às perturbações do meio (Figura 9.4).

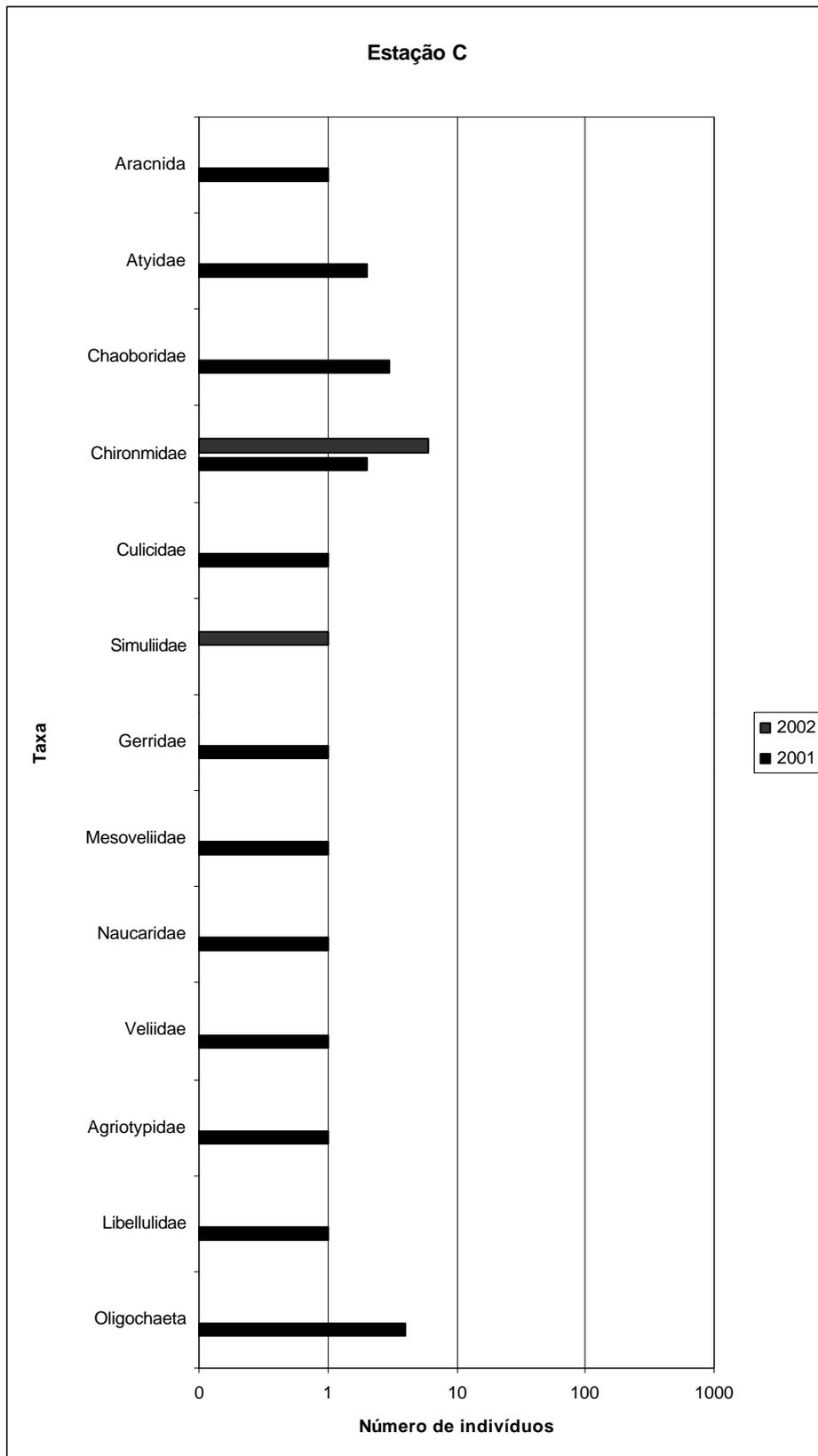


Figura 9.4 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação C (2001 e 2002).

Estação B

A estação B em 2001 apresentou apenas dois indivíduos pertencendo um à família Chironomidae e o outro à família Chaoboridae, da ordem Diptera (Figura 9.5).

Ambas as famílias são consideradas como muito tolerantes à contaminação orgânica do meio e a baixos níveis de oxigénio dissolvido (Puig, 1999).

Em 2002, verificaram-se os seguintes taxa: Hydrophilidae (ordem Coleoptera); Chironomidae, Empididae, Ptychopteridae e Simuliidae (ordem Diptera); Baetidae e Caenidae (ordem Ephemeroptera); Physidae (classe Gastropoda); e Ecnomidae (ordem Trichoptera) (Figura 9.5).

Nesta estação Chironomidae foi o taxa mais abundante (Figura 9.5), seguido de Simuliidae e Caenidae. Apesar de os indivíduos mais abundantes serem os menos sensíveis à contaminação, é de notar a presença de Baetidae e de um indivíduo de Ecnomidae, sendo este taxa considerado como bastante sensível à contaminação.

Em 2003 observaram-se Dytiscidae (ordem Coleoptera), Cambaridae e ordem Ostracoda (classe Crustacea), Chironomidae, Dolichopodidae e Simuliidae (ordem Diptera), Baetidae, Caenidae e Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera), Ancyliidae, Ferrissidae e Physidae (classe Gastropoda), e Oligochaeta. A família Chironomidae surge, novamente, como a detentora de maior número de efectivos. Seguem-se por ordem de abundância Simuliidae, Oligochaeta e Ancyliidae (Figura 9.5).

O número de indivíduos observado em cada taxa aumentou relativamente a 2002, à excepção de Caenidae (Figura 9.5). Embora continuem a predominar os organismos mais tolerantes, esta amostra revelou também a presença de mais uma família – Leptophlebiidae- de organismos sensíveis à contaminação e perturbações do meio aquático assim como o taxon Baetidae já observado em 2002.

A amostra de 2004 apresentou Dytiscidae (ordem Coleoptera), Chironomidae, Limoniidae, Psychodidae e Simuliidae (ordem Diptera), Baetidae (ordem Ephemeroptera), Ancyliidae, Ferrissidae e Physidae (classe Gastropoda), Nemouridae (ordem Plecoptera), ordem Ostracoda (classe Crustacea) e Oligochaeta (Figura 9.5).

Os taxa mais abundantes foram os mesmos já referidos para 2003 (Chironomidae, Simuliidae, Ancyliidae e Oligochaeta), sendo os Simuliidae os mais abundantes em 2004. O número de indivíduos de Dytiscidae, Ostracoda, Baetidae, Ancyliidae e de Oligochaeta foi superior ao registado em 2003 (Figura 9.5). A nível de taxa sensíveis à poluição orgânica observou-se uma diminuição, mantendo-se os Baetidae, mas não se

registando a presença de Ephemeroptera. Verificou-se no entanto a presença de alguns indivíduos da família Nemouridae, sensível à contaminação orgânica (Puig, 1999).

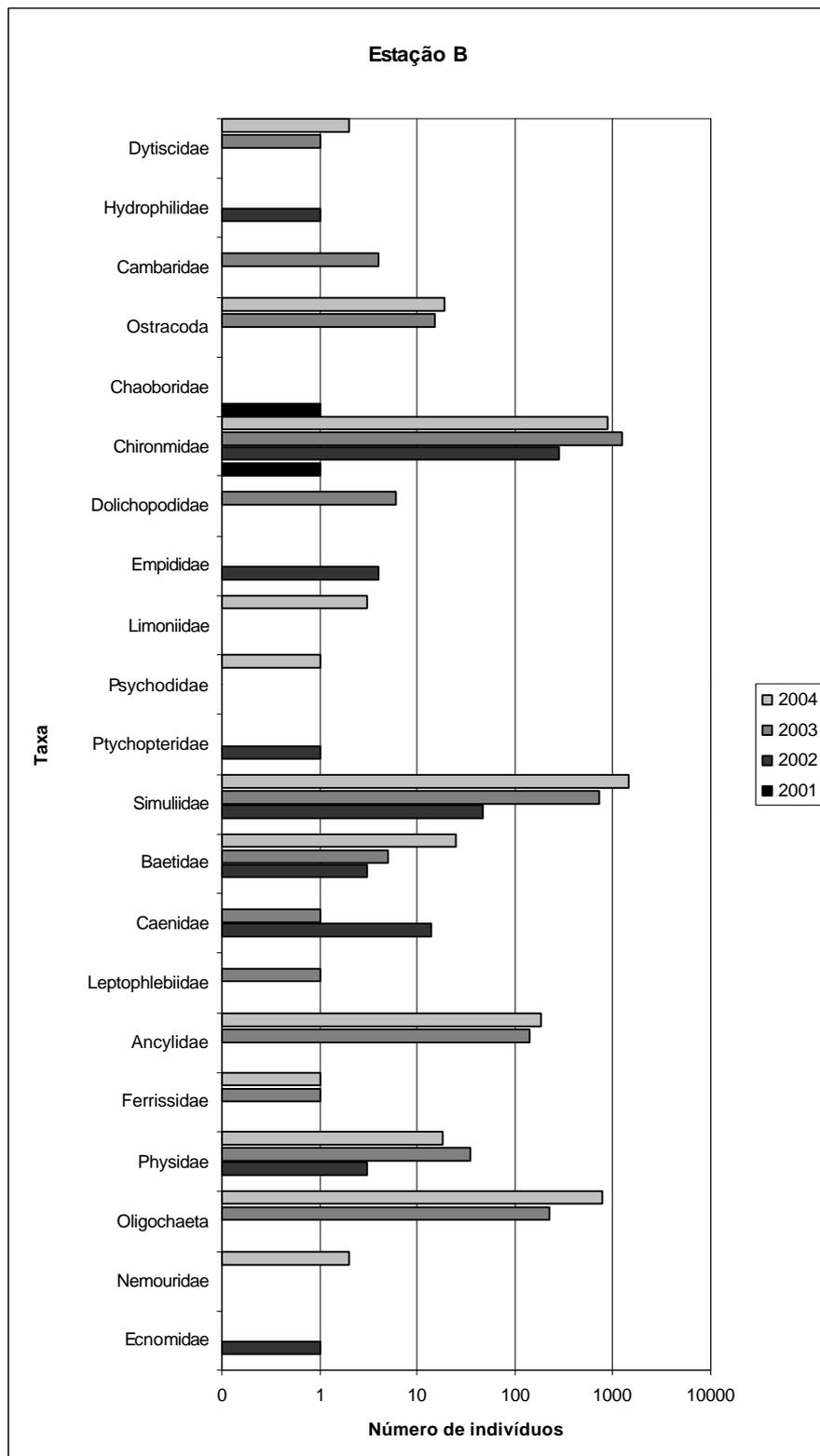


Figura 9.5 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação B (2001a2004).

Estação P

A estação P, amostrada na Primavera de 2004, apresentou Dytiscidae (ordem Coleoptera), Cambaridae (classe Crustacea), Chironomidae e Simuliidae (ordem Diptera), Baetidae (ordem Ephemeroptera), Ancyliidae, Ferrissidae e Physidae (classe Gastropoda), Ostracoda (classe Crustacea) e Oligochaeta. A família Simuliidae foi o taxa mais abundante, seguida de Chironomidae e Oligochaeta. (Figura 9.6). A família Baetidae foi a única representante do grupo de taxa mais sensíveis à contaminação orgânica, apresentando um número razoável de efectivos.

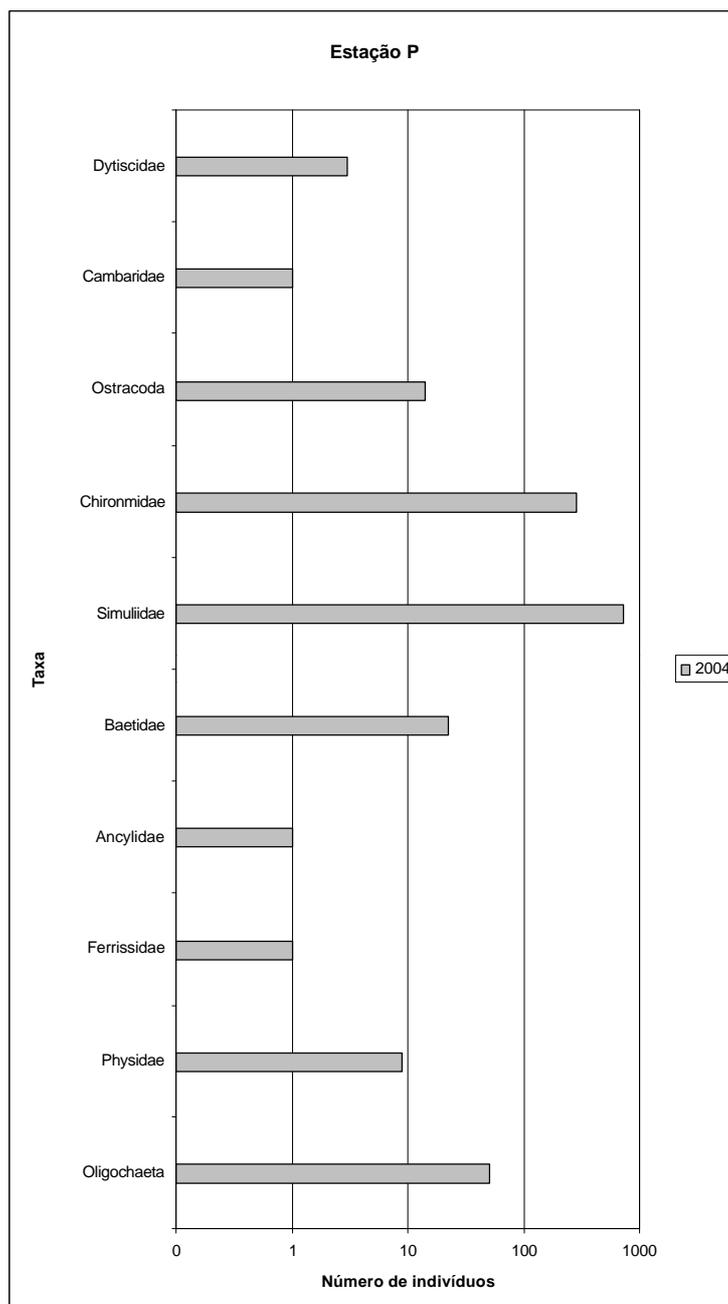


Figura 9.6 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação P (2004).

Estação A

Em 2001 observou-se a presença dos seguintes taxa na estação A: Chironomidae e Culicidae (ordem Diptera), Caenidae (ordem Ephemeroptera), e Corixidae e Notonectidae (ordem Heteroptera) (Figura 9.7).

O número total de indivíduos observado foi muito baixo (9 indivíduos) (Quadro 9.5) predominando os Chironomidae (Figura 9.7). Com exceção dos Caenidae todos os taxa observados em 2001 são muito tolerantes à contaminação orgânica e à redução de caudal.

Na amostra de 2002 verificou-se um aumento considerável de taxa relativamente a 2001. Foram observadas as seguintes famílias: Dytiscidae, Elmidae, Haliplidae e Hydrophilidae (ordem Coleoptera); Ceratopogonidae, Chaoboridae, Chironomidae, Culicidae, Empididae, Muscidae, Simuliidae e Tipulidae (ordem Diptera); Baetidae e Caenidae (ordem Ephemeroptera); Hydrobiidae e Physidae (classe Gastropoda); Mesoveliidae (ordem Heteroptera); Mermethoidea (classe Nematoda); e, Hydroptilidae (Ordem Trichoptera). Foram também identificados indivíduos pertencentes à classe Aracnida e à ordem Ostracoda (classe Crustacea).

O taxon mais abundante foi novamente Chironomidae, seguindo-se Simuliidae, Dytiscidae e Physidae.

No que respeita a taxa sensíveis à poluição orgânica observou-se a presença de alguns Baetidae e de um indivíduo da família Elmidae (Figura 9.7).

Em 2002 observou-se um maior número de indivíduos na maioria dos taxa registados também nas restantes épocas, exceptuando Ostracoda, Simuliidae, Baetidae e Physidae.

Em 2003 ocorreram os seguintes taxa: Dytiscidae (ordem Coleoptera); Cambaridae e Ostracoda (classe Crustacea); Ceratopogonidae, Chironomidae e Simuliidae (ordem Diptera); Baetidae (ordem Ephemeroptera); Ferrissidae e Physidae (classe Gastropoda); Corixidae (ordem Heteroptera); Oligochaeta; e Hydropsychidae (Ordem Trichoptera) (Figura 9.7).

O número de taxa observados foi menor do que em 2002 e apenas a família Baetidae representou os organismos mais sensíveis à contaminação orgânica, importando referir que apresentou também o maior número de indivíduos para o conjunto das quatro amostragens (Figura 9.7).

Os Chironomidae revelaram-se, mais uma vez, como a família mais abundante, seguindo-se, por ordem decrescente, Simuliidae, Oligochaeta, Baetidae, Physidae e Ostracoda (Figura 9.7).

Em 2004 registaram-se os seguintes taxa: Dytiscidae e Hydrophilidae (ordem Coleoptera); Cambaridae e Ostracoda (classe Crustacea); Chironomidae, Empididae, Psychodidae e Simuliidae (ordem Diptera); Baetidae e Caenidae (ordem Ephemeroptera); Physidae (classe Gastropoda); Libellulidae (ordem Odonata); e Oligochaeta (Figura 9.7). Os taxa mais abundantes foram Chironomidae, Oligochaeta, Simuliidae, Physidae e Ostracoda. A classe Oligochaeta surgiu com maior abundância relativamente ao ano anterior (Figura 9.7).

Baetidae foi o único taxa sensível à contaminação orgânica e perturbações do meio observado, e notou-se um decréscimo acentuado no número de indivíduos face a 2003 (Figura 9.7).

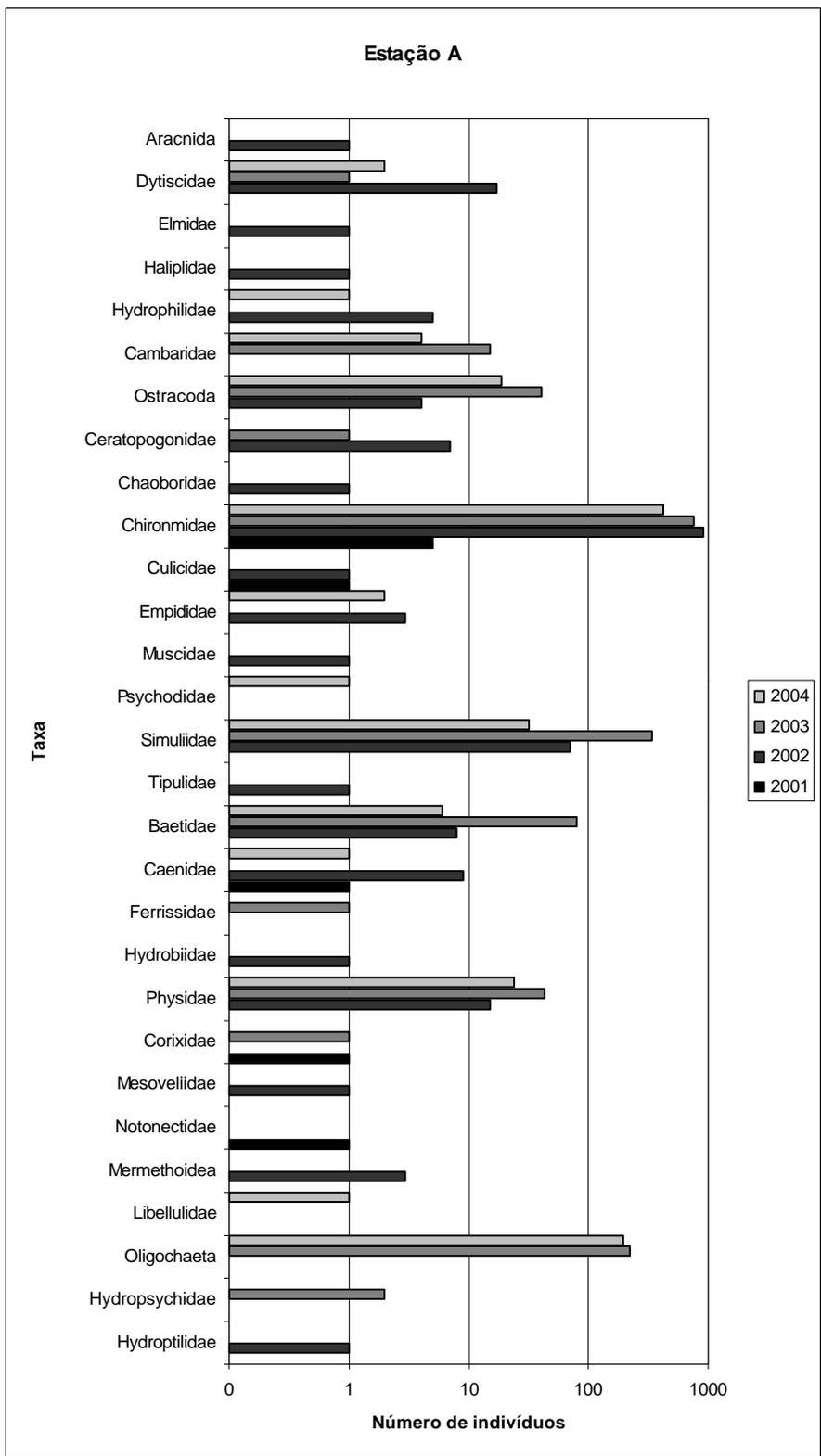


Figura 9.7 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação A (2001 a 2004).

Estação IIA

Em 2002 observou-se a presença dos seguintes taxa na estação IIA: Pisidiidae (classe Bivalves); Dytiscidae (ordem Coleoptera); Atyidae (classe Crustacea); Ceratopogonidae, Chironomidae, Dixidae, Muscidae, Psychodidae e Simuliidae (ordem Diptera); Baetidae, Caenidae, Ephemerellidae e Siphonuridae (ordem Ephemeroptera); Ancylidae, Ferrissidae e Physidae (classe Gastropoda); Corixidae (ordem Heteroptera); e Hydropsychidae (ordem Trichoptera) (Figura 9.8).

Caenidae foi o taxa com maior número de indivíduos, tendo sido este o único local em que não predominaram Chironomidae ou outra família da ordem Diptera (Figura 9.8). Verificou-se também que tão abundantes quanto os Chironomidae foram os efemerópteros Baetidae. Seguidamente, por ordem decrescente de abundância, ocorreram as famílias Simuliidae, Ephemerellidae, Ancylidae e Atyidae (Figura 9.8).

Na estação IIA registou-se um número mais elevado de efectivos de famílias da ordem Ephemeroptera relativamente às outras estações de amostragem, revelando também a presença de taxa indicadores de boa qualidade da água como Baetidae, Ephemerellidae, Atyidae e, muito particularmente, os efemerópteros Siphonuridae, considerados como indicadores de águas limpas e bem oxigenadas (Puig, 1999).

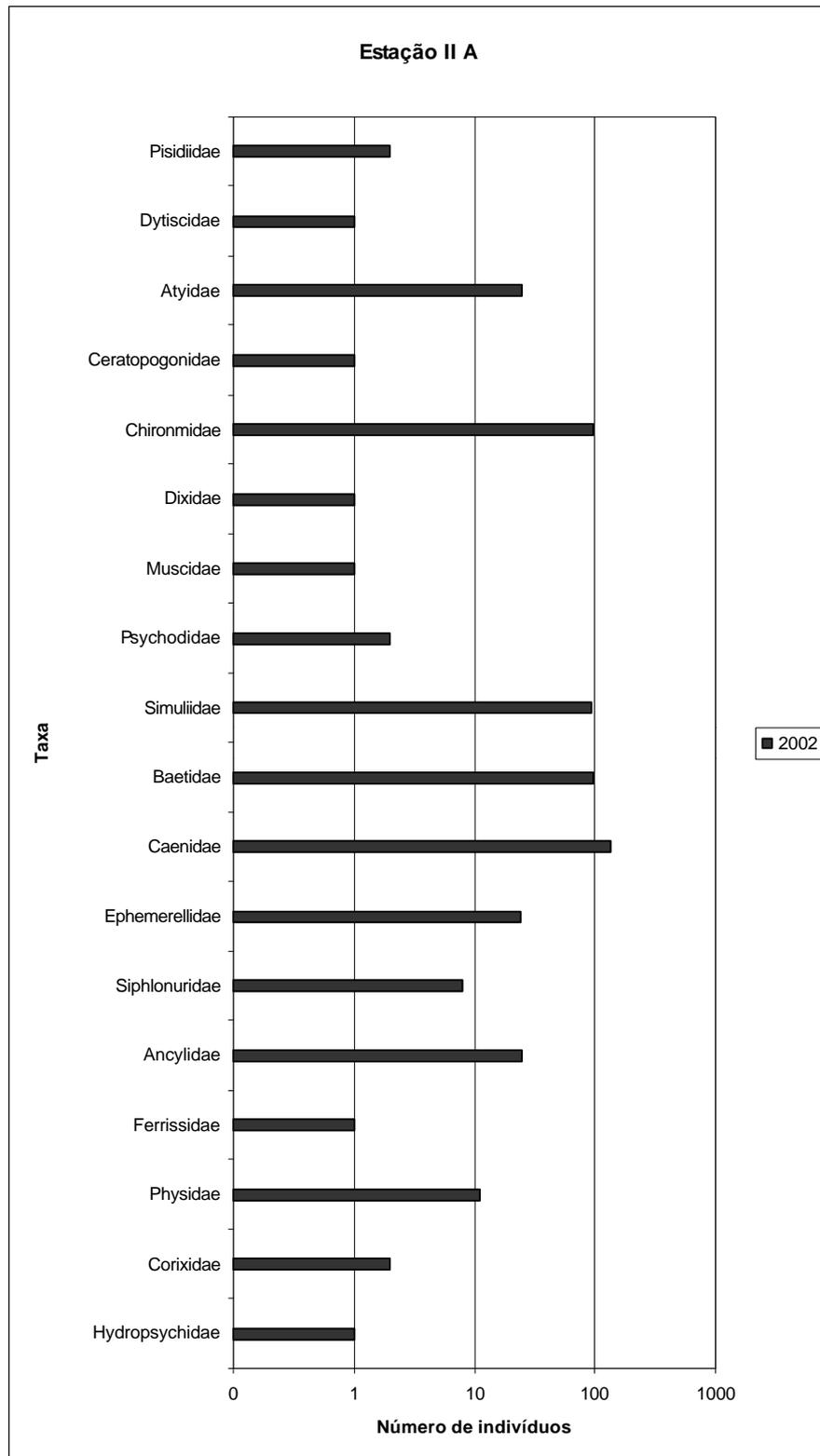


Figura 9.8 - Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação IIA (2002).

Estação M

A estação M, em 2001, apresentou os seguintes taxa: Hydraenidae (ordem Coleoptera); Chironomidae (ordem Diptera); Physidae (classe Gastropoda); Notonectidae (ordem Heteroptera); e Agriotypidae (ordem Hymenoptera). As famílias Hydraenidae e Physidae foram as mais abundantes (Figura 9.9), sendo de referir que o número total de indivíduos presente na amostra foi muito baixo ($n=7$). Os restantes taxa observados foram representados por um único indivíduo cada (Quadro 9.5). Salienta-se a presença da família Notonectidae considerada indicadora de poluição e redução de caudal (Puig, 1999).

Em 2002 observou-se um aumento considerável no número de taxa face a 2001. Os taxa identificados foram Dytiscidae, Gyrinidae e Hydrophilidae (ordem Coleoptera); Cambaridae (classe Crustacea); Ceratopogonidae, Chironomidae, Muscidae e Simuliidae (ordem Diptera); Baetidae, Caenidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera); Ancylidae e Physidae (classe Gastropoda); Aphelocheiridae, Gerridae, Hebridae e Mesoveliidae (ordem Heteroptera); Osmyliidae (ordem Planipennes); Hydropsychidae e Hydroptilidae (ordem Trichoptera); e Oligochaeta (Figura 9.9).

O taxa mais abundante foi Simuliidae. Seguiram-se Chironomidae, Baetidae e Ceratopogonidae. Apesar de predominarem os organismos da ordem Diptera destaca-se o facto de em 2002 os efemerópteros Baetidae se apresentarem como o terceiro taxa mais abundante.

Dentro dos taxa considerados como indicadores de boa qualidade ecológica da água já que são muito pouco tolerantes à contaminação em 2002 ocorreram Ephemeroptera (Baetidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae) e uma família da ordem Heteroptera (Aphelocheiridae).

Em 2003 registaram-se menos taxa face ao ano anterior, sendo identificados organismos pertencentes aos Erpobdellidae (classe Achaeta); Cambaridae (classe Crustacea); Chironomidae e Simuliidae (ordem Diptera); Baetidae, Caenidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera); Ancylidae e Physidae (classe Gastropoda); classe Oligochaeta; e Perlodidae (ordem Plecoptera) (Figura 9.9).

Os Simuliidae constituíram o taxa mais abundante em 2003, seguido de Chironomidae e, em terceiro lugar, pelos efemerópteros Baetidae (Figura 9.9). O número de

indivíduos dos taxa comuns a 2001 e 2003 foi superior em 2003 face aos anos anteriores, excepto para as famílias Chironomidae e Physidae (Figura 9.9).

Em termos de presença de organismos sensíveis à contaminação, mantiveram-se os efemerópteros Baetidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae e, embora desaparecesse a família de heterópteros Aphelocheiridae, foi identificado um indivíduo como pertencendo à família Perlodidae (ordem Plecoptera).

Em 2004 foram identificados os seguintes taxa: Dytiscidae (ordem Coleoptera); Cambaridae e ordem Ostracoda (classe Crustacea); Ceratopogonidae, Chironomidae, Limoniidae, Simuliidae, Tabanidae e Tipulidae (ordem Diptera); Baetidae, Caenidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera); Ancyliidae (classe Gastropoda); Oligochaeta; e Nemouridae (ordem Plecoptera) (Figura 9.9).

O taxa mais abundante foi novamente a família Simuliidae, seguido de Chironomida, Baetidae e Oligochaeta (Figura 9.9). O número total de indivíduos neste ano foi superior ao registado nos anteriores e o número de indivíduos por taxa presentes nas várias amostras também se revelou superior em 2004, excepto para as famílias Cambaridae, Ceratopogonidae, Caenidae, Leptophlebiidae e Ancyliidae.

Manteve-se a presença das três famílias de efemerópteros sensíveis à poluição orgânica, Baetidae, Ephemerellidae e Leptophlebiidae, com um incremento de efectivos para as duas primeiras. Foi também identificado um indivíduo da família Nemouridae (ordem Heteroptera), já descrito como indicador de boa qualidade ecológica da água,.

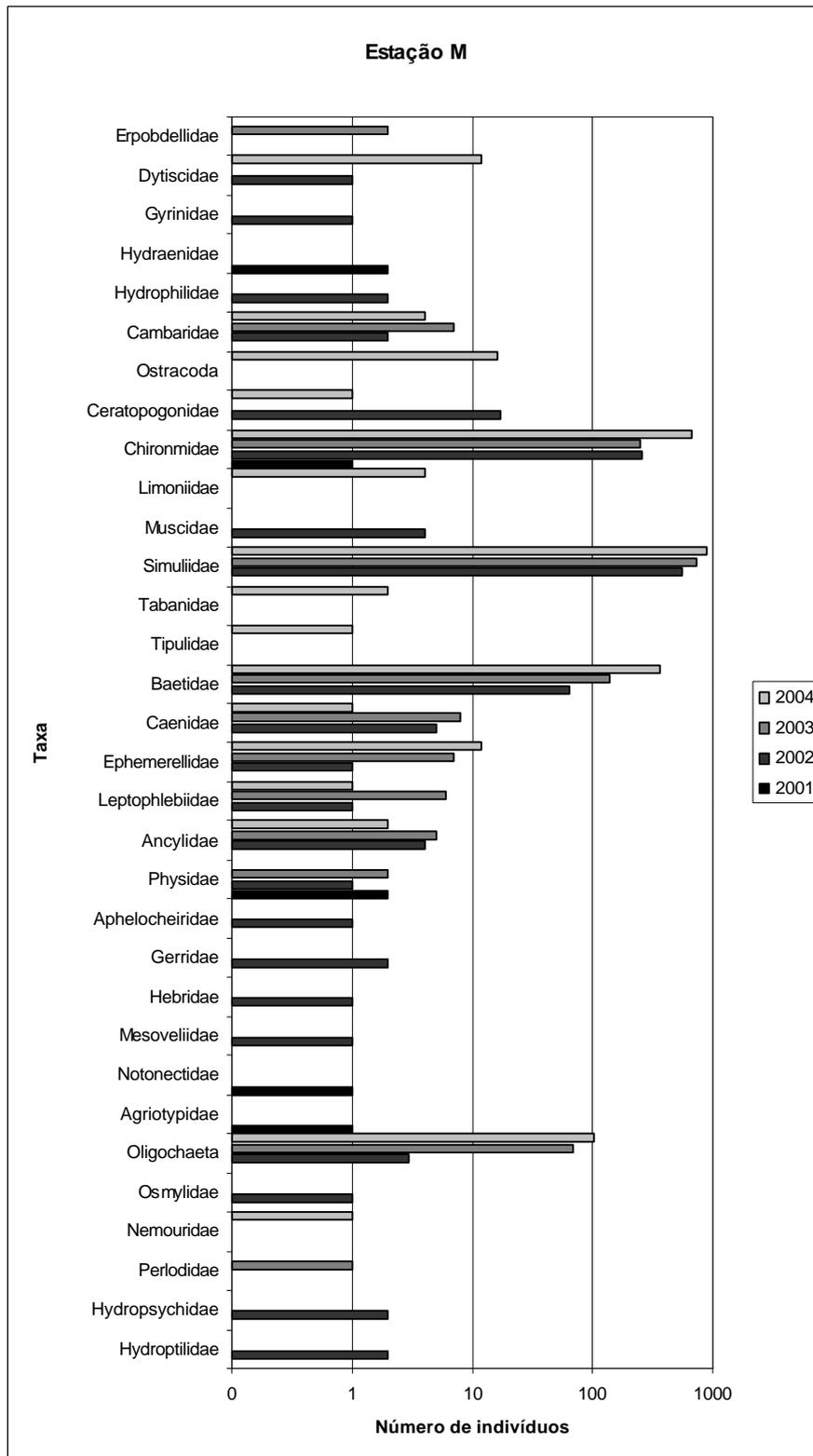


Figura 9.9 – Ribeira de Almansor: Número de indivíduos observado por família na estação M (2001-2004).

9.3.2 Índices de qualidade ecológica da água

Índice Número Total de Taxa (NTT)

O número total de taxa apresentou o seu valor mais elevado, 23, na estação D, na Primavera de 2003 (Figura 9.10). O valor mais baixo, 2 taxa, verificou-se para a estação C em 2002, e para a estação B em 2001 (Figura 9.10).

As estações C e B apresentaram os valores mais baixos em termos de número de taxa observado, ao longo do período de amostragem. As estações D, A e M revelaram possuir uma maior abundância de famílias de macroinvertebrados. As estações O, P e IIA apenas foram objecto de uma campanha de amostragem, no entanto, as estações O e IIA revelaram a presença de um número elevado de famílias (Figura 9.10).

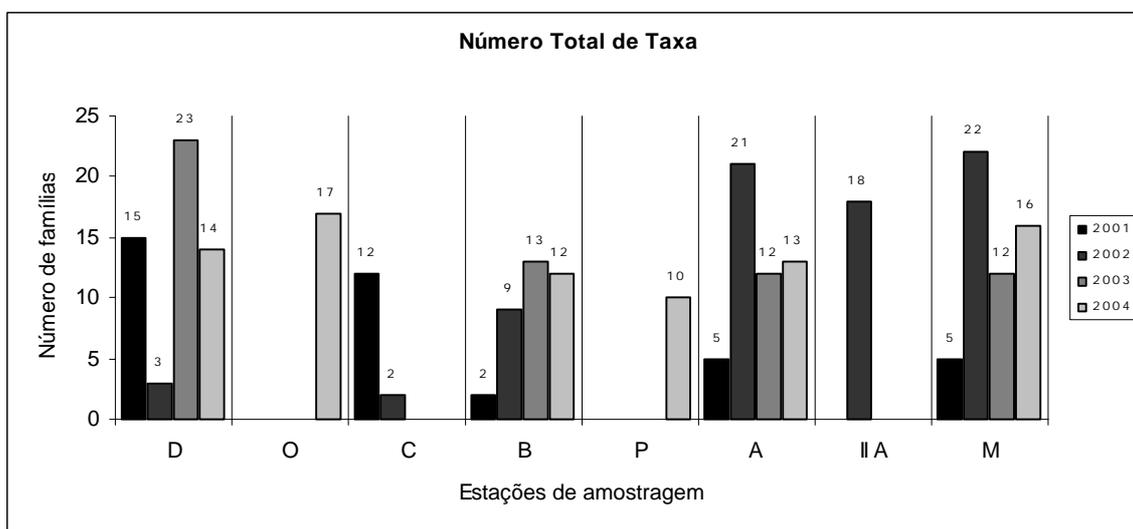


Figura 9.10 – Ribeira de Almansor: Número Total de Taxa (Famílias) observado por estação de amostragem, no período 2001-2004.

As amostras relativas a 2003 e 2004 apresentaram, para o conjunto das estações, maior número de famílias quando comparados com os anos anteriores. Em 2003 registou-se um decréscimo no número total de famílias observadas de montante para jusante, embora não muito acentuado. Em 2004, o número de famílias observado decresce até à estação P para voltar a aumentar de valor até à estação M.

As colheitas de 2001 apresentaram um número baixo de famílias relativamente a todo o período de amostragem, revelando uma evidente diminuição desse valor de montante para jusante. Relativamente a 2002, verificou-se um aumento no número de taxa de montante para jusante, sendo o número de famílias registadas nas estações mais a montante, A, IIA e M, consideravelmente superior.

Índice EPT

O maior número de famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foi observado na estação M em 2002 - 6 famílias (Figura 9.11).

Na estação C não foi observado um único indivíduo pertencente a este grupo (Figura 9.11) durante o período de amostragem (2001 e 2002); esta situação verificou-se também para as estações D em 2002 e B e M em 2001.

Apenas uma família foi registada na estação P em 2004, e na estação A em 2001 (Figura 9.11).

A estação M apresentou os valores mais elevados deste índice (entre 5 e 6), à excepção do ano 2001 (Figura 9.11), aparentando possuir condições ambientais com um nível de qualidade capaz de suportar taxa de macroinvertebrados sensíveis à degradação.

As estações D em 2003, O em 2004, e IIA em 2002, exibiram também a presença de 5 famílias destas ordens (Figura 9.11). A estação D apresentou um menor número de famílias presentes nas amostras de 2001, 2002 e 2003 (Figura 9.11).

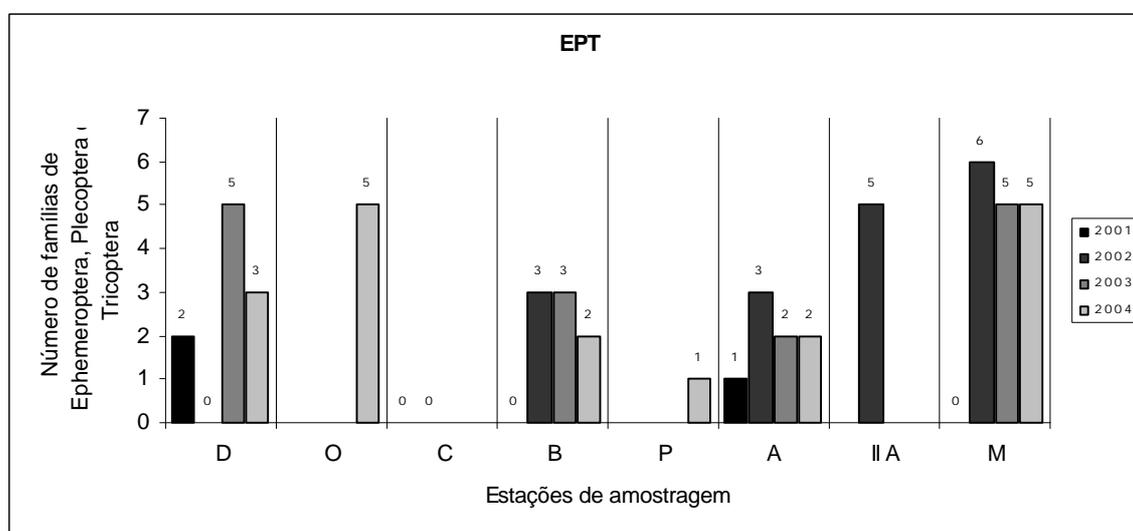


Figura 9.11- Ribeira de Almansor: Número total observado de Famílias das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera por estação de amostragem (2001 a 2004).

Considerando os anos de amostragem, 2001 revelou a menor presença de famílias de EPT, ao longo do curso de água, somente 2 famílias na estação D e 1 na A.

Em 2002, apenas se registou a presença destas ordens a partir da estação B, aumentando o número de famílias da estação A para jusante (Figura 9.11), apresentando as estações IIA e M os valores mais altos (5 e 6).

Em 2003, o número de famílias registado foi semelhante ao do ano anterior mas, verificou-se a presença de 5 famílias destas ordens na estação D, ocorrendo um decréscimo até à estação A (2 famílias) e uma posterior subida na estação M (5 famílias).

Os valores deste índice em 2004 apresentaram-se semelhantes aos obtidos nos anos anteriores, excepção feita à estação D, que revelou uma ligeira descida no número de famílias. Neste ano observou-se também uma descida no número de famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera desde montante até à estação P (1 família), aumentando posteriormente este número até à estação M (5 famílias).

Índices BMWP' e ASPT'

O índice BMWP' apresentou o seu valor mais alto (95, qualidade aceitável) na estação D, em 2003, e o seu valor mais baixo (2, qualidade muito crítica) na estação B, em 2001 (Figura 9.12).

Analisando a Figura 9.12, as estações D e M revelaram manter um estado ecológico com uma qualidade oscilando entre duvidosa a aceitável (55 a 95), apresentando sempre algumas evidências de contaminação; a excepção ocorreu em 2002 na estação D (4- qualidade muito crítica) e em 2001 na estação M (13- qualidade entre crítica e muito crítica).

A estação C apresentou valores baixos de BMWP', a que corresponde uma qualidade ecológica muito crítica (7) em 2001 e crítica a duvidosa (31) em 2002, apresentando um acentuado grau de contaminação.

A estação B manteve-se entre crítica a duvidosa para o período 2002-2004 (32 a 51) (Figura 9.12).

A estação A apresentou uma qualidade ecológica entre muito crítica e duvidosa (16 a 44), à excepção do ano de 2002 em que se observou uma qualidade um pouco superior, já próxima do aceitável (65) (Figura 9.12).

As estações O e IIA revelaram uma qualidade aceitável nas únicas amostragens de que foram alvo (76 e 81, respectivamente) indicando pouca contaminação (Figura 9.12).

A estação P apresentou uma qualidade crítica a duvidosa (33) revelando estar contaminada.

O ano 2001 exibiu uma baixa qualidade da água (muito crítica a crítica) a partir da estação mais a montante (D) (Figura 9.12).

Em 2002, as estações a montante da A revelaram contaminação (muito crítica a duvidosa) apresentando-se na estação A e nas estações a jusante um menor grau de contaminação (qualidade aceitável).

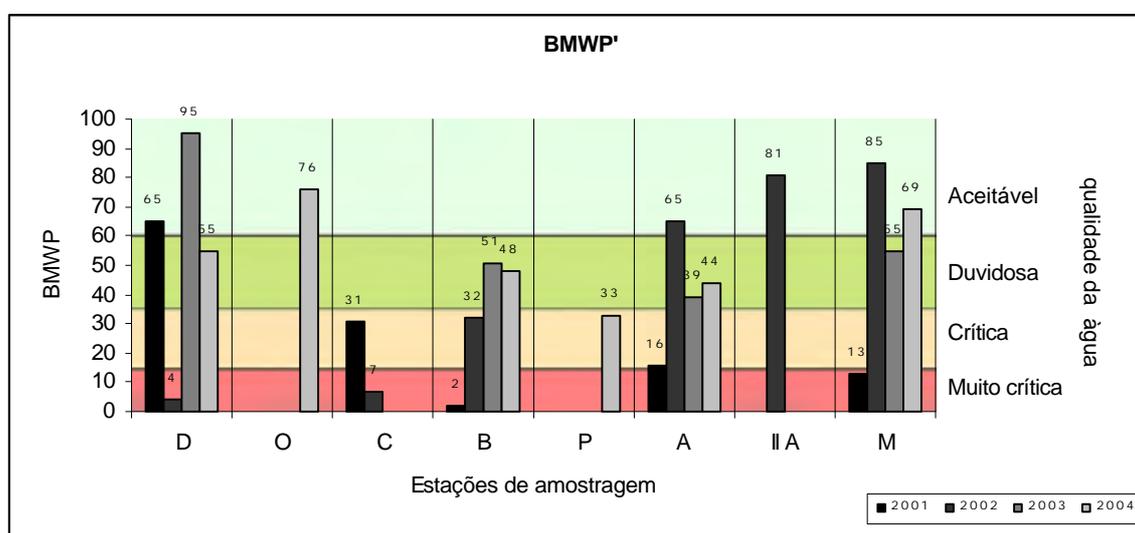


Figura 9.12 – Ribeira de Almansor: Índice BMWP' por estação de amostragem (2001 a 2004).

O ano de 2003 revelou uma boa qualidade na estação D mas nas restantes três estações amostradas a jusante verificaram-se alguns sinais de contaminação (duvidosa a aceitável) (Figura 9.12).

Em 2004, as estações amostradas apresentaram uma qualidade entre duvidosa e aceitável, exibindo alguns efeitos de contaminação (Figura 9.12).

Os resultados permitem supor que em 2003 e 2004 se manteve uma qualidade similar ao longo da ribeira de Almansor, revelando menor contaminação face a 2001 e 2002.

O índice ASPT' revelou uma variação similar mas menos acentuada do que a do índice BMWP' para as várias estações de amostragem, ao longo do período considerado, excepção feita para a estação C, onde ASPT' variou de maneira inversa (Figura 9.13). Esta variação é normal e deve-se ao facto de o índice ASPT' ser uma relativização do índice BMWP'.

A estação M, em 2003, apresentou o valor mais alto de ASPT' (5), revelando também para os anos 2002 e 2003 valores elevados relativamente às restantes estações (4,5 e 4,6) (Figura 9.13). As estações O (em 2004) e IIA (em 2002) também revelaram valores elevados de ASPT', 4,8 e 4,5, respectivamente.

O valor mais baixo de ASPT' (2) observou-se na estação D, em 2002 e, na estação B, em 2001 (Figura 9.13).

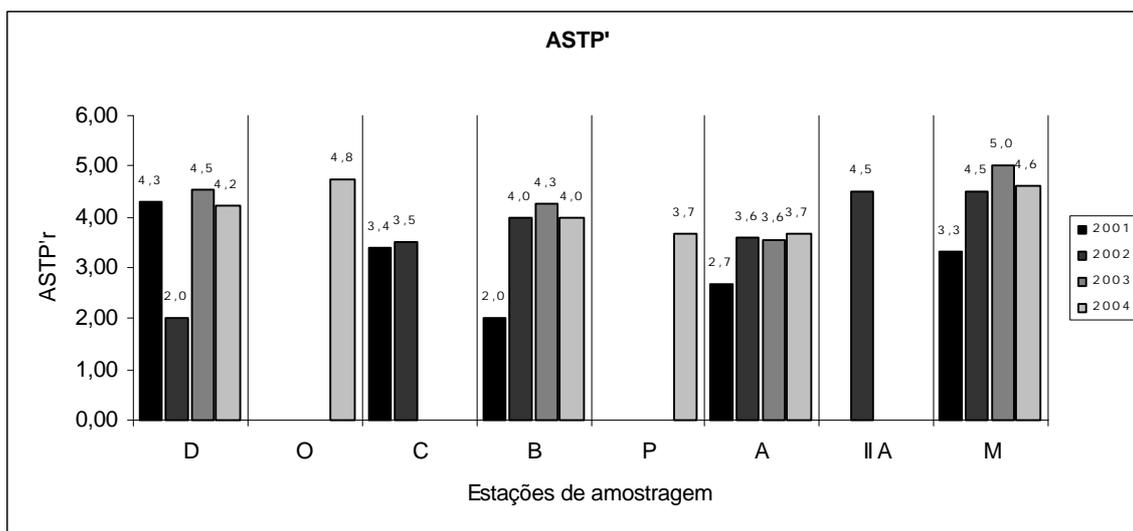


Figura 9.13 – Ribeira de Almansor: Índice ASPT' por estação de amostragem, no período 2001-2004.

Os anos de 2001 e 2002 revelaram valores mais baixos deste índice relativamente a 2003 e 2004.

Em 2001 o índice decresceu até à estação B e voltou a aumentar o seu valor nas duas estações a jusante (A e M) (Figura 9.13). Em 2002 o índice ASPT' apresentou uma variação quase inversa, incrementando o seu valor desde a estação D até à estação B, decrescendo ligeiramente na estação A e voltando a aumentar para o seu valor máximo na estação M.

O ano de 2003 apresentou valores mais elevados de ASPT' face a 2004, comparando as mesmas estações de amostragem; ambos os anos revelaram um decréscimo do índice desde as estações a montante até à estação A, ocorrendo seguidamente um aumento no valor do índice na estação M.

Índice de diversidade de Shannon-Weaver e Equitabilidade de Pielou

O índice de para o período de amostragem e para toda as estações oscilou entre um mínimo de 0,5 e um máximo de 3,4. O valor médio do índice foi mais baixo em 2002 e 2004, $H'=1,3$ e $1,7$ respectivamente, e mais elevado em 2001 ($H'=2,2$) e 2003 ($H'=2,03$). A estação D foi a que apresentou maior variabilidade de valores deste índice ao longo do período de amostragem e a estação M registou valores mais homogéneos (Figura 9.14).

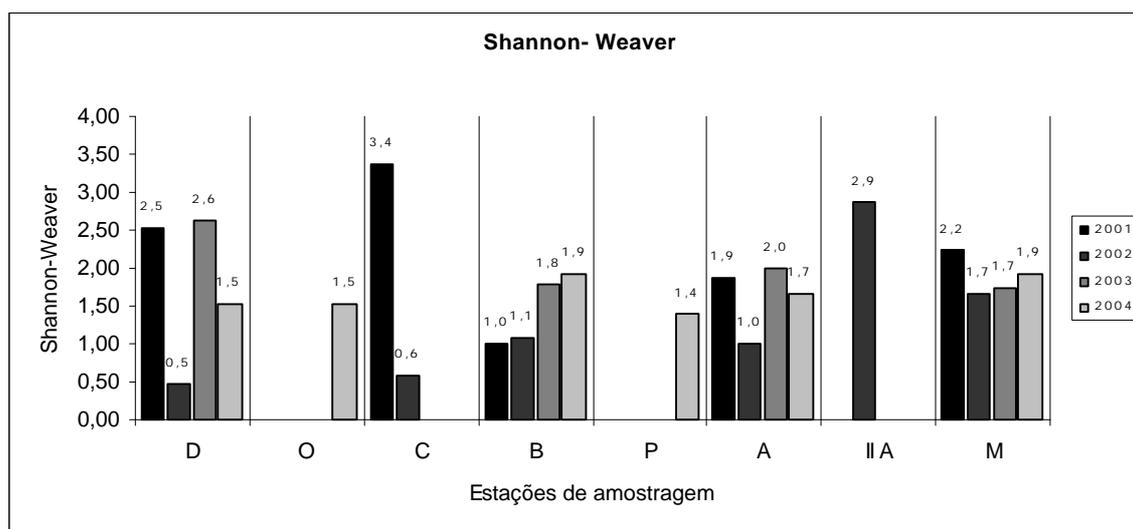


Figura 9.14 - Ribeira de Almansor: Índice de diversidade de Shannon-Weaver obtido por estação de amostragem (2001 a 2004).

As estações B, A e M, no ano de 2001, exibiram valores muito elevados do índice de Pielou, revelando possuírem nesse período elevadas equitabilidades na distribuição dos indivíduos por família (Figura 9.15) mas no entanto como nesse período o número de taxa é baixo esses valores não têm qualquer significado na avaliação da qualidade ecológica. A menor equitabilidade registou-se na estação A, em 2002, com um valor de 0,2 (Figura 9.15).

Observando as estações amostradas regularmente no período de 2001-2004, a estação D apresentou, globalmente, uma equitabilidade ligeiramente mais baixa (valores entre 0,3 e 0,6), seguida pela estação A, com valores entre 0,2 e 0,8 (Figura 9.15). A estação M apresentou, no conjunto de amostras, uma comunidade diversa e com uma equitabilidade mais elevada de organismos face às restantes estações a montante, com valores de equitabilidade de 0,4, 0,5 e 1. A estação B apresentou valores semelhantes, embora o valor em 2002 fosse de 0,3 (Figura 9.15).

A equitabilidade da estação C revelou-se elevada em 2001, com um valor de 0,9, mas desceu para 0,6 em 2002.

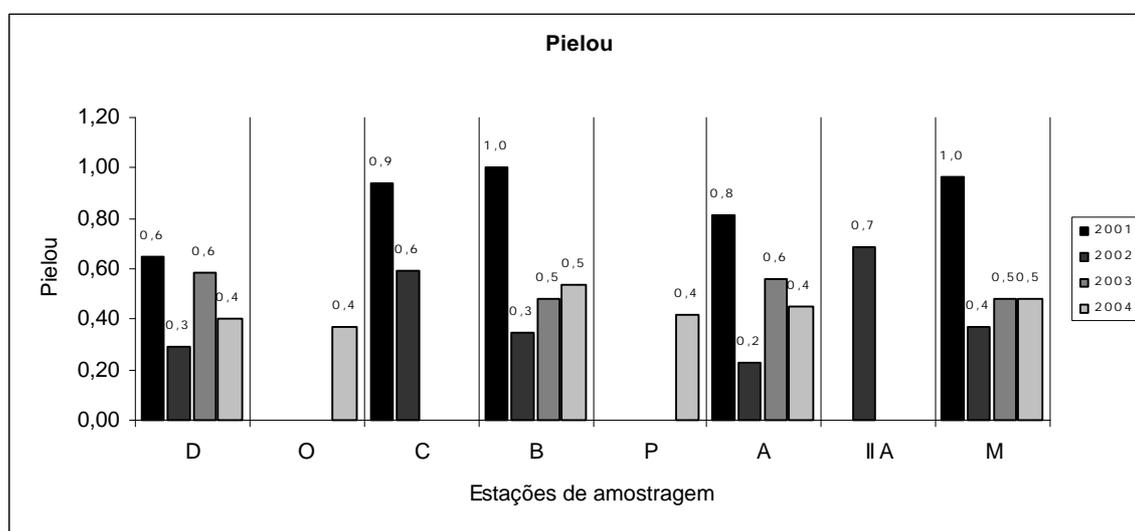


Figura 9.15 – Ribeira de Almansor: Índice de Pielou obtido por estação de amostragem (2001-2004).

Numa análise global para a totalidade do período de estudo, em 2001 verificou-se a presença de comunidades com valores mais altos de equitabilidade para as várias estações de amostragem sem que tal tenha algum significado particular já que como se referiu o número de taxa era em algumas das estações muitíssimo baixo (Figura 9.15). O ano de 2002 apresentou nas várias estações uma descida acentuada da equitabilidade, revelando ser o período de amostragem em que se registam os valores mais baixos do índice de Pielou (0, 2 e 0,3). Em 2003 a equitabilidade aumentou relativamente ao período de 2002 (valores de índice de 0,5 e 0,6) e 2004 revelou uma equitabilidade semelhante à observada no ano anterior para a maioria das estações amostradas (0,4 e 0,5), à excepção das estações D e A (Figura 9.15).

Índice log Sel ETD

Observando os resultados da estação M (Figura 9.16), 2004 apresentou o valor de índice mais elevado de todo o conjunto de estações e períodos de amostragem - 2,6. Como já referido, o índice log Sel ETD é baseado no número de efectivos de taxa particularmente sensíveis à contaminação orgânica e de nutrientes e também à hidromorfologia do curso de água. Assim, a estação M, em 2004, revelou-se como sendo, a menos contaminada e em que as pressões associadas a constrangimentos hidromorfológicos têm menores consequências. Em termos gerais, os valores mais elevados do índice foram observados nas estações de jusante.

Os resultados mais baixos (0) foram obtidos para as estações C, B, A e M, em 2001 e, D e C, em 2002. Estas estações poderiam assim, nos períodos considerados, ser as mais afectadas por contaminação e/ou alteração das condições hidrológicas ou morfológicas, designadamente baixos caudais e acumulação de sedimentos vasosos. A estação C apresentou sempre valores nulos de índice (ausência de indivíduos pertencentes aos taxa pouco tolerantes à contaminação orgânica), sendo nitidamente a pior estação de todas (Figura 9.16).

As estações D e B revelaram os valores de índice mais baixos, entre 0,5 e 1,6, se excluirmos os valores nulos já referidos (Figura 9.16).

A estação A exibiu um valor de 1,9 em 2003, acima dos valores de 2002 e 2004 (Figura 9.16).

As estações IIA em 2002, e O em 2004, apresentaram valores relativamente elevados, 2 e 1,7, respectivamente.

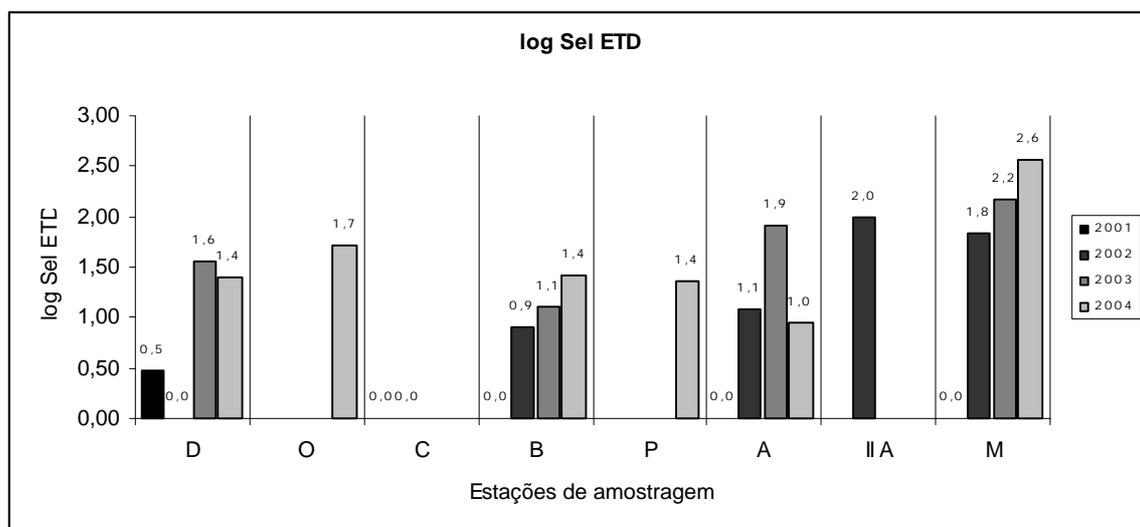


Figura 9.16 – Ribeira de Almansor: Índice log Sel ETD obtido por estação de amostragem (2001 a 2004).

Em 2001 observaram-se os resultados mais baixos para o conjunto das estações de amostragem, e apenas a D (a mais a montante) revelou um resultado não nulo.

O ano de 2002 apresentou valores nulos deste índice nas estações D e C mas recuperou nas estações a jusante subindo acentuadamente o seu valor nas estações IIA e M, numa aparente resposta à elevação de caudal.

Em 2003 e 2004 registou-se uma subida considerável nos valores do índice para as várias estações, podendo ser considerados como os anos em que a água da ribeira de Almansor terá apresentado menor contaminação e/ou melhores condições hidrológicas e de substrato possibilitando a presença destes taxa.

Destacam-se os casos de subida de valor do índice log Sel ETD nas estações D e A em 2003 face a 2002. Refira-se, no entanto, que na estação A o índice voltou a descer significativamente o seu valor em 2004 (Figura 9.16).

ICM

Os valores do índice multimétrico ICM, obtido a partir dos valores das várias métricas já analisadas, apresentam-se na Figura 9.17. Os valores deste índice seguem padrões semelhantes às métricas Número de taxa e ASPT' (Figuras 9.10 e 9.13) , que entram na sua constituição e ao índice BMWP' (Figura 9.12).

As estações **D**, no ano de 2003, e **M**, em 2002, destacaram-se como as de valores mais elevados deste índice, 8,4 e 8,3 respectivamente. Estas duas situações correspondem aparentemente ao melhor estado de qualidade ecológica para o conjunto total de estações neste período.

As estações B em 2001, D e C em 2002 exibiram os valores de ICM mais baixos, nomeadamente 1, 3, 1,5 e 1,7, que representam situações de muito baixa qualidade ecológica.

Contemplando o conjunto das estações ao longo do tempo, as estações D (situada mais a montante, próximo do paredão) e M (a localizada mais a jusante) surgem como as de valores mais elevados de ICM (Figura 9.17), o que permite considerá-las como as de maior qualidade ecológica. A exceção ocorreu em 2002 para a estação D, onde se verificou um valor baixo de ICM (1,5) e em 2001 para a estação M (2,5); no entanto, para esta estação foi obtido em 2002 o valor mais elevado de ICM para esse ano, o mesmo ocorrendo com a estação D em 2001 (Figura 9.17).

As estações O e IIA apresentaram ICM de 6,9 e 7,2, respectivamente. A estação B exibiu na generalidade valores baixos de ICM, apresentando mesmo o valor mais baixo desta métrica em 2001 e 2004 (1,3 e 5). A estação C também revelou valores baixos de ICM em 2002, 1,7 (Figura 9.17).

Na estação A apenas se registou um valor mais elevado de ICM (7,2) em 2002; nos restantes períodos os valores observados foram mais baixos, 5 em 2003 e 2004 (o valor mais baixo de ICM para o conjunto das estações nesse ano), e 2,4 em 2001 (Figura 9.17). Estes resultados apontam para que, no período de quatro anos, esta estação apresente apenas uma época em que a água teria boa qualidade ecológica.

A estação P, amostrada em 2004, apresentou um valor de ICM de 4,2 (Figura 9.17), o que aponta para uma qualidade ecológica moderada.

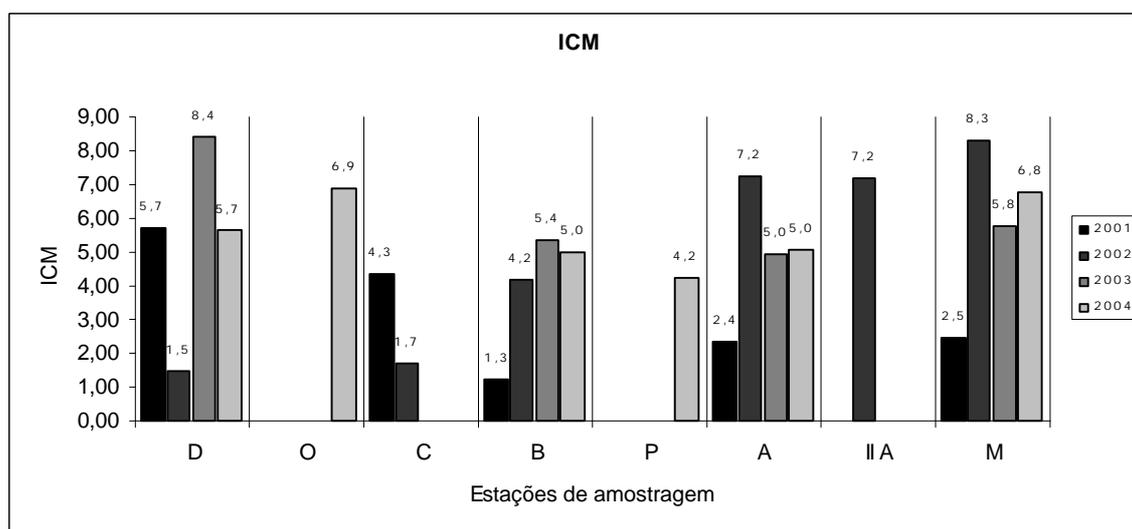


Figura 9.17 – Ribeira de Almansor: Índice multimétrico ICM por estação de amostragem (2001 a 2004).

Em 2001 assiste-se a uma diminuição de valor de ICM desde a estação D até à estação B e com uma moderada recuperação até à M, logo uma degradação da qualidade ecológica da água de montante para jusante (Figura 9.17). Para as estações a jusante da C registaram-se os valores mais baixos de ICM observados no total do período de amostragem.

Em 2002 verificou-se uma situação inversa à de 2001, observando-se um aumento no valor de ICM desde a estação D até à estação M (Figura 9.17). Uma notória subida do valor de ICM verificou-se da estação C para a B (Figura 9.17), e, as estações a jusante

apresentaram os valores de ICM mais elevados em todo o período de amostragem (A e M). Aparentemente a qualidade ecológica terá aumentado de montante para jusante.

Em 2003, o valor de ICM diminuiu da estação D até à estação A, voltando a aumentar ligeiramente a jusante (M) (Figura 9.17). É de realçar que as estações D e B apresentaram em 2003 os seus valores mais elevados de ICM, especialmente a estação D registando o valor de ICM mais elevado de todas as estações (8,4) para todo o período de amostragem (Figura 9.17). Neste caso a qualidade ecológica da água foi decrescendo de montante (onde seria boa) para jusante (onde já seria mediana).

Na Primavera de 2004, os valores de ICM revelaram uma variação pouco acentuada entre si (entre 4,2 e 6,9), para o conjunto das estações de amostragem (Figura 9.17). Verificou-se uma subida no valor de ICM da estação D para a estação O, a partir da qual se observou um decréscimo até à estação P e, para jusante, um aumento do valor de ICM até à estação M (Figura 9.17). As estações O e M exibiram os valores mais elevados de ICM - 6,8 e 6,9 respectivamente - e a estação P o valor mais baixo de ICM - 4,2.

A Figura 9.18 ilustra a localização das estações na ribeira e as potenciais fontes próximas de poluição orgânica e de nutrientes, tanto de poluição difusa (culturas de regadio, e pastorícia) como de poluição pontual (efluentes de explorações pecuárias e de águas residuais domésticas). Estão também representados os valores de ICM e de BMWP' obtidos para cada estação de amostragem, ao longo do tempo, observando-se uma concordância na variação dos dois índices.

As estações situadas mais a montante, D e O, que apresentaram valores elevados de ICM e BMWP' relativamente ao conjunto de estações de amostragem, apenas sofreram os ligeiros efeitos contaminantes da pastorícia de gado bovino nas suas imediações desde 2003.

Verifica-se que as estações cujos valores de ICM e BMWP' são mais baixos no seu conjunto são as estações B e C, que se encontram imediatamente a jusante de uma área de cultivo de regadio, vinha, e de uma suinicultura.

As estações P e A encontram-se mais a jusante das fontes de contaminação acima referidas embora sofrendo ocasionalmente as descargas dos efluentes de duas explorações intensivas de suínos e de um esgoto urbano. Estas contaminações pontuais poderiam ser a razão de variações mais acentuadas na qualidade da água da estação A. No entanto, estas duas estações de amostragem beneficiam da existência de dois açudes entre as estações B e P, a jusante da entrada do efluente urbano e do

efluente de uma das suiniculturas, que poderão ter efeitos de depuração física e biológica. A pastorícia praticada nos terrenos envolventes a estas duas estações não contribuirá para uma contaminação orgânica muito acentuada. Estes factores explicariam os valores mais elevados de índices de qualidade ecológica face às estações B e C.

Perto da estação IIA verificou-se apenas existir um cultivo de vinha, de dimensões menores que os referidos para as estações a montante. O valor elevado de ICM na estação IIA parece estar associado a (i) alguma capacidade de autodepuração do curso ligada à distância que separa este troço da zona de maior entrada de poluentes (cerca de 3,5 km), (ii) ao declive desse troço que eleva a oxigenação e tende a contrariar a tendência para a deposição de sedimento vasoso mantendo a componente mais grosseira no substrato, (iii) à existência de dois açudes a montante desta estação, e (iv) à entrada de água da ribeira da Pintada que provoca um efeito de diluição.

A estação M apresentou o menor grau de degradação da qualidade ecológica, o que poderá ser devido ao facto de não ser afectada por fontes significativas de poluição nas suas imediações e de ser a estação mais a jusante, beneficiando dos factores de depuração já referidos anteriormente, acrescidos da existência de mais um açude e de um maior caudal.

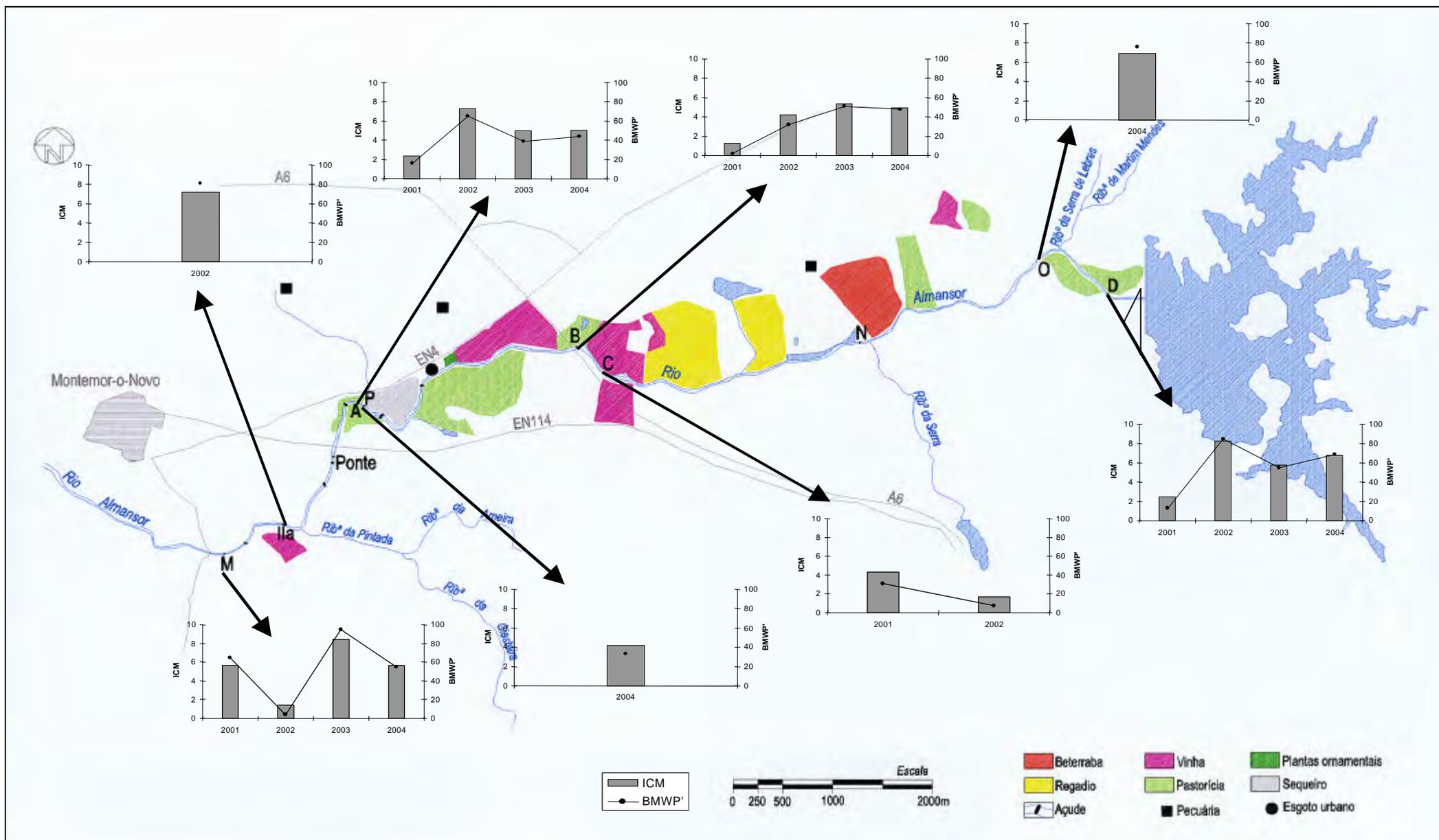


Figura 9.18 – Ribeira de Almansor: Localização das fontes de poluição e variação dos índices de qualidade ecológica ICM e BMWP'.

As correlações de Spearman efectuadas entre os valores obtidos para os vários índices de qualidade ecológica e os parâmetros físico-químicos da água (Temperatura, Condutividade, pH e Oxigénio dissolvido) e, entre os índices de qualidade ecológica e o caudal, não se revelaram significativas.

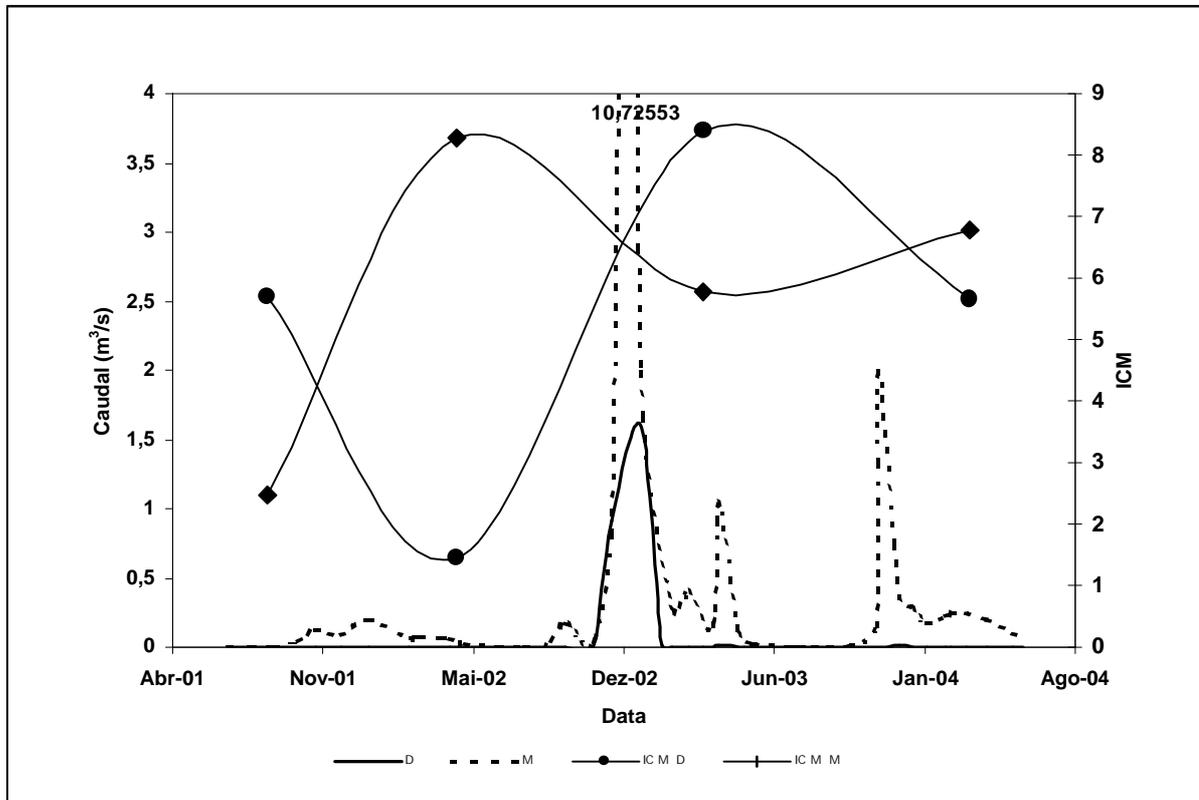


Figura 9.19- Ribeira de Almansor: Variação de caudal médio mensal (m^3/s) e de ICM nas estações D e M (2001 a 2004). Legenda: D- Caudal na estação D; M- Caudal na estação M; ICMD - Índice ICM em D; ICMM - índice ICM em M.

No entanto, a relação entre o caudal e o ICM (Figura 9.19) parece sugerir algum comportamento de causa-efeito. Com caudais moderados verificou-se um aumento nos valores de ICM para as estações D e M; enquanto que, quer na ausência de caudal quer na circunstância de picos de caudal muito elevados e concentrados no tempo (*flash floods*) os valores do índice de qualidade ecológica da água diminuiram.

Na ausência de caudal, ou presença de um caudal muito reduzido, a comunidade de macroinvertebrados bênticos perde riqueza e complexidade, o que vai afectar os valores de ICM. Em situações de enxurrada, há um processo de limpeza e arrastamento de material sedimentar, detritos orgânicos, vegetação e fauna, originando assim um empobrecimento da comunidade residente. Posteriormente será necessário algum período de tempo para que a comunidade bêntica recupere dessa perturbação.

Pela análise do Quadro 9.7 verificou-se também um aumento dos valores de ICM de acordo com o aumento do caudal médio anual na estação D e, para a estação M, uma diminuição de ICM em situações de caudal médio anual muito elevado, recuperando com a descida de caudal para valores normais de fluxo. Embora não existam dados de caudal para o período anterior ao início deste estudo presume-se que tenha sido elevado dada a precipitação acumulada registada para este período.

A partir desta associação entre os valores de ICM e o caudal médio anual poderia indicar-se um valor óptimo de caudal ecológico que possibilitasse a existência de valores elevados de ICM nas estações D e M, assim como nos vários pontos de amostragem do rio Almansor.

Quadro 9.7: Valores de ICM e de caudal médio anual observados nas estações D e M. A precipitação anual acumulada é relativa à estação meteorológica do Divor.

Ano hidrológico	ICM Estação D	Caudal médio anual Estação D (m ³ /s)	ICM Estação M	Caudal médio anual Estação M (m ³ /s)	Precipitação anual acumulada (mm)
2000/2001	2001- 5,7	-	2001- 2,5	-	867,7
2001/2002	2002- 1,5	0,0012	2002- 8,3	0,075	553,2
2002/2003	2003- 8,4	0,1560	2003- 5,8	1,24	694,8
2003/2004	2004- 5,7	0,0027	2004- 6,8	0,264	534,5

9.4 DISCUSSÃO

A estrutura das comunidades de macroinvertebrados é função de diversos parâmetros. As características da água são um factor relevante, razão porque os índices bióticos relativos a esta fauna são utilizados na caracterização da qualidade da água. Com efeito, diversos parâmetros da água associados à qualidade podem ter efeitos importantes sobre estas comunidades, nomeadamente oxigénio dissolvido, mas também nutrientes e mesmo a dureza da água (Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996; Kampa et al., 2000). Outros factores importantes são também a disponibilidade de água e as características do ambiente sedimentar.

A sazonalidade do clima tem sido referida como um factor determinante (e.g. Hynes, 1970; Boulton, 1989), em particular nos sistemas temporários. Nestes a interrupção do caudal superficial durante o período de Verão leva à redução da disponibilidade de água superficial. A zona hiporreica representa durante este período um importante refúgio para estes invertebrados e a maioria destes *taxa* desenvolveram estratégias de vida adaptadas a esta variação sazonal dos cursos procurando adequar o respectivo ciclo de vida às variações de condições do meio.

Durante o período de estiagem assiste-se a uma frequente degradação das condições do meio aquático, assim, os organismos aquáticos podem ser forçados a enfrentar, sazonalmente, condições ambientais extremas. Em algumas espécies ocorre a passagem ao estado adulto e conseqüente abandono do meio aquático, e noutras os indivíduos desenvolvem formas resistentes no substrato ou na zona hiporreica (Delucchi, 1989; Puig, 1999). Deste modo, a estrutura dos agrupamentos de macroinvertebrados apresenta variações significativas ao longo do ano, sofrendo um empobrecimento designadamente durante o período estival. Por essa razão considera-se que o período mais correcto para efectuar amostragens para diagnósticos ambientais com base em índices bióticos é a Primavera.

Tendo a amostragem de 2001 sido efectuada no Verão, os resultados obtidos para esse ano deverão ser considerados com algumas reservas.

As estações D e M (estação mais a montante e estação mais a jusante, respectivamente), foram as que revelaram possuir, no conjunto das épocas de amostragem consideradas, valores mais elevados em quase todos os índices bióticos utilizados (excepção para a estação D no caso dos índices de Pielou e ASPT'), e na métrica global (ICM), indicando assim uma melhor qualidade ecológica.

Avaliando cada estação em particular, com base na métrica global - ICM, a estação D foi, de todas as estações amostradas, a que registou as variações mais acentuadas de índice biótico, nomeadamente de 2001 (Verão) para 2002 e 2003.

Na estação D, observou-se, em todas as épocas de amostragem, a maior abundância de indivíduos em taxa como Chironomidae, Culicidae, Simuliidae e Tipulidae, que constituem grupos filtradores (Wetzel, 1993; Puig, 1999), tolerantes à contaminação orgânica (Hynes, 1970; Hellawell, 1986; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega), e a habitats vasosos e pouco oxigenados (e.g. Hynes, 1970, Fitter & Manuel, 1986). No entanto, ocorreram igualmente famílias sensíveis à degradação, como os efemerópteros Ephemeroptera, Leptophlebiidae e Heptageniidae, os coleópteros Elmidae, os odonatas Coenagrionidae e os plecópteros Nemouridae e Perlodidae. Estas conferem aos índices valores muito mais elevados em 2001, 2003 (particularmente) e 2004, relativamente a 2002, período em que essas famílias não foram detectadas. A abundância de oligoquetas, tolerantes a meios degradados e sem corrente, também está de acordo com o tipo de ambiente já referido.

As alterações nas variáveis morfológicas do habitat afectam a composição das suas comunidades de macroinvertebrados, sendo particularmente importantes variáveis como a granulometria do substrato dominante e a heterogeneidade do substrato (Lammert & Allan, 1999; Kampa *et al.*, 2000) e a existência de caudal (McElravy *et al.*, 1989; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996). Estas alterações de habitat são atribuíveis às obras de construção da barragem e regularização de caudal, a que se somam os impactos do pisoteio de gado bovino no leito e outras intervenções (movimentação de máquinas, desestabilização de taludes). Esta situação é particularmente visível na estação D.

As causas para a baixa qualidade ambiental desta estação em 2002 deverão associar-se então à grande proximidade da barragem de Minutos, o que implica acumulação de sedimentos finos em situações de caudais reduzidos ou nulos, causando perda de valor como habitat e perda de diversidade da comunidade de macroinvertebrados (Delucchi, 1989; Fontoura, 1989; McElravy *et al.*, 1989; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996; Puig, 1999).

As alterações na composição específica das comunidades de macroinvertebrados estão muito dependentes dos factores hídricos (Delucchi, 1989; Fontoura, 1989; McElravy *et al.*, 1989; Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996; Puig, 1999). Os resultados da estação D na Primavera de 2003 parecem dever-se aos caudais elevados registados antes, em Dezembro e Janeiro, o que terá permitido que uma

maior variedade de macroinvertebrados se instalasse e sobrevivesse, reaparecendo taxa muito sensíveis à contaminação orgânica e às reduções de caudal como os efemerópteros Leptophlebiidae e os odonatas Coenagrionidae.

A descida de caudal verificada em 2003/2004 foi acompanhada de uma descida da qualidade ecológica face a 2003, de “Aceitável” a “Boa” para “Duvidosa a Aceitável”, mas menos drástica do que a registada em 2002 (“Muito Crítica”).

A estação D, dada a sua localização e o facto de ter o valor mais elevado de ICM e de BMWP’ para o grupo de estações amostradas, poderia ser considerada de algum modo como apresentando a melhor qualidade da água, já que parece ser a menos afectada por fontes de contaminação orgânica e de nutrientes; no entanto, as pressões hidrológicas e as características do respectivo ambiente sedimentar influenciam fortemente a resposta biológica. Dado que são diferentes as pressões que se exercem sobre as diversas estações (orgânica+nutrientes, sedimentos finos, caudal) a análise espacial e temporal dos dados vê-se dificultada.

A estação O revelou um estado ecológico aceitável/bom face ao conjunto das estações consideradas na Primavera de 2004.

O facto de ter apresentado um valor de ICM superior ao da estação D (imediatamente a montante), pode ter sido devido à existência na estação O de um caudal superior (não registado) ao da estação D, beneficiando da afluência da ribeira da Serra de Lebres. A maior abundância de organismos estritamente reófilos como Simuliidae e a presença de três famílias de efemerópteros e de duas famílias de plecópteros parecem sugerir o papel de um caudal mais elevado e também de um habitat um pouco mais complexo.

A estação C parece ter sofrido uma evolução idêntica à estação D, considerando apenas 2001 e 2002, podendo estar também dependente dos efeitos da construção da albufeira e da alteração de caudais. Foi a estação que perdeu o maior número de ordens e classes de macroinvertebrados e a segunda a perder mais famílias, não apresentando, contudo, o valor mais baixo de ICM. Na Primavera de 2002 apenas foi registada na amostragem a ordem Diptera, na sua maioria Chironomidae, organismos muito resistentes à poluição orgânica e aos sólidos suspensos na água, e uma baixa presença de Simuliidae, família característica de troços de rio com água corrente (Fitter & Manuel, 1986).

A estação C recebe a afluência da ribeira da Serra, facto que poderia sugerir que o caudal não sofreria reduções tão marcadas e poderia assim não ser esse o factor decisivo na composição da comunidade de macroinvertebrados. Porém, esta estação

encontra-se rodeada de várias fontes difusas de poluição orgânica e nutrientes e também de uma produção pecuária intensiva. E, de facto, nunca foi observada a presença de indivíduos de taxa intolerantes a esse tipo de contaminação (Figuras 9.4 9.11 e 9.16).

Na estação B, apesar da clara dominância, ao longo do período de amostragem, de organismos tolerantes à contaminação, turvação e ausência de caudal (Figura 9.5) refere-se a presença de alguns representantes de famílias com menor tolerância à contaminação como Ecnomidae, Baetidae e Caenidae em 2002, Baetidae, Caenidae e Leptophlebiidae em 2003, e Baetidae e Nouridae em 2004.

A qualidade ecológica na estação B foi, a par da estação C, das mais baixas em todas as estações de amostragem, mantendo-se entre as categorias “Muito Crítica”, “Crítica” e “Duvidosa” de BMWP’ o que indica um grau considerável de contaminação.

A estação P, junto a uma suinicultura, foi apenas amostrada na Primavera de 2004 para confirmar os efeitos directos dos efluentes desta na qualidade ecológica, a que se junta ainda a pressão das águas residuais domésticas que entram no curso a montante. Esta estação está ainda sujeita à contaminação difusa já referida para as estações C e B, apresentando a pior qualidade ecológica do grupo de estações nesse período (“Crítica”).

A variação dos índices na estação A pode estar muito dependente da existência de corrente, já que a qualidade em 2002 era Aceitável, apresentando um caudal de 31L/s na altura da amostragem. Porém, em 2003 e 2004 a qualidade ecológica diminuiu, para a categoria de água “Duvidosa”, claramente contaminada (Figura 9.12).

A estação A registou uma subida no ICM com aumento do número de taxa presentes de 2001 para 2002. Em 2002 mantiveram-se todas as ordens e famílias encontradas em 2001, à excepção de duas famílias da ordem Heteroptera. Foi também em 2002 que nesta estação se identificaram as famílias consideradas em termos comparativos como de maior sensibilidade (Elmidae, e Baetidae) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). O substrato existente nesta estação é constituído essencialmente por vasa nas zonas mais profundas existindo também areia vasosa e areia nas zonas de corrente, o que pode favorecer o aumento da diversidade de macroinvertebrados face às estações mais a montante.

Na envolvente deste troço existem explorações pecuárias de gado bovino que produzirão um inevitável acréscimo de nutrientes no meio aquático e também uma perturbação física do substrato, já que o gado anda no leito do curso e pisoteia o substrato, ressuspensando a vasa depositada, erosionando as margens e contribuindo

para o aumento de material vasoso na água e no sedimento. Há ainda que considerar como fonte importante de contaminação um efluente de águas residuais domésticas na margem direita, a montante da zona de amostragem. Esta estação de amostragem deverá ainda ser afectada de algum modo pelas várias fontes pontuais de contaminação orgânica (pecuárias) e de poluição difusa (regadios) situadas a montante.

A estação IIA, amostrada em 2002 para complementar a informação para o sector mais a jusante, constitui um dos locais com valores mais elevados de BMWP' e de ICM (Figuras 9.12 e 9.17), sugerindo ser um dos pontos do rio Almansor com mais elevada qualidade ecológica. Nas famílias identificadas como pouco tolerantes à contaminação orgânica da água destaca-se a presença de duas particularmente sensíveis, os Ephemeriliidae e, muito especialmente, os Siphonuridae indicando que a água desta estação não se apresentaria significativamente contaminada. Foi a única estação a apresentar uma família da ordem Ephemeroptera (Caenidae) como a mais abundante, em contraste com as outras estações onde predominavam os Diptera (Chironomidae e Simuliidae), apresentando também abundâncias significativas de outras famílias de efemerópteros (Figura 9.8).

Um factor importante para a elevação da qualidade ecológica nesta estação poderá ser a elevada diversidade de micro-habitats aí existentes: o declive mais pronunciado forma degraus, originando *riffles* alternando com zonas de corrente atenuada, o que se traduz numa elevada heterogeneidade de substratos que podem favorecer a ocorrência de maior número de *taxa* de macroinvertebrados (Lammert & Allan, 1999; Kampa *et al.*, 2000). O hidrodinamismo leva a uma mais baixa deposição de material sedimentar fino e cria-se, portanto, um ambiente mais propício (substrato mais grosseiro) para diversos grupos de macroinvertebrados, a que se junta também o efeito da corrente com alguma turbulência.

A estação M foi a segunda estação com valores mais elevados de ICM e BMWP' (Figuras 9.12 e 9.17). A melhor categoria de qualidade da água desta estação ocorreu na Primavera de 2002 - "Aceitável", identificando-se *taxa* com muito baixa tolerância aos efeitos da contaminação - Leptophlebiidae (ordem Ephemeroptera) e Aphelocheiridae (ordem Heteroptera). A par destas famílias, observou-se ainda um número significativo de efemerópteros Caenidae e Baetidae. O substrato bastante diverso existente nesta zona, constituído essencialmente por material mais grosseiro, pode funcionar também como factor decisivo para a sobrevivência e manutenção de alguma variedade de *taxa* de macroinvertebrados (Delucchi, 1989), inclusive *taxa* muito sensíveis a perturbações do meio.

O abaixamento dos índices em 2003 poderá ter sido devido ao arrastamento provocado pelos altos caudais do Outono e Inverno de 2002/2003 (Figura 9.19), já que o número total de taxa observados foi drasticamente reduzido (Figura 9.10). Em 2004 observou-se uma pequena subida no número total de taxa observados face a 2003 (Figura 9.10), mas sem chegar ao valor de ICM alcançado em 2002.

Supõe-se que a perturbação do meio aquático causada pela contaminação orgânica e de nutrientes não será muito acentuada nesta estação pelas razões já referidas para a estação IIA, além de ser assinalável a existência de mais um açude entre estas duas estações (Figura 9.18).

Considera-se que o caudal que se regista nesta estação até ao período de estiagem é um factor favorável à manutenção de uma comunidade relativamente complexa de macroinvertebrados, excepto em situações de elevada precipitação (Quadro 9.7) que, agravado pela confluência da ribeira da Pintada, ocasionam enxurradas.

Em resumo, no rio Almansor a qualidade da água das estações mais a montante, especialmente no caso da estação D, é principalmente afectada pela redução de caudal e acumulação de sedimentos finos. O caudal ecológico tenderá a minorar os impactos negativos das alterações hidrológicas associadas à barragem.

O número observado de taxa mais sensíveis à contaminação orgânica e de nutrientes diminui a partir da estação O, havendo uma recuperação do número destas taxa novamente na estação IIA e mantendo-se para a estação M. O desaparecimento destas taxa ocorre nas estações C, B, P e A, coincidindo com o aumento da carga poluente no rio devida à agricultura, efluentes de suiniculturas e de um esgoto urbano. A diminuição destes *inputs* teria como consequência a melhoria da qualidade ecológica nestas estações intermédias do curso.

As estações mais a jusante, IIA e M, apresentam geralmente uma qualidade ecológica razoável a boa. Sendo o caudal superior ao das estações a montante, o substrato dominante é mais grosseiro do que nas estações B, C e D, o que proporcionaria habitats capazes de suportar uma maior diversidade de macroinvertebrados, incluindo grupos mais sensíveis à contaminação. Nestas duas estações, o abaixamento da qualidade ecológica parece estar estreitamente associada aos constrangimentos de eventos hidrológicos naturais como as enxurradas inerentes à torrencialidade destes cursos.

Em síntese, em 2002 os valores mais elevados dos índices de qualidade observam-se em A, IIA e M e os mais baixos em D e C. Em 2003, já com a albufeira em fase de enchimento mas beneficiando ainda dos elevados caudais nos meses de Outono e

Inverno, os índices sobem em D (máximo registado) e B e decrescem em A e M. Os valores dos índices são próximos nas estações B, A e M (sobretudo o ICM). Em 2004, os índices são mais elevados em O e M e mais baixos em D, A e sobretudo em P.

Sendo diversos os tipos de pressões a que estão submetidas, não se observa uma tendência geral de evolução dos índices no tempo que permita identificar eventuais impactos do represamento. Importa fazer aqui três observações: a situação inicial apresentava já muita perturbação associada à construção da barragem e não existe, portanto, uma situação de referência; por outro lado, se não existissem pressões orgânicas e de nutrientes, seriam em princípio mais óbvios os efeitos do barramento do curso; a variação interanual de precipitação e escoamento cria um enorme *ruído* que se adiciona aos diversos tipos de pressão em jogo e ainda mais dificulta qualquer análise.

Por estas razões, só é geralmente possível estabelecer a natureza e magnitude dos impactos de um aproveitamento hidráulico na sequência de um período de monitorização mais prolongado. Só assim será possível atenuar na análise o efeito da variabilidade climática, e caracterizar a resposta biológica a uma pressão hidrológica continuada e respectivas consequências noutras dimensões do habitat.

Tentando identificar possíveis tendências na evolução dos índices de qualidade em função do impacto da barragem dos Minutos, constata-se que há tendências opostas:

- a qualidade na estação mais a montante (D) melhora de forma muito expressiva após o fecho da barragem, o que não pode deixar de suscitar alguma perplexidade já que se trata de uma estação situada muito próximo da barragem;
- nas duas estações intermédias, que sofrem mais fortemente os efeitos das pressões orgânica e de nutrientes e de um conjunto de intervenções executadas sobre o canal fluvial, a estação B mostra sinais de melhoria, enquanto que com a estação a jusante - A - sucede o oposto;
- em M, estação mais a jusante, e portanto a menos afectada pelos impactos da construção da barragem - diminuição de caudal e *siltagem* - verifica-se um abaixamento dos índices de qualidade após o fecho da barragem.

Com base nos dados obtidos é forçoso concluir que nesta escala temporal *não* ficaram provados impactos (o que não significa que tenha sido provada a ausência de impactos). Mas será necessário prosseguir a monitorização para poder *afirmar* de modo concreto e objectivo se existem ou não impactos efectivos no biota aquático face ao regime de caudais ecológicos que venha a ser adoptado no futuro.

9.5 REFERÊNCIAS

- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). Almería. Vol. II: 203-213.
- Alba-Tercedor, J., Sánchez-Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4: 51-56.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T. 1983. The Performance of a new Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. *Water Res.* 17:333-47.
- Bernardo, J.M. 2004. Intercalibration-Water Framework Directive: Mediterranean GIG-Rivers. Minutes of Évora Meeting.
- Boulton, A. J. 1989. Over-summering refuges of aquatic macroinvertebrates in two intermittent streams in Central Victoria. *Trans. R. Soc. S. Aust.* 113: 23-24.
- Cao, Y., Bark, A. W., Williams, W. P. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341:1-19.
- Delucchi, C. M. 1989. Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. *Oecologia* 78:199-207.
- Fitter, R., Manuel, R. 1986. *A Field Guide to the Freshwater Life of Britain and North-west Europe*. Collins (ed). 382 pp.
- Fontoura, A. 1989. Impacte ambiental. Influência da velocidade de corrente em comunidades de macroinvertebrados aquáticos. *Actas do Colóquio Espanhol em Ecologia de Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos*.
- Graham, A. 1971. British Prosobranch and Other Operculate Gastropod Molluscs- keys and notes for the identification of the species. *Sinopses of the British Fauna, N° 2*. Academic Press, London.
- Hellawell, J. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publ. London & New York. 546 pp.
- Hynes, H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool Univ. Press, Liverpool. 555pp.

- Kampa, E., Artemiadou, V., Lazaridou-Dimiatrou, M. 2000. Ecological quality of the River Axios (N. Greece) during spring and summer, 1997. *Belg. J. Zool.* 130 (supplement 1): 21-27.
- Lammert, M., Allan, J. D. 1999. Environmental auditing - Assessing biotic integrity of streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management.* 23: 257-270.
- McElravy, E. P., Lamberti, G. A., Resh, V. H. 1989. Year-to-year variation in the aquatic macroinvertebrate fauna of a northern California stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8: 51-63.
- Pinto, P., Graça, M., Morais, M., Formigo, N., Cortes, R., Rafael, T., Padua J. Protocolo de amostragem de macroinvertebrados aquáticos. *In prep.*
- Plafkin, J.L., Barbour, K.D., Gross, S.K., Hughes, R.M. 1989. Rapid Bioassessment protocols for use in streams and rivers. EPA444/ 4-89-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P. 1980. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Sistématique élémentaire et aperçu écologique). Université de Lyon- Association Française de Limnologie. Paris. 155 pp.
- Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P., Usseglio-Polatera, P. 2000. Invertebrés d'Eau Douce. Sistématique, biologie, écologie. CNRS Editions. Paris. 588 pp.
- Puig, M.A. 1999. *Els macroinvertebrats dels rius Catalans*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. 251 pp.
- Wetzel, R. G. 1993. *Limnologia*. Tradução da segunda edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa 919 pp.
- Zamora-Munoz, C., Alba-Tercedor, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 15(3):332-352.

INDICE

10. ICTIOFAUNA.....	10-1
10.1. Introdução	10-1
10.2. Metodologia.....	10-3
10.2.1 Amostragem	10-3
10.2.2 Ocupação de habitat.....	10-3
10.2.3 Estrutura da Comunidade	10-6
10.3. Resultados e discussão.....	10-6
10.3.1 Abundância e distribuição das espécies.....	10-6
10.3.2 Ocupação de habitat.....	10-19
10.3.3 Reprodução	10-26
10.4. Considerações Finais	10-34
10.5. Referências	10-36

ÍNDICE FIGURAS

Figura 10.1 – Ribeira de Almansor: localização das estações de amostragem.....	10-4
Figura 10.2- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no ano de 2001	10-9
Figura 10.3- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no ano de 2002.	10-10
Figura 10.4- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no ano de 2003.	10-10
Figura 10.5- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no período lótico do ano de 2004.	10-11
Figura 10.6- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas nos vários locais de amostragem durante o período lótico.	10-16
Figura 10.7- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas nos vários locais de amostragem durante o período lêntico.	10-17
Figura 10.8- Ribeira de Almansor: Distribuição das capturas de <i>Chondrostoma polylepis</i> e <i>Barbus bocagei</i> nos períodos lótico e lêntico.	10-18
Figura 10.9- <i>Barbus bocagei</i> : Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.....	10-20
Figura 10.10- <i>Barbus bocagei</i> : Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).....	10-20
Figura 10.11- <i>Barbus</i> spp: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.	10-21
Figura 10.12- <i>Barbus</i> spp: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).....	10-21
Figura 10.13 - <i>Chondrostoma polylepis</i> : Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.	10-22
Figura 10.14- <i>Chondrostoma polylepis</i> : Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).....	10-22
Figura 10.15- <i>Rutilus alburnoides</i> : Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.....	10-23
Figura 10.16- <i>Rutilus alburnoides</i> : Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).....	10-23
Figura 10.17- <i>Lepomis gibbosus</i> : Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.	10-24
Figura 10.18- <i>Lepomis gibbosus</i> : Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).....	10-24
Figura 10.18- Ribeira de Almansor: Esquema do troço II/II a, evidenciando a disponibilidade de <i>habitats</i> e os principais locais de captura de barbos (A) e bogas (B) em postura.	10-28
Figura 10.19- <i>Barbus bocagei</i> em desova: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.	10-30

Figura 10.20- <i>Barbus bocagei</i> em desova: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).	10-31
Figura 10.21- <i>Chondrostoma polylepis</i> em desova: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.	10-32
Figura 10.22- <i>Chondrostoma polylepis</i> em desova: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).	10-32
Figura 10.23- <i>Lepomis gibbosus</i> em desova: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.	10-33
Figura 10.24- <i>Lepomis gibbosus</i> em desova: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).	10-33

ÍNDICE QUADROS

Quadro 10.1- Espécies piscícolas detectadas na ribeira de Almansor, tipo (I – introduzido, Ind – indígena, End – endémica) e estatutos (E – em perigo, CT – comercialmente ameaçado, V – vulnerável, R – raro, K – insuficientemente conhecido, NT – não ameaçado).	10-7
Quadro 10.2- Abundância relativa de espécies reófilas e exóticas nos períodos lótico e lêntico em cada ano de amostragem na ribeira de Almansor.	10-12
Quadro 10.3- Caudal médio mensal (m^3/s) em duas secções da ribeira de Almansor e precipitação anual (mm) nos anos hidrológicos referentes ao período de amostragem. Dados de precipitação. Dados de precipitação do Departamento de Engenharia Rural da Universidade de Évora – estação do Divor.	10-14
Quadro 10.4- Valores globais de diversidade (índice de Shannon-Wiener), equitabilidade e dominância nos períodos lótico e lêntico em cada ano de amostragem na ribeira de Almansor.	10-15
Quadro 10.5- Estações de amostragem e período do ano em que foram capturados exemplares em postura das várias espécies (estado de maturação V) e pertencentes à cohorte do ano (YOY) na ribeira de Almansor ao longo dos três anos de amostragem.	10-27
Quadro 10 6: Frequência absoluta de machos e fêmeas de <i>Barbus bocagei</i> , <i>Chondrostoma polylepis</i> , <i>Lepomis gibbosus</i> e <i>Rutilus alburnoides</i> capturados nos meses em que ocorreram indivíduos em postura na ribeira de Almansor.	10-29

10 ICTIOFAUNA

10.1 INTRODUÇÃO

A fauna piscícola dulçaquícola do sul de Portugal apresenta um elevado interesse em termos evolutivos e ecológicos. Muitas espécies são endemismos ibéricos, aumentando o seu número de norte para sul, e apresentando a sua expressão máxima no Rio Guadiana (Almaça, 1978; Collares-Pereira, 1985). Salienta-se que se considera, actualmente, que um grande número de espécies íctias apresenta estatuto de vulnerável, ameaçada ou mesmo em perigo.

A bacia hidrográfica do Tejo, onde a Ribeira de Almansor se insere, suporta uma Ictiofauna diversa, estando documentada a existência de pelo menos vinte e cinco espécies dulçaquícolas e cerca de dez espécies marinhas. Relativamente às espécies introduzidas, a bacia do Tejo apresenta oito espécies, entre elas *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus*, *Micropterus salmoides*, *Gobio gobio*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*.

Com o objectivo de criar reservas de água para abastecimento público e fins agrícolas intervem-se sobre os rios represando-se a água em albufeiras. O rio para jusante da barragem passa a depender em grande medida da água disponibilizada pela albufeira, isto é, da quantidade, periodicidade e qualidade de água descarregada.

A existência de um albufeira num curso de água tem várias implicações, tais como:

- alterações no regime de caudais: diminuição do escoamento, extensão do período de mais baixos caudais, desaparecimento de cheias, designadamente das cheias com efeito de limpeza (*flushing flows*),
- alterações na morfologia do curso tendendo a desaparecer os substratos de granulometrias intermédias e acumulação de sedimentos vasosos e arenosos, modificação do padrão das sequências *pool-riffle*,
- alterações no regime de temperaturas,
- alterações na disponibilidade de alimento, já que muitas espécies de macroinvertebrados estão associados a sedimentos de tipo grosseiro que têm tendência a desaparecer por deposição de sedimentos que não serão lavados pelo caudal do rio.

Todas estas alterações são afinal consequência da diminuição do escoamento e das alterações no regime de caudais e todas afectam de modo adverso as comunidades

piscícolas. O efeito de barreira que a barragem constitui, quebrando a conectividade longitudinal, limita a progressão dos peixes na rede hídrica, fragmentando populações e afectando em particular as espécies diádromas, se ocorrerem nesse curso, e as espécies dulceaquícolas migradoras, como os barbos ou as bogas.

A maioria dos peixes nativos, ciprinídeos, apresenta estratégias ecológicas adaptadas aos sistemas lóticos. Em particular a ictiofauna do sul do país evidencia um conjunto de características, nomeadamente reprodutivas, que resultam da sua adaptação ao carácter temporário dos cursos de água. O ciclo reprodutivo destas espécies depende da existência no local de zonas estáveis de pequena profundidade e com sedimento médio-grosseiro, associando-se o desenrolar das várias fases reprodutivas às flutuações hidrológicas que este tipo de cursos apresentam.

Tipicamente, na sequência da construção de uma barragem, as espécies piscícolas mais exigentes e habitualmente associadas à corrente regredem e as espécies de afinidades lênticas, exóticas na totalidade, sofrem significativos incrementos populacionais e passam a dominar nesses cursos. Salienta-se ainda que para as populações muito rarefeitas e que se encontram em regressão, a fragmentação acrescida tende a acentuar essa vulnerabilidade podendo assistir-se ao seu desaparecimento.

Devido a todos estes aspectos, é de grande importância acompanhar a evolução das comunidades ictiológicas na sequência da criação de uma barragem a montante.

Por outro lado, o reconhecimento de que os peixes respondem às pressões e são portanto valiosos bio-indicadores das pressões humanas nos ecossistemas de águas interiores, levou a que fossem, na Directiva-Quadro da Água da União Europeia, incluídos no grupo de elementos biológicos de qualidade na determinação do estado ecológico em rios. Não estão, no entanto, ainda definidos para este grupo índices de qualidade de aplicação generalizada em Portugal.

Para o estabelecimento do regime de caudal ecológico tem sido frequentemente seleccionada a ictiofauna como grupo-alvo, e designadamente as espécies mais sensíveis e/ou as de reprodução associada à corrente, dado o facto de constituírem uma componente do sistema com elevado grau de dependência do caudal. Uma das principais funções do caudal ecológico é responder às necessidades de habitat da fauna piscícola e garantir condições favoráveis às deslocações na rede hídrica incluindo as migrações.

Como referido, a relação das espécies piscícolas com os diversos habitats aquáticos é particularmente importante já que diversas espécies têm exigências particular em

termos de habitat. Embora não incluído no protocolo do presente estudo, decidiu-se proceder à caracterização da ocupação de habitats através da determinação da probabilidade de uso, abordando-se ainda a reprodução e identificação de zonas de postura. Não se procedeu à aplicação de um índice ictiológico por se entender que os resultados dariam uma imagem falseadora do estado ecológico do sistema, subavaliando-o. De facto, a baixa complexidade da ictiofauna é frequentemente uma característica natural em cursos de baixa ordem (aqui acrescida ao efeito das barreiras e à morfologia do curso) e nestas circunstâncias a aplicação de índices conduziria a valores baixos.

10.2 METODOLOGIA

10.2.1 Amostragem

As amostragens foram efectuadas sazonalmente entre Abril de 2001 e Maio de 2004, tendo sido particularmente intensificadas durante a Primavera, dada a importância desta estação no âmbito da reprodução da ictiofauna. O Outono foi a estação do ano globalmente menos amostrada devido aos elevados valores de turbidez da água que normalmente se mantêm durante este período e dificulta as capturas.

As capturas foram efectuadas com aparelho de pesca eléctrica de transporte dorsal com bateria de 12 V, tendo sido utilizado com 50 a 100 impulsos/seg., 10kW/impulso e 600 a 800 V AC, de acordo com a condutividade da água. Os valores de captura são referidos a capturas por unidade de esforço (CPUE), sendo 1 minuto a unidade de esforço de pesca.

Os indivíduos capturados foram identificados e medidos no local (comprimento total) e posteriormente devolvidos vivos ao meio. Como nenhum exemplar foi eviscerado o estado de maturação das gónadas não pôde ser avaliado por observação directa das gónadas, sendo apenas possível identificar os indivíduos em postura - classe V - em que os gâmetas são expelidos à mais leve pressão no ventre do animal (Nikolsky, 1963).

10.2.2 Ocupação de *habitat*

As amostragens foram realizadas em vários troços da ribeira de Almansor a jusante da barragem dos Minutos (Fig. 10.1). No decorrer do trabalho tentou-se seleccionar novos

locais, nomeadamente entre as estações D e C e entre B e A. No entanto, ambas as áreas se mostraram inacessíveis, quer por impossibilidade de acesso à ribeira, quer por impraticabilidade do terreno durante os períodos de Outono-Inverno-Primavera.

Em cada local as colheitas foram efectuadas nos diversos *habitats* (unidades fisicamente homogéneas), tentando abranger toda a diversidade existente: *habitats* lóticos de escoamento turbulento (*riffles*), *habitats* lóticos de escoamento laminar (*runs*), e *habitats* sem corrente ou de corrente muito atenuada (*pools*). Dentro de cada trço foi ainda avaliada a disponibilidade total de cada *habitat*.



Figura 10.1 – Ribeira de Almansor: localização das estações de amostragem.

A caracterização ao nível do *microhabitat* assentou em diversos parâmetros: (i) profundidade (vara graduada); (ii) velocidade da corrente (correntómetro com sensor electromagnético medido a 0,6 da profundidade da coluna de água); (iii) substrato dominante (avaliado visualmente com base em 6 classes - (1) vasa e areia fina; (2) areia, areão e saibro de 1 a 5 mm; (3) gravilha e pedras miúdas de 5 a 50 mm; (4) pedras de 50 a 150 mm; (5) calhaus de 150 a 500 mm; (6) blocos maiores que 500 mm; (iv) grau de cobertura pela vegetação aquática ou ripária submersa e (v) condutividade, pH, temperatura e oxigénio dissolvido (sondas).

Genericamente, a ocupação de *habitat* traduz a resposta de uma espécie, ou estado de desenvolvimento, a diferentes gradientes de uma dada variável ambiental. A

resposta da espécie é frequentemente apresentada em termos de número ou frequência dos organismos que ocorrem dentro dos intervalos definidos para o parâmetro ambiental em estudo, mas também pode ser expressa em densidade populacional, produtividade ou biomassa (Slausson, 1988).

O regime de ocupação de *habitats* das espécies capturadas na ribeira de Almansor é apresentado sob a forma de curvas de ocupação ou de probabilidade de uso. Na elaboração das mesmas apenas os dados referentes ao período lótico foram considerados, uma vez que durante o período lêntico o intervalo de valores observados para os parâmetros ambientais é bastante restrito, i.e., os indivíduos têm uma menor disponibilidade de *habitats* com corrente e de maior profundidade, podendo os resultados reflectir uma deficiente utilização.

Para a elaboração das curvas de probabilidade de uso, o gradiente de valores observados para os parâmetros em análise foi discretizado com base nos *habitats* amostrados, com todas as limitações que isto implica em termos de variação de parâmetros observados. As CPUE obtidas para cada espécie relativamente a uma determinada classe de parâmetro de *habitat* foi dividido pelo número de unidades espaciais pertencentes à mesma classe em que se efectuaram colheitas (disponibilidade), incluindo também aquelas em que a captura foi nula. Os valores calculados foram posteriormente multiplicados pela frequência de ocorrência das várias espécies em cada uma das classes de parâmetro. Procurou-se, deste modo, minimizar os erros decorrentes de distintos esforços de captura efectuados nas diferentes classes de parâmetro, que se traduzem em CPUE pouco rigorosas para efeitos de análise. Assim, a frequência de ocorrência representa um factor de correcção das CPUE, uma vez que também caracteriza a abundância de cada espécie pela regularidade da presença, ou seja, a forma mais generalista ou mais especializada com que ocupam o espaço. Os valores de probabilidade de uso foram padronizados relativamente ao valor máximo (que assim se torna igual a 1).

As curvas de probabilidade de uso são apresentadas graficamente de forma bivariada para os parâmetros profundidade e velocidade da corrente (particularmente relevantes numa perspectiva de estabelecer caudais ecológicos com base na preferência de *habitats*). A representação bivariada ou multivariada justifica-se quando a relação da espécie com uma dada condição ambiental pode ser influenciada pela interacção das variáveis ambientais. De facto, a interacção entre a profundidade e velocidade da corrente tem sido assinalada como biologicamente importante (Bovee, 1986). Para a variável substrato as curvas de ocupação são apresentadas sob a forma de

histogramas, dada a sua relevância no âmbito da reprodução das espécies, em particular das reófilas.

10.2.3 Estrutura da Comunidade

Para caracterizar a estrutura da comunidade ao nível da diversidade específica foi utilizado o Índice de Shannon-Wiener (H):

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

em que

p_i = frequência relativa da espécie de ordem i

O índice de diversidade foi complementado pelo índice de equitabilidade (E):

$$E = H/H_{max}$$

em que $H_{max} = \ln S$

S = número de espécies

A dominância foi avaliada com base na abundância numérica em CPUE, pela expressão:

$$\text{Índice de dominância da comunidade (\%)} = 100 \times ((P1+P2) / N)$$

em que

$P1$ e $P2$ = número de indivíduos das duas espécies mais abundantes

N = número total de indivíduos

10.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

10.3.1 Abundância e distribuição das espécies

Em termos de caracterização geral dos troços prospectados na ribeira de Almansor a jusante da barragem dos Minutos, foram capturadas doze espécies pertencentes à ictiofauna da rede hídrica do rio Tejo (Quadro 10.1).

Quadro 10.1- Espécies piscícolas detectadas na ribeira de Almansor, tipo (I – introduzido, Ind – indígena, End – endémica) e estatutos (E – em perigo, CT – comercialmente ameaçado, V –vulnerável, R – raro, K – insuficientemente conhecido, NT – não ameaçado).

Espécie (nome vulgar)	Tipo	Estatutos			
		Portugal *	Espanha **	Convenção de Berna	Directiva Habitats
FAMÍLIA ANGUILLIDAE <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758) (Adulto: Enguia, Eiró; Larva: Meixão, Angula)		CT	V		
FAMÍLIA CYPRINIDAE <i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1865 (Barbo do norte)	End	NT	NT	III	
<i>Chondrostoma polylepis</i> (Steindachner, 1865) (Boga)	End	NT	NT	III	Anexo II
<i>Chondrostoma lusitanicum</i> Collares-Pereira, 1980 (Boga portuguesa)	End	R		III	Anexo II
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 (Carpa, Sarmão)	I				
<i>Leuciscus pyrenaicus</i> Gunther, 1868 (Escalo do sul, Escalo)	End	NT	NT	III	
<i>Rutilus alburnoides</i> (Steindachner, 1866) (Bordalo)	End	NT	NT	III	Anexo II
FAMÍLIA COBITIDAE <i>Cobitis paludica</i> De Buen, 1930 (Verdemã)	End	NT	V		
FAMÍLIA POECILIIDAE <i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859 (Gambúsia)	I				
FAMÍLIA CENTRARCHIDAE <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1958) (Perca-sol)	I				
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802) (Achigã)	I	K		NT	
FAMÍLIA CICHLIDAE <i>Cichlasoma facetum</i> (Jenyns, 1842) (Chanchito)	I				

* SNPRCN, 1991; ** ICONA, 1986.

Comparativamente, a ictiofauna do rio Tejo é claramente menos interessante do que a do rio Guadiana, uma vez que apresenta um menor número de espécies e de endemismos e, por conseguinte, um menor valor numa perspectiva de património natural faunístico. É ainda de salientar o facto dos afluentes da margem esquerda, i.e. a sul do rio Tejo, apresentarem um valor mais baixo do que os da margem direita ou do extremo norte desta bacia hidrográfica. De qualquer forma, não se pode deixar de referir a baixa riqueza específica e o relativamente reduzido interesse da ictiofauna da ribeira de Almansor face a outros cursos do sul de Portugal.

Em levantamentos efectuados nesta rede hídrica, foram detectados ninhos de lampreia de rio (*Lampetra fluviatilis* L.), espécie de restritas áreas de distribuição e elevado valor de conservação (SNPRCN, 1991), mas só para jusante da zona de intersecção da Ribeira de Canha com a EN 380 Vendas Novas - Lavre (P.R.Almeida, com.pess.). Não se detectaram ninhos ou adultos da espécie para montante desse troço e portanto a distribuição desta espécie não se estende para a área de estudo. O local de ocorrência mais próximo dista 25 km da estação M, o limite a jusante do segmento fluvial da Ribeira de Almansor em estudo.

Com a excepção de *Chondrostoma lusitanicum* (Boga portuguesa), considerada rara (SNPRCN, 1991) e que aqui surge muito pontualmente, nenhuma das espécies capturadas no decorrer deste estudo possui um estatuto de conservação que confira a esta fauna um particular grau de importância e constitua um argumento especialmente relevante sob o ponto de vista conservacionista. No entanto, como questão de princípio e porque se trata de uma componente paradigmática do património faunístico, e pelo próprio carácter deste programa, considera-se correcto que um dos objectivos a atingir seja a manutenção das populações das espécies ictiológicas indígenas.

Durante os meses de Verão muitos cursos do sul de Portugal, incluindo a ribeira de Almansor, deixam de correr, apresentando-se reduzidos a pegos separados por troços secos de extensão variável. No sentido de analisar a evolução das populações piscícolas face às alterações do regime de escoamento ao longo do ano os resultados são apresentados separadamente para os períodos lóxico e lântico. As capturas por unidade de esforço são apresentadas em termos proporcionais por forma a permitir uma correcta comparação dos resultados obtidos nos dois períodos considerados, evitando eventuais erros de sobreavaliação das capturas durante o período estival. Tal deve-se ao confinamento dos indivíduos em corpos de água de área relativamente pequena (pegos) nos meses de Verão, o que se traduz numa maior eficiência de captura.

Nas Figuras 10.2 a 10.5 apresentam-se as capturas globais relativas por espécie nos períodos referidos no decurso dos anos de amostragem (a gambúsia, *Gambusia holbrooki*, não foi incluída na análise por se tratar de uma espécie de pequenas dimensões cuja captura é fortemente errática). Os barbos de comprimento total inferior a 12 cm foram identificados como *Barbus* spp., dada a impossibilidade de discriminar a nível específico os exemplares de pequenas dimensões com base em caracteres morfológicos. O facto de todos os barbos capturados de dimensões superiores terem

sido identificados como *Barbus bocagei* leva a supor que os indivíduos assinalados como *Barbus* spp. pertencerão também a esta espécie.

Em 2001 (Figura 10.2) as espécies mais abundantes durante o período lótico são *Lepomis gibbosus* (39%) e *Barbus bocagei* (37%), considerando também *Barbus* spp. como pertencendo à mesma espécie. Seguem-se *Cyprinus carpio* (11%) e *Chondrostoma polylepis* (10%), com abundâncias semelhantes.

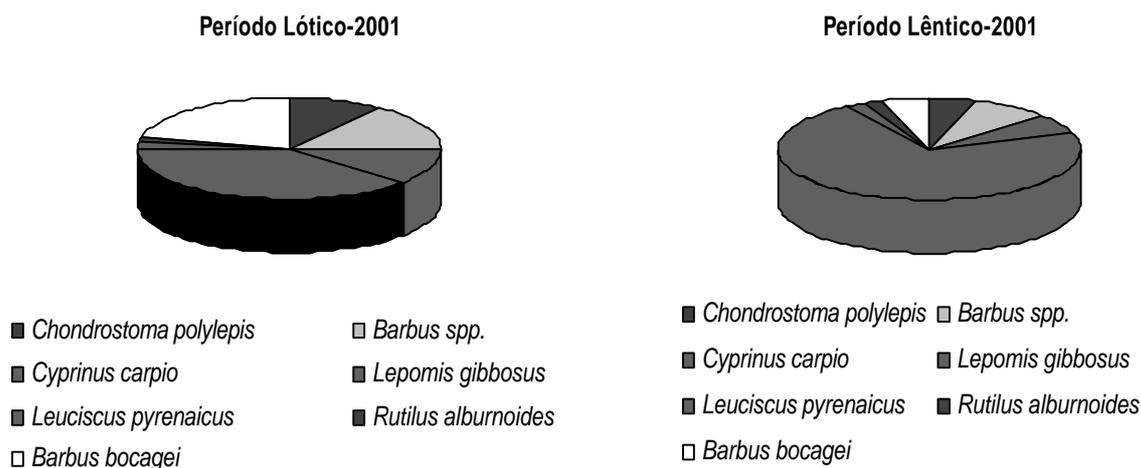


Figura 10.2- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no ano de 2001

No período léntico de 2001 (Fig. 10.2) verifica-se uma predominância de *Lepomis gibbosus* (72%), assistindo-se a uma evidente regressão na abundância das outras espécies, com especial destaque para as espécies reófilas: *Barbus bocagei* e *Barbus* spp. (13%) e *Chondrostoma polylepis* (5%). Também se registou a presença de *Cyprinus carpio* (6%). Em ambos os períodos, os outros ciprinídeos como *Leuciscus pyrenaicus* e *Rutilus alburnoides*, esta última uma das espécies ictiológicas mais abundantes em muitos cursos do sul de Portugal, ocorrem de forma pontual, com valores de abundância relativa na ordem de 1% a 2%.

Em 2002 (Fig. 10.3), a espécie mais abundante durante o período lótico é destacadamente *Barbus bocagei* (69%), seguida por *Lepomis gibbosus* (11%) e *Chondrostoma polylepis* (12%) (Figura 10.3). Há ainda a registar a captura de *Cobitis paludica* (4%) e de *Anguilla anguilla* (2%), espécie migradora catádroma. Durante o período léntico as maiores abundâncias são repartidas entre *Chondrostoma polylepis* (37%) e *Lepomis gibbosus* (34%), embora *Barbus bocagei* também apresente valores bastante expressivos (28%). Registou-se também a presença de *Cyprinus carpio* e

Anguilla anguilla, ambos com valores próximos de 1%. Mais uma vez *Rutilus alburnoides* representa uma fracção muito diminuta das capturas ao longo de todo o ano.

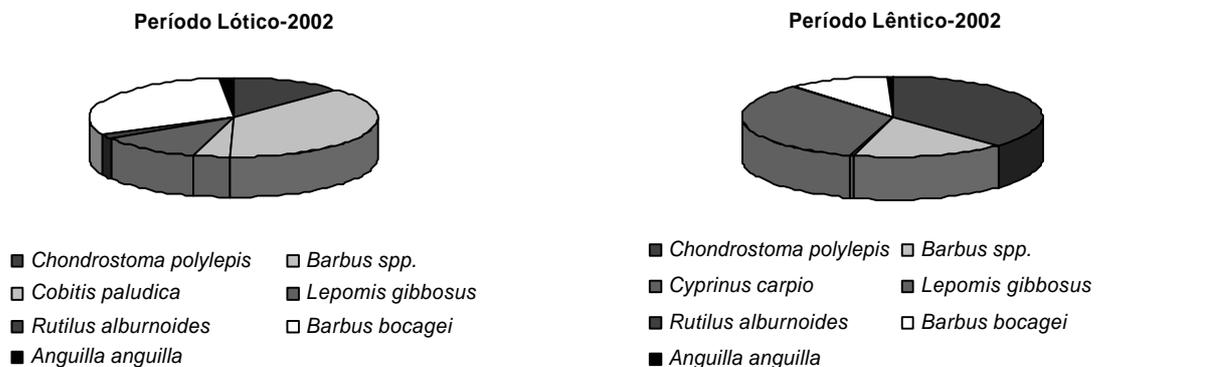


Figura 10.3- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no ano de 2002.

No período lótico de 2003 as capturas são maioritariamente constituídas por *Barbus bocagei* (51%), representando *Lepomis gibbosus* 27% do total e *Chondrostoma polylepis* 17% (Figura 10.4). Neste período destaca-se um incremento da riqueza específica na composição piscícola, salientando-se a captura de um exemplar de *Cichlasoma facetum*, até recentemente circunscrita em Portugal à rede hídrica do Guadiana. No entanto, as restantes espécies capturadas – *Cobitis paludica*, *Leuciscus pyrenaicus*, *Rutilus alburnoides* e *Anguilla anguilla* - apresentam valores muito pouco expressivos (inferiores a 5%).

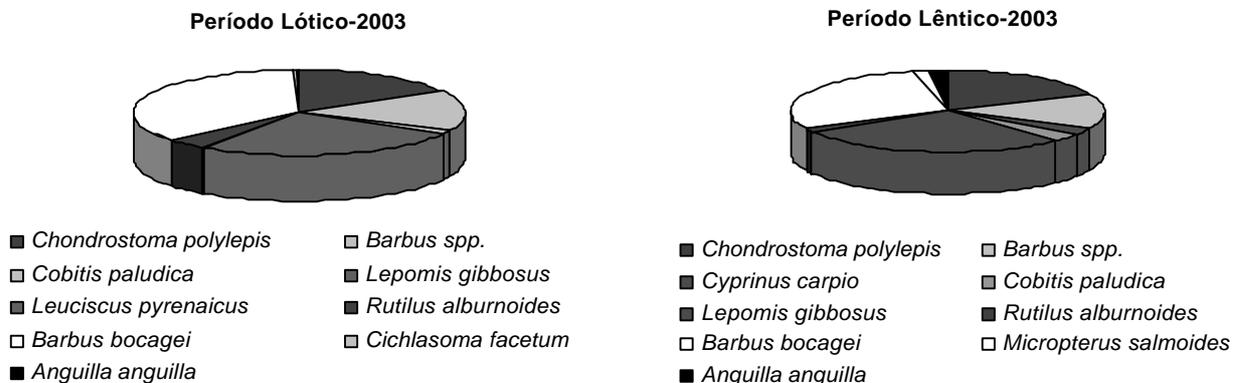


Figura 10.4- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no ano de 2003.

Durante o período estival de 2003 (Fig. 10.4) *Lepomis gibbosus* e *Chondrostoma polylepis* mantêm sensivelmente a mesma abundância relativa verificada durante o período de corrente, assumindo *Barbus bocagei* a maioria das capturas (42%). *Rutilus alburnoides* e *Cobitis paludica* ocorrem com abundâncias relativas que não ultrapassam 1% e 4%, respectivamente. Regista-se pela primeira vez a captura de *Micropterus salmoides*, embora com valores reduzidos (2%), a par de *Cyprinus carpio* e *Anguilla anguilla*.

No primeiro semestre de 2004 (Fig. 10.5), embora se registre uma aumento da riqueza específica relativamente aos outros anos, a distribuição das capturas é feita de forma quase exclusiva por três espécies, designadamente *Barbus bocagei* (38%), *Lepomis gibbosus* (35%) e *Chondrostoma polylepis* (23%) (Figura 10.5). As restantes espécies, das quais se destaca a captura de *Chondrostoma lusitanicum* pela primeira vez, ocorrem com valores de abundância relativa vestigiais (inferiores a 1%).

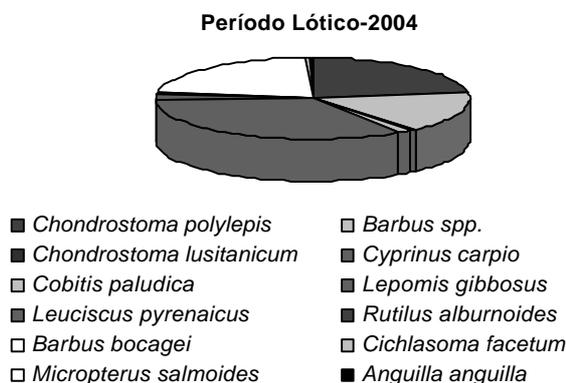


Figura 10.5- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas no período lótico do ano de 2004.

Em síntese, observam-se alterações na composição piscícola entre os períodos lótico e lêntico nos vários anos de amostragem. No período lótico, as espécies reófilas (*Barbus bocagei* e *Chondrostoma polylepis*) ocorrem com valores mais expressivos, representando grande ou a maior parte das capturas enquanto que no período lêntico se assiste a uma considerável diminuição na abundância destas espécies,

acompanhada de um aumento das capturas das espécies exóticas de afinidades lênticas (*Lepomis gibbosus* e *Cyprinus carpio*) (Quadro 10.2).

Quadro 10.2- Abundância relativa de espécies reófilas e exóticas nos períodos lóxico e lêntico em cada ano de amostragem na ribeira de Almansor.

	<i>ESPÉCIES</i>	
	<i>REÓFILAS</i> <i>Barbus bocagei</i> <i>Barbus spp.</i> <i>Chondrostoma polylepis</i> <i>Chondrostoma lusitanicum</i>	<i>EXÓTICAS</i> <i>Lepomis gibbosus</i> <i>Cyprinus carpio</i> <i>Micropterus salmoides</i>
Período lóxico 2001	47%	50%
Período lêntico 2001	18%	78%
Período lóxico 2002	80%	12%
Período lêntico 2002	65%	34%
Período lóxico 2003	68%	27%
Período lêntico 2003	61%	33%
Período lóxico 2004	61%	35%

No entanto, esta tendência da composição piscícola não se verifica nos períodos lóxico de 2001, lêntico de 2002 e lêntico de 2003, nos quais a relação entre as abundâncias relativas dos grupos de espécies em análise é inversa à esperada (Quadro 10.2). Estas diferenças devem ser interpretadas numa análise interanual da composição piscícola nos períodos considerados:

(i) as elevadas capturas anuais e, em particular, a predominância de espécies exóticas nas capturas do período lóxico de 2001 (Figura 10.2) poderá estar relacionada com o baixo escoamento do ano hidrológico 1999/2000. De facto, significativos aumentos na abundância de espécies exóticas, em particular *Lepomis gibbosus*, têm sido registados em condições de baixos valores de caudais (Schlosser, 1985; Bernardo *et al.*, 2003). Embora os valores de caudal médio mensal para a ribeira de Almansor apenas tenham sido calculados para os anos hidrológicos 2001/2002, 2002/2003 e 2003/2004 (neste último ano os valores foram registados apenas até Junho) ao nível dos troços D e M, os registos de precipitação para 1999/2000 e 2000/2001 fornecem informação complementar nesse sentido (Quadro 10.3). A isto acresce o facto das amostragens terem sido particularmente intensificadas a partir da

Primavera de 2002, pelo que os resultados obtidos em 2001 poderão ser considerados pouco concludentes;

(ii) o considerável aumento de *Barbus* spp. em 2002 (Figura 10.3), particularmente evidente durante o período lótico (39%), acompanhado de uma franca diminuição das capturas de *Lepomis gibbosus* (11%), que se traduz na já referida ausência de predominância das espécies exóticas no período lêntico do mesmo ano (Quadro 10.2). Tal poderá ser consequência de um recrutamento superior de *Barbus bocagei* em 2001, relacionado com o elevado caudal no ano hidrológico de 2000/2001 (inferido a partir dos valores de precipitação registados nesse ano – Quadro 10.3), traduzindo-se num incremento das capturas de exemplares de comprimento inferior a 12 cm em 2002. O aumento de caudal parece ser um dos principais factores que influenciam positivamente o sucesso reprodutor e, conseqüentemente, o recrutamento e recuperação de várias espécies indígenas, nomeadamente barbos (Bohnsack, 1983; Matthews 1986; Closs & Lake, 1996; Lobon-Cerviá, 1996; Cambray *et al.*, 1997; Bernardo *et al.*, 2003). Pelo contrário, o aumento de caudal tem um efeito negativo nas populações de espécies exóticas, prevenindo a proliferação das mesmas, e, por conseguinte, a eventual predação destas sobre as indígenas, bem como competição (Minckley, 1973; Meffe, 1984; Strange *et al.*, 1992). Neste processo adaptativo estão envolvidos quer factores morfológicos, quer comportamentais, que tornam as espécies exóticas mais vulneráveis do que as indígenas a caudais elevados (Meffe, 1984; Mahon, 1984; Bernardo *et al.*, 2003);

(iii) a diminuição de caudal em 2001/2002 parece ter-se reflectido num menor recrutamento de *Barbus bocagei* no mesmo ano e, conseqüentemente, numa menor abundância relativa de *Barbus* spp. em 2003. Pelo mesmo motivo, assiste-se a um aumento das capturas de *Lepomis gibbosus* em 2003 (Figura 10.4). Por outro lado, a partir de 2002 as amostragens de Verão passaram a incluir o troço II/IIa, o que se traduziu num aumento das capturas de espécies reófilas nos períodos lênticos seguintes, dada a importância deste local no âmbito da reprodução destas espécies e como *pool* de recolonização após o período estival (questões discutidas adiante);

(iv) apesar da maioria das capturas em 2004 se referirem a espécies reófilas, verifica-se que a proporção deste grupo diminuiu relativamente ao mesmo período do ano anterior, exactamente na mesma proporção em que aumentaram as espécies exóticas (7%). (Figuras 10.4 e 10.5). Na verdade observa-se um aumento do caudal médio mensal no ano hidrológico de 2002/2003, sugerindo um aumento do recrutamento de espécies reófilas em 2003, de acordo com as tendências dos anos anteriores. No entanto, tal como anteriormente explicado, a área seca durante o Verão

de 2003 aumentou (ver Cap. 7), agudizando os constrangimentos hídricos a que a ictiofauna indígena está sujeita durante o período estival. Tal poderá ter aumentado a mortalidade da *cohorte* do ano de *Barbus bocagei*, uma vez que esta espécie se reproduz entre a Primavera e o princípio do Verão, reflectindo-se nas capturas de 2004. De facto, considerando os resultados do período lêntico, apenas em 2003 existe uma marcada inferioridade da abundância relativa de *Barbus* spp. relativamente aos exemplares adultos - *Barbus bocagei* (Figuras 10.2, 10.3 e 10.4).

Quadro 10.3- Caudal médio mensal (m³/s) em duas secções da ribeira de Almansor e precipitação anual (mm) nos anos hidrológicos referentes ao período de amostragem. Dados de precipitação. Dados de precipitação do Departamento de Engenharia Rural da Universidade de Évora – estação do Divor.

	Caudal médio mensal troço D (m ³ /s)	Caudal médio mensal troço M (m ³ /s)	Precipitação anual (mm)
1999/2000	—	—	486,6
2000/2001	—	—	867,7
2001/2002	0,0011	0,0747	553,2
2002/2003	0,2280	1,2433	694,8
2003/2004	0,0029	0,2645	534,5

Esta análise é complementada e apoiada pelos valores de diversidade, equitabilidade e dominância obtidos nos dois períodos durante os anos de amostragem (Quadro 10.4). Em 2001, quer a diversidade, quer a equitabilidade decrescem no período lêntico, traduzindo uma diminuição da heterogeneidade dos agrupamentos e um acentuado desequilíbrio na abundância relativa dessas espécies ($H = 1$; $E = 0,56$). Em termos de dominância de comunidade, o valor global (80%) atesta uma particular predominância de uma espécie, no caso *Lepomis gibbosus*, no período lêntico. Em 2002 e 2003, observa-se uma situação inversa, aumentando a diversidade e equitabilidade no período lêntico (2002: $H = 1,16$; $E = 0,65$; 2003: $H = 1,44$; $E = 0,69$) e diminuindo conseqüentemente a dominância (2002: 65%; 2003: 71%) como resultado

do já referido confinamento e conseqüente superior eficiência de pesca no Verão. O primeiro semestre de 2004 revela-se bastante semelhante ao de 2003 ($H = 1,32$; $E = 0,55$; dominância = 72%). Salientam-se ainda os elevados valores de dominância em qualquer dos períodos e anos considerados (igual ou superior a 65%), o que reflecte a existência de agrupamentos pouco diversos, fortemente dominados por uma ou duas espécies e com baixa abundância das restantes. Esta situação é geralmente causada por perturbações a que o sistema está sujeito e esta característica dos agrupamentos não pode deixar de ser interpretada como sinal de constrangimentos a que o sistema está submetido.

Quadro 10.4- Valores globais de diversidade (índice de Shannon-Wiener), equitabilidade e dominância nos períodos lótico e lêntico em cada ano de amostragem na ribeira de Almansor.

	Diversidade	Equitabilidade	Dominância
Período lótico 2001	1,35	0,75	75%
Período lêntico 2001	1	0,56	85%
Período lótico 2002	1,06	0,59	80%
Período lêntico 2002	1,16	0,65	65%
Período lótico 2003	1,21	0,58	78%
Período lêntico 2003	1,44	0,69	71%
Período lótico 2004	1,32	0,55	72%

Considerando as capturas efectuadas nos vários troços amostrados, verifica-se uma presença constante, normalmente acompanhada por elevados valores de abundância relativa, de *Lepomis gibbosus* nos vários locais amostrados e em ambos os períodos (Figuras 10.6 e 10.7). A segunda espécie mais abundante, e cuja presença foi também detectada ao longo de todo o troço amostrado, é *Barbus bocagei*, com destaque para as estações A, II/IIa e M.

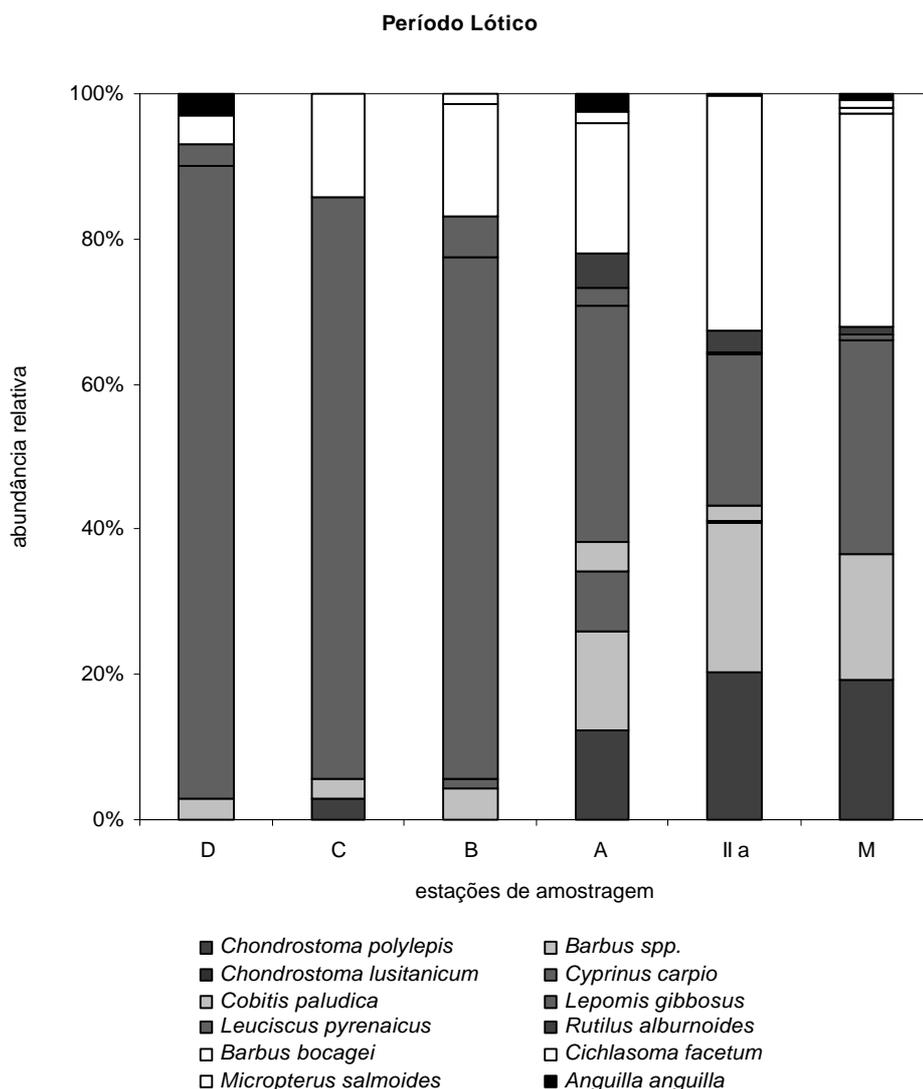


Figura 10.6- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas nos vários locais de amostragem durante o período lótico.

Nos troços C, B, A e M surge com alguma expressão *Chondrostoma polylepis*, embora esta espécie esteja particularmente bem representada na estação II/IIa. *Cyprinus carpio* ocorre nas estações D, B, A e II/IIa. Apenas se registou a ocorrência de *Cobitis paludica* em A e II/IIa. *Leuciscus pyrenaicus* e *Rutilus alburnoides* também ocorrem em várias estações: D, A, II/IIa, M e B (nesta última apenas *Leuciscus pyrenaicus*), embora com valores muito pouco expressivos. Nestes mesmos locais foram pontualmente capturados exemplares de *Anguilla anguilla*. Ocorrências também pontuais foram registadas para *Cichlasoma facetum* nas estações B, A e M. Por

último, refira-se a captura de um indivíduo de *Chondrostoma lusitanicum* em II/IIa e de *Micropterus salmoides* no troço M. Os resultados sugerem, assim, o troço compreendido entre as estações A e M como o mais significativo, com especial destaque para as estações A e II/IIa.

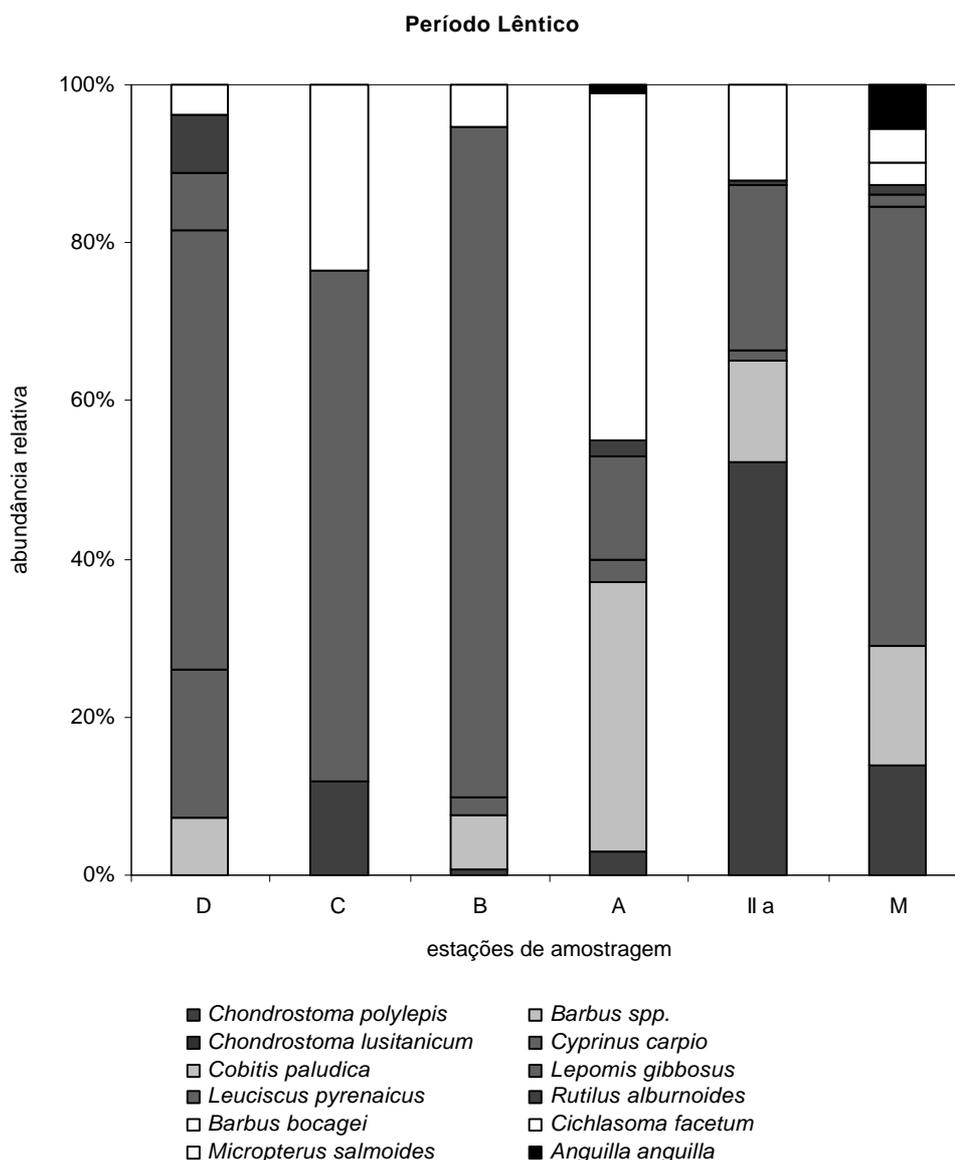


Figura 10.7- Ribeira de Almansor: Composição dos agrupamentos piscícolas nos vários locais de amostragem durante o período léntico.

Nos vários locais de amostragem a análise comparativa entre os dois períodos de capturas considerados não evidencia de forma clara um aumento das capturas de *Lepomis gibbosus* durante o período léntico, designadamente nas estações D, C, A e

II/IIa. Saliente-se que nas estações A e II/IIa se assiste mesmo a uma predominância de espécies reófilas nos agrupamentos piscícolas do período lântico (Figura 10.7). Com efeito, analisando a distribuição das capturas das duas espécies reófilas mais abundantes, é notória a desigualdade de proporções entre as estações amostradas (Figura 10.8). Assim, no período lótico destacam-se os locais II/IIa e M, enquanto que no período lântico a estação II/IIa assume particular relevância para *Chondrostoma polylepis* e a estação A para *Barbus bocagei*, espécie que também ocorre de forma significativa na estação II/IIa. Estes resultados reforçam a importância do troço a jusante da estação A.

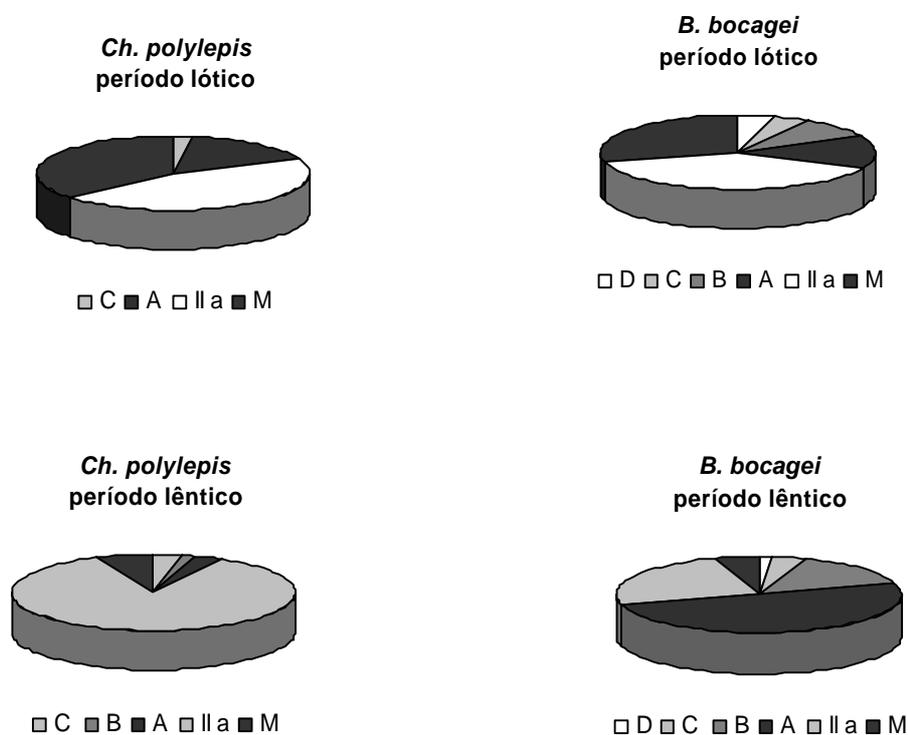


Figura 10.8- Ribeira de Almansor: Distribuição das capturas de *Chondrostoma polylepis* e *Barbus bocagei* nos períodos lótico e lântico.

Desta forma, os locais A e II/IIa restem-se de particular importância durante o período lântico, uma vez que a jusante destes troços existem açudes de dimensão significativa, o que implica o isolamento a jusante deste curso em matéria de ictiofauna, já que a altura destes obstáculos habitualmente impede a progressão dos peixes, mesmo dos de maiores dimensões. De facto, as capturas registadas no período lântico foram efectuadas justamente no grande volume de água que persiste em ambas as estações imediatamente a montante dos referidos açudes nesta época do ano.

Assim sendo, no troço prospectado da ribeira de Almansor, os processos de recolonização anual de jusante não se verificam, existindo, inclusivamente, troços fechados. Nestas circunstâncias, a recolonização de jusante, a partir de troços em que é possível a manutenção de *pools* específicos, é responsável pelo processo de ocupação, pelo menos até à Primavera seguinte. Uma vez que as estações A e II/IIa mantêm populações que persistem durante o período seco, permitindo a sobrevivência de indivíduos de espécies indígenas, em particular reófilas, que atingem a maturidade sexual e se reproduzem, possuem um valor ecológico acrescido.

Durante o período lótico verificam-se abundâncias mais expressivas das espécies reófilas, salientando-se uma diminuição da abundância relativa de *Lepomis gibbosus* e um aumento da riqueza específica, com a distância à barragem dos Minutos. Este facto é consequência directa da ausência sazonal de caudal na ribeira de Almansor, a qual limita a ocorrência de indivíduos nos locais que sofrem maior dissecação, ou seja, as zonas mais a montante. Por outro lado, uma vez que a formação de pegos aumenta para jusante, a ictiofauna tende a concentrar-se onde existam refúgios que lhe permita sobreviver durante a estação seca, i.e., onde a estabilidade ambiental é maior (Matthews, 1998). De facto, em cursos com elevadas variações sazonais e interanuais de caudal a distribuição e abundância das espécies está mais relacionada com factores de larga escala (e.g. clima, água subterrânea, geomorfologia) (Sabater *et al.*, 1995) do que com as variáveis bióticas e ao nível do *habitat* (Angermeier & Schlosser, 1989).

10.3.2 Ocupação de *habitat*

Apenas para *Barbus bocagei*, *Barbus* spp. (indivíduos com comprimento total inferior a 12cm), *Chondrostoma polylepis*, *Lepomis gibbosus* e *Rutilus alburnoides* o volume de dados recolhido ao longo do período de amostragem possibilitou a elaboração de curvas de ocupação de *habitat* nos parâmetros profundidade e velocidade de corrente. A intersecção destes dois parâmetros permite a definição de tipologias de *habitat*, delimitadas e indicadas na representação gráfica das curvas de probabilidade de uso destas espécies (Ilhéu *et al.*, 1999).

Na Figura 10.9 apresenta-se a curva de probabilidade de uso para *Barbus bocagei*. A utilização predominante ocorre em *runs* médios moderados (0,001 a 0,2 m/s e 40 a 70 cm), assim como *riffles* lentos e rápidos (velocidade de corrente até 1 m/s e 40 a 70 cm) e *pools* médios e profundos (profundidade superior a 40 cm). Assim, para estes

indivíduos a ocupação de *habitat* parece ser limitada pelas baixas profundidades (inferior a 15 cm) e pelas correntes mais elevadas (superior a 1 m/s).

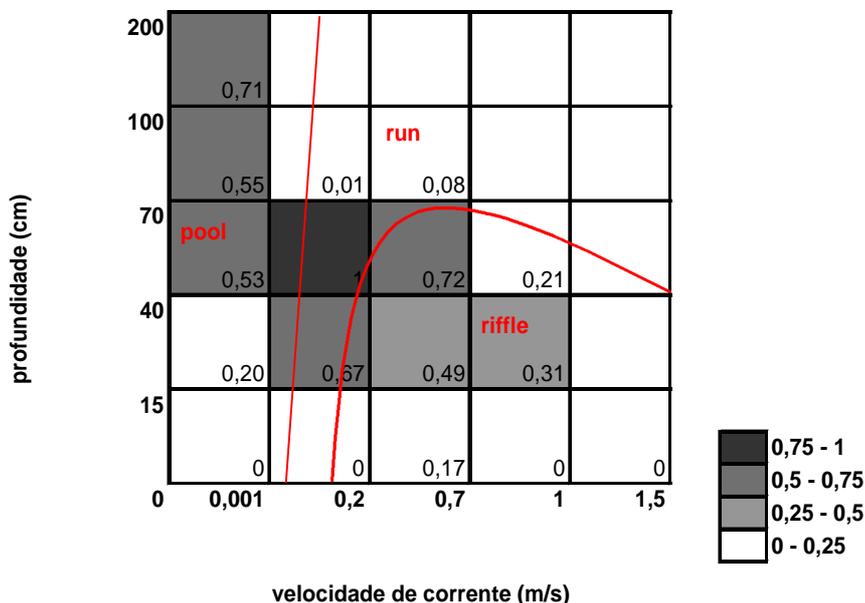


Figura 10.9- *Barbus bocagei*: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

Relativamente ao substrato, os resultados para *Barbus bocagei* apontam para uma ocupação bastante acentuada de pedras, calhaus e blocos, possivelmente como consequência da ocupação acima referida, já que aos *habitats* mais utilizados (com corrente) estão associadas classes de maior granulometria (Figura 10.10).

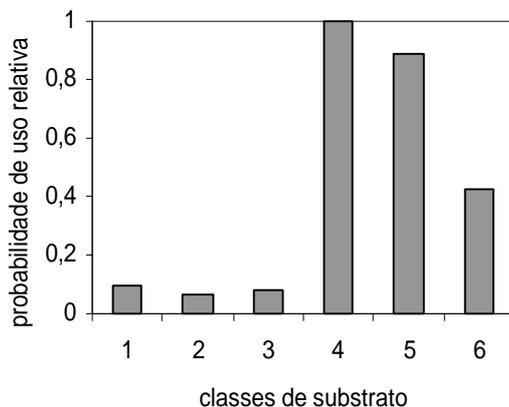


Figura 10.10- *Barbus bocagei*: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

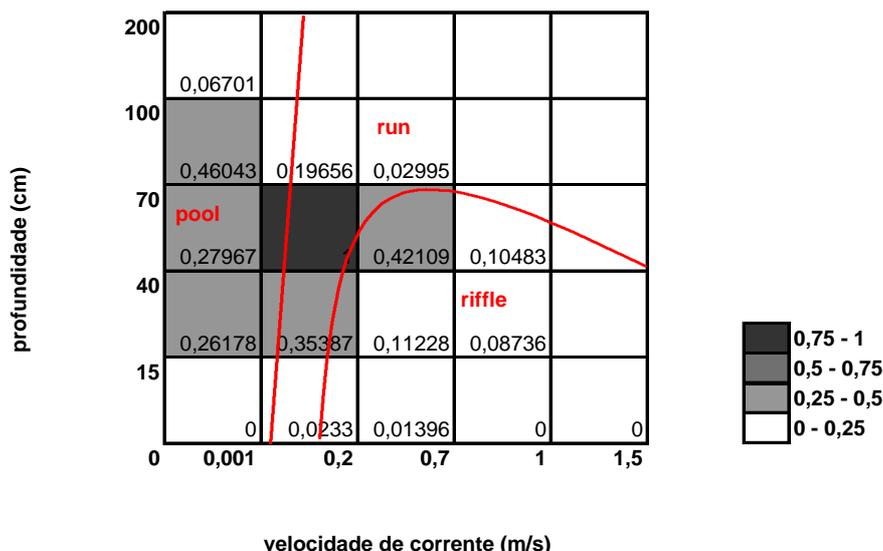


Figura 10.11- *Barbus* spp: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

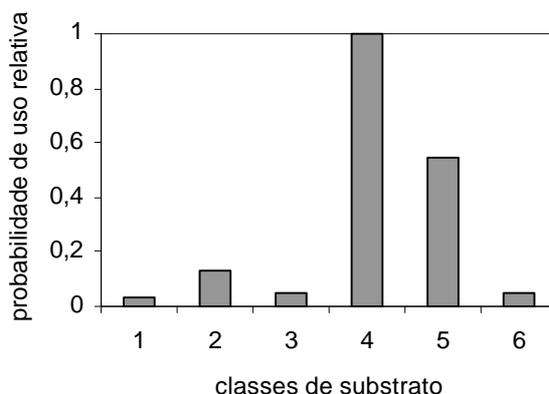


Figura 10.12- *Barbus* spp: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

Os resultados obtidos para *Chondrostoma polylepis* sugerem uma ocupação fortemente selectiva e bipartida (Figura 10.13). Os valores de probabilidade de uso são claramente mais expressivos quer em *pools* profundos (70 a 200 cm), quer em *riffles* moderados a rápidos (0,2 a 1 m/s e 40 a 70 cm), apesar dos indivíduos também utilizarem de forma significativa *runs* médios (0,001 a 0,2 m/s e 40 a 70 cm).

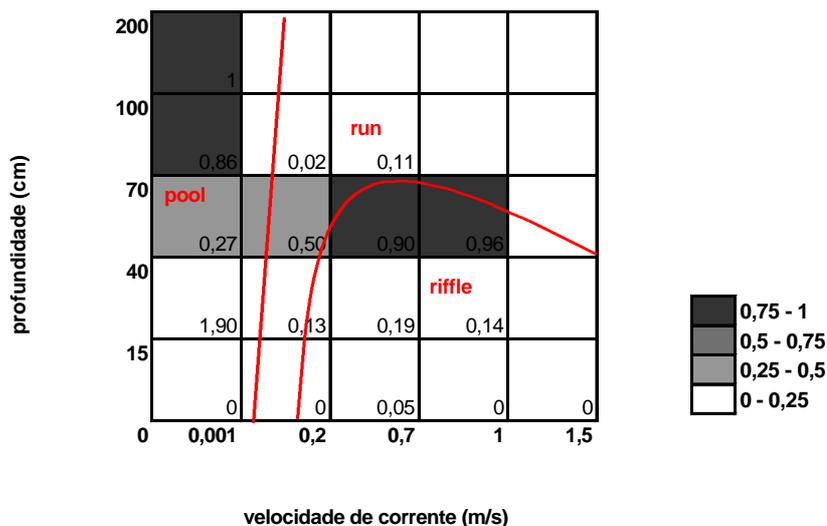


Figura 10.13 - *Chondrostoma polylepis*: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

Justificadamente, as classes de substrato utilizadas por *Chondrostoma polylepis* estão muito marcadas, uma vez que traduzem por um lado a ocupação de locais de menor corrente (areia), e por outro de locais com corrente moderada a elevada (pedras e blocos) (Figura 10.14).

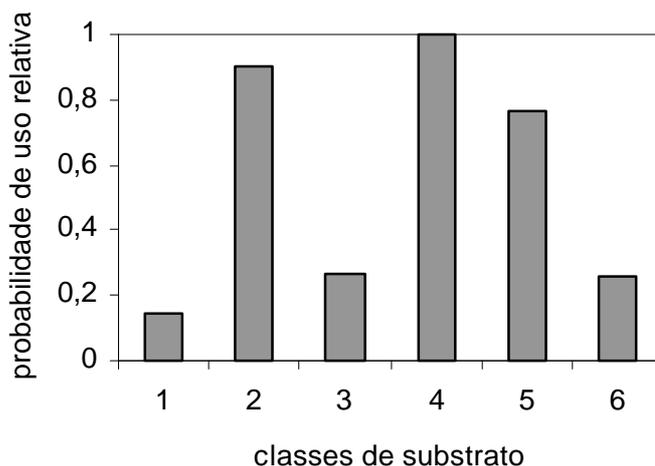


Figura 10.14- *Chondrostoma polylepis*: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

Rutilus alburnoides apresenta probabilidades de uso superiores para *habitats* de corrente, designadamente *runs* pouco profundos e médios (0,001 a 0,2 m/s e 15 a 70 cm) e *riffles* moderados e rápidos (0,2 a 1 m/s e 15 a 70 cm). Utiliza com alguma expressão *pools* médios/profundos (70 a 100 cm) (Figura 10.15). Quanto ao substrato, esta espécie apresenta-se como bastante selectiva, ocupando destacadamente locais de pedras, normalmente associadas aos locais de corrente (Figura 10.16).

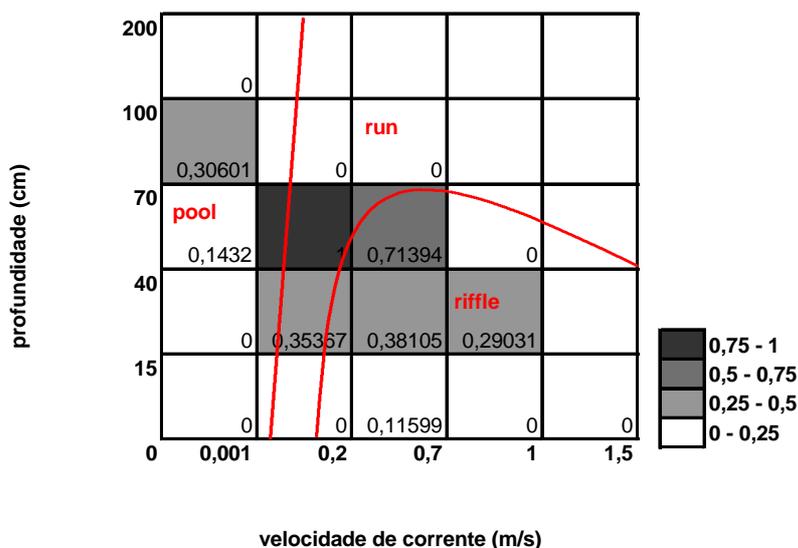


Figura 10.15- *Rutilus alburnoides*: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

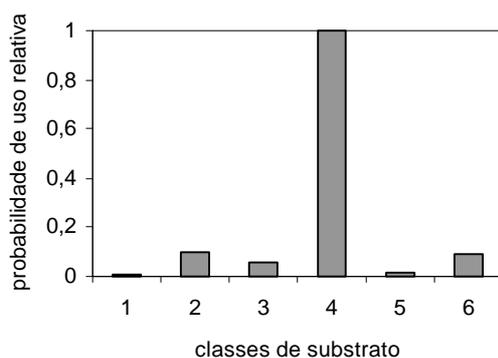


Figura 10.16- *Rutilus alburnoides*: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

A ocupação de habitat por *Lepomis gibbosus* é muito distinta das espécies anteriores (Figura 10.17). As maiores probabilidades de uso ocorrem em *pools* pouco profundos

e médios (15 a 70 cm), sendo evidente a rejeição de zonas de corrente > 0,2m/s. Em termos de substrato, observa-se uma utilização de quase todo o intervalo de classes disponível no meio, à excepção dos blocos grandes que são notoriamente excluídos (Figura 10.18). A maior probabilidade de uso regista-se na classe 3 (gravilha).

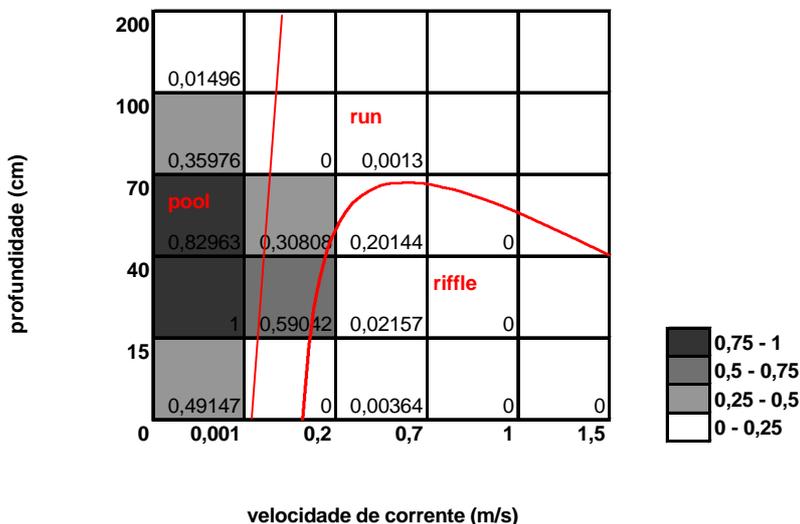


Figura 10.17- *Lepomis gibbosus*: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

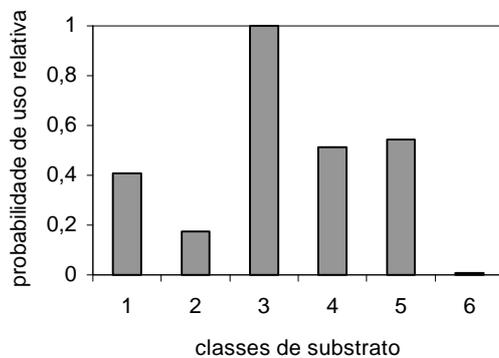


Figura 10.18- *Lepomis gibbosus*: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

As zonas mais remansosas são particularmente utilizadas por espécies de afinidades lânticas, nomeadamente perca-sol, como é característico (Mahon, 1984). A utilização pontual de correntes mais elevadas por esta espécie pode estar relacionada com a predação de ovos das espécies reófilas pela perca-sol, uma vez que a desova ocorre

em condições de corrente. No entanto, apesar dos maiores exemplares de perca-sol capturados nestes *habitats* terem sido eviscerados no local para extracção do conteúdo estomacal, os resultados não confirmaram esta hipótese. De qualquer forma, este parece não ser um factor negligenciável no recrutamento das espécies indígenas (Garcia-Berthou & Moreno-Amich, 2000).

Pools profundos, *runs* e *riffles* moderados, estes últimos normalmente associados a substrato de maior granulometria (gravilha, pedras, calhaus e blocos), tendem a ser escolhidos pelas espécies indígenas, em particular as reófilas (barbos e bogas). De facto, profundidades mais elevadas e substratos mais grosseiros apresentam um elevado valor de protecção, em particular para espécies que atingem maiores dimensões (Ilhéu *et al.*, 1998). Por outro lado, as zonas de corrente com substrato médio (gravilha) desempenham um papel extremamente importante enquanto *habitat* reprodutivo destas espécies (Baras *et al.*, 1996).

Em termos comparativos, apesar de ambas as espécies reófilas ocorrerem nas mesmas tipologias de *habitat*, os resultados parecem sugerir algumas diferenças que se traduzem numa ligeira segregação espacial à escala do *mesohabitat*. Os barbos ocorrem preferencialmente em *pools* profundos, *runs* e *riffles* moderados, enquanto que as bogas exploram principalmente *pools* profundos e *riffles* mais rápidos.

As diferenças na ocupação de *habitat* verificadas entre as duas classes de dimensão consideradas para os barbos parecem sugerir não só diferentes necessidades para diferentes dimensões, mas também as necessidades reprodutivas dos indivíduos adultos (dimensão superior a 12 cm). De facto, os indivíduos de maiores dimensões estão mais vulneráveis do que os de menores dimensões em profundidades baixas. A corrente elevada também funciona como factor de protecção, mas implica algum desgaste energético, principalmente para os exemplares mais pequenos, que preferem, assim, as correntes mais moderadas dos *runs*, fazendo pequenas incursões às zonas de *riffle*. As zonas de maior corrente são particularmente importantes na época reprodutiva das espécies reófilas, ou seja, para os indivíduos adultos. Refira-se, a propósito, que as colheitas foram intensificadas justamente durante a Primavera (época de reprodução), pelo que este factor pode estar a preponderar na análise. Relativamente ao substrato, os barbos de maiores dimensões precisam de maiores granulometrias para se conseguirem refugiar, enquanto os indivíduos mais pequenos conseguem utilizar substratos menores nesse sentido.

10.3.3 Reprodução

Muitas linhas de água são anualmente recolonizadas de jusante. É particularmente o caso daquelas que sofrem fortemente os efeitos da estiagem e em que poucos indivíduos sobrevivem até ao novo período de chuvas. Nessas circunstâncias, a recolonização de jusante, a partir de troços ou cursos em que foi possível a manutenção de *pools* específicos, é responsável pelo processo de ocupação, pelo menos até à Primavera seguinte. Tal não significa que os cursos em que, frequente ou sistematicamente, se verifiquem recolonizações anuais não possam constituir *habitats* reprodutivos.

Como já foi referido, os agrupamentos piscícolas da ribeira de Almansor não vêm compensadas eventuais perdas em períodos críticos por fluxo recolonizador de jusante, uma vez que existem vários açudes, responsáveis pela quebra de continuidade de alguns sectores do curso, nomeadamente para montante da estação A e entre esta e a estação II/IIa. Deste modo, só subsistem nestes sectores fluviais as espécies que tenham capacidade de aí se reproduzir.

Ao longo do período de amostragem foram capturados exemplares em postura (estado de maturação V) de várias espécies em quatro das estações de amostragem (Quadro 10.5). O segmento de curso que compreende a estação A e sector para jusante até à estação M reveste-se de particular importância ao nível da reprodução para a maioria das espécies capturadas, em especial as indígenas, das quais se destacam as reófilas. Neste segmento, o troço II/IIa destaca-se notoriamente dos demais. Com efeito, este local apresenta uma elevada diversidade de *habitats*, com várias zonas de *riffle* alternando com zonas de corrente mais atenuada e *pools*, e margens com bastante vegetação.

A existência de locais com um substrato constituído por pedras miúdas e médias (Figura 10.18) (onde os ovos possam ser depositados) parece também ser reveladora de um local potencial de reprodução para as espécies reófilas, embora os sedimentos finos sejam uma constante neste curso, colmatando os espaços intersticiais. Refira-se que em 2003 e 2004 se prospectou neste troço a existência de ovos na área circundante aos principais locais de captura de barbos e bogas em postura (Figura 10.18). Para isso procedeu-se à remoção de sedimento e arrasto superficial com rede de plâncton, mas não se colheram ovos de nenhuma das espécies em questão. No entanto, aquando dos arrastos para recolha de macroinvertebrados foram encontrados ovos nas estações A, M e O, esta última seleccionada apenas para as amostragens de macroinvertebrados. Uma vez que estas colheitas datam de Março, os ovos

encontrados pertencerão aparentemente a *Chondrostoma polylepis*, tendo em conta o período reprodutivo desta espécie.

Quadro 10.5- Estações de amostragem e período do ano em que foram capturados exemplares em postura das várias espécies (estado de maturação V) e pertencentes à cohorte do ano (YOY) na ribeira de Almansor ao longo dos três anos de amostragem.

	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho
B				<i>B. bocagei</i>	
A		YOY- <i>Ch. polylepis</i>		<i>B. bocagei</i> <i>R. alburnoides</i> <i>L. gibbosus</i> YOY- <i>B. bocagei</i>	
II/III a	<i>Ch. polylepis</i>	<i>B. bocagei</i> <i>Ch. polylepis</i> <i>L. pyrenaicus</i>	<i>B. bocagei</i> <i>Ch. polylepis</i> <i>R. alburnoides</i> YOY- <i>Ch. polylepis</i>	<i>B. bocagei</i> <i>R. alburnoides</i> <i>L. gibbosus</i> YOY- <i>B. bocagei</i> YOY- <i>Ch. polylepis</i>	<i>C. carpio</i> YOY- <i>B. bocagei</i>
M				<i>B. bocagei</i> YOY- <i>B. bocagei</i>	

O período mais importante do ponto de vista da reprodução das espécies ocorre entre o final do Inverno e princípio do Verão. Os pequenos juvenis foram identificados como *Chondrostoma polylepis* e *Barbus bocagei*. Os resultados parecem sugerir um período de desova das espécies indígenas, incluindo as reófilas, anterior ao das espécies exóticas, o que se enquadra nas diferentes necessidades hidrológicas destes grupos de espécies.

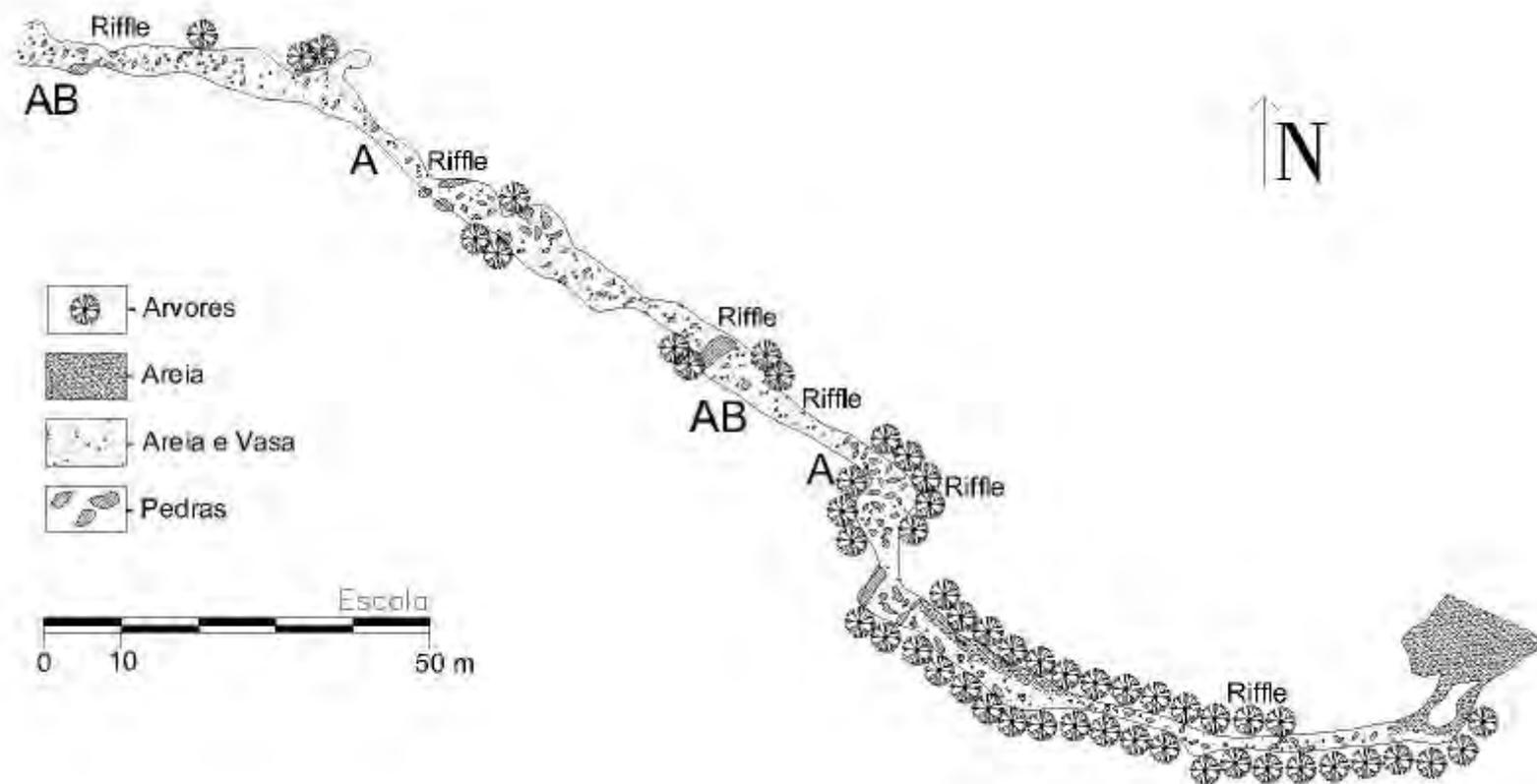


Figura 10.18- Ribeira de Almansor: Esquema do troço II/II a, evidenciando a disponibilidade de *habitats* e os principais locais de captura de barb (A) e bogas (B) em postura.

A quantidade e características dos dados recolhidos (baseados unicamente na identificação de indivíduos em postura) apenas permitem estabelecer com algum rigor o período de desova para *Barbus bocagei* e com algumas reservas para *Chondrostoma polylepis*, *Lepomis gibbosus* e *Rutilus alburnoides* (Quadro 10.6). Assim, para os barbos, a postura parece ocorrer principalmente entre Março e Maio, enquanto que as bogas terão um pico reprodutor anterior, entre Fevereiro e Abril, tal como se encontra descrito na literatura para estas espécies/géneros (Baras & Cherry, 1990; Rodriguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992; Baras, 1994; Baras, 1995; Baras *et al.*, 1996; Bernardo, 1999; Ilhéu *et al.*, 2000a Ilhéu *et al.*, 2000b). Para *Rutilus alburnoides* os resultados apontam Abril e Maio como os meses de postura. *Lepomis gibbosus* inicia o período reprodutivo em Maio.

Quadro 10.6: Frequência absoluta de machos e fêmeas de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis*, *Lepomis gibbosus* e *Rutilus alburnoides* capturados nos meses em que ocorreram indivíduos em postura na ribeira de Almansor.

	<i>Barbus bocagei</i>		<i>Chondrostoma polylepis</i>		<i>Lepomis gibbosus</i>		<i>Rutilus alburnoides</i>	
	machos	fêmeas	machos	fêmeas	machos	fêmeas	machos	fêmeas
Fevereiro			2					
Março	14	1	5	2				
Abril	120	2	8	1			2	2
Maio	160	3			15	5	7	3

Verifica-se uma grande discrepância entre as capturas de machos e fêmeas de barbos em postura, o que poderá ser consequência de algum desfasamento no processo de maturação e no atingir do estado de postura por parte dos dois sexos, sendo os machos os primeiros a entrar em estado de postura, e do diferente comportamento assumido por cada um dos sexos durante esse período. Este comportamento obedece a uma sequência padronizada de movimentos por parte de fêmeas e machos: (i) vários machos, de dimensões menores do que as fêmeas, ocupam os locais de desova antecipadamente; (ii) uma fêmea nada energicamente de um *pool* a jusante para o local de desova, eleva a parte anterior do corpo até à superfície da água e faz uma depressão no substrato através de fortes movimentos laterais com a parte posterior do corpo e expelle os gâmetas; (iii) os vários machos juntam-se à fêmea

(Baras, 1994). Deste modo, as fêmeas ocupam locais mais profundos, o que lhes confere um grau superior de protecção até ao momento da desova, enquanto os machos se encontram, à partida, numa situação de maior vulnerabilidade com menor capacidade de fuga (dada a baixa profundidade que caracteriza os locais de postura), tendo, conseqüentemente, maior probabilidade de serem capturados.

Para os barbos em postura apresentam-se as curvas de ocupação de *habitat* (Figuras 10.19 e 10.20). Comparativamente à totalidade dos exemplares capturados (Figuras 10.9 e 10.10), durante o período de reprodução os indivíduos optam por profundidades mais baixas (15 a 40) e por um maior número de *habitats* com corrente, ocorrendo preferencialmente em *runs* pouco profundos e *riffles* rápidos, e sendo nestes últimos que se registam os valores mais elevados de probabilidade de uso.

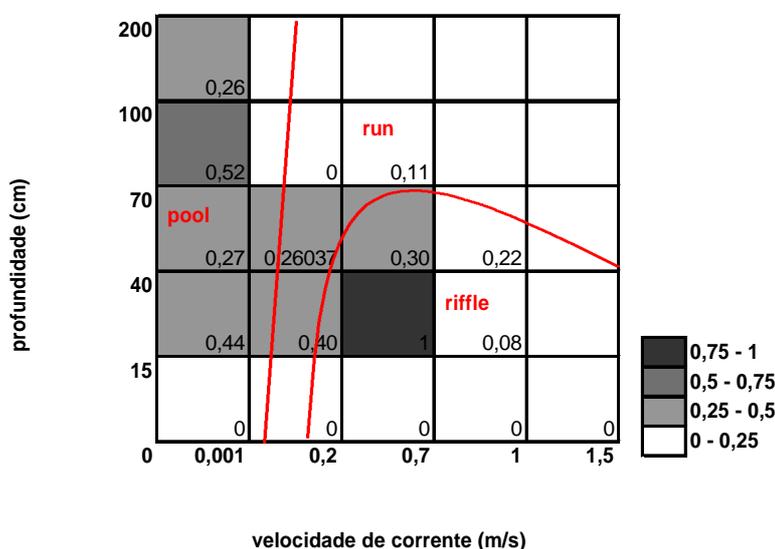


Figura 10.19- *Barbus bocagei* em desova: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

Relativamente ao substrato, a utilização de pedras médias torna-se mais marcada sendo considerada importante para a deposição dos ovos (Baras *et al.*, 1996). Os expressivos valores de probabilidade de uso das classes superiores prender-se-ão com a função de protecção e refúgio desempenhada pelas pedras grandes e blocos, essencial para os indivíduos adultos. Já a maior ocupação das classes de menor granulometria durante o período de reprodução poderá estar relacionada com uma ocupação mais restrita dos indivíduos, ocorrendo num maior leque de *pools* e num menor intervalo de velocidade de corrente. Apesar de preferirem inequivocamente *habitats* de corrente durante a desova, esses *habitats* têm pouca representatividade

numérica no total de *habitats* utilizados. Uma vez que os *pools* estão associados aos substratos mais finos, estes passam a apresentar um maior peso proporcional.

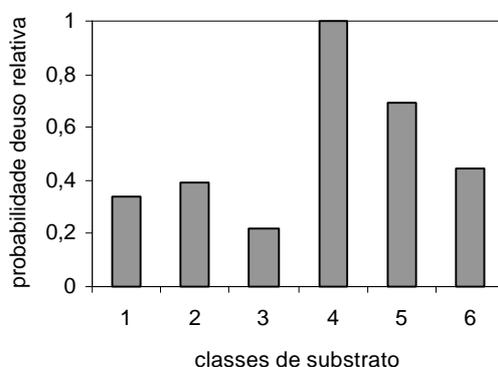


Figura 10.20- *Barbus bocagei* em desova: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

Verificou-se ainda a existência de uma correlação significativa ($p=0,48$; $P<0,005$) entre a temperatura e as capturas médias (CPUE) de *Barbus bocagei* em desova nos vários dias de amostragem. Durante este período os valores de temperatura registados situaram-se entre 13,9°C e 22°C. Todavia, o volume de dados não permite estabelecer um intervalo ou limiar térmico por forma a identificar a temperatura como factor preponderante na ocorrência dos episódios reprodutores, tal como é descrito na literatura para outras espécies de barbos (Baras, 1994; Baras, 1995; Baras & Philippart, 1999).

Os exemplares de *Chondrostoma polylepis* em desova ocorrem principalmente em *riffles* moderados a rápidos (velocidade de corrente de 0,2 a 0,7 m/s e profundidade de 15 a 70 cm), utilizando também *runs* pouco profundos (0,001 a 0,2 m/s e 15 a 40 cm) e *pools* médios (70 a 100 cm) (Figura 10.21). A probabilidade de uso das classes de substrato reflecte a ocupação de tipologias de *habitat*, registando-se os maiores valores para pedras (classe 4), características de zonas de corrente, tal como a classe mais grosseira (calhaus – classe 5) (Figura 10.22). Os substratos mais finos (areia e gravilha) também registaram valores significativos.

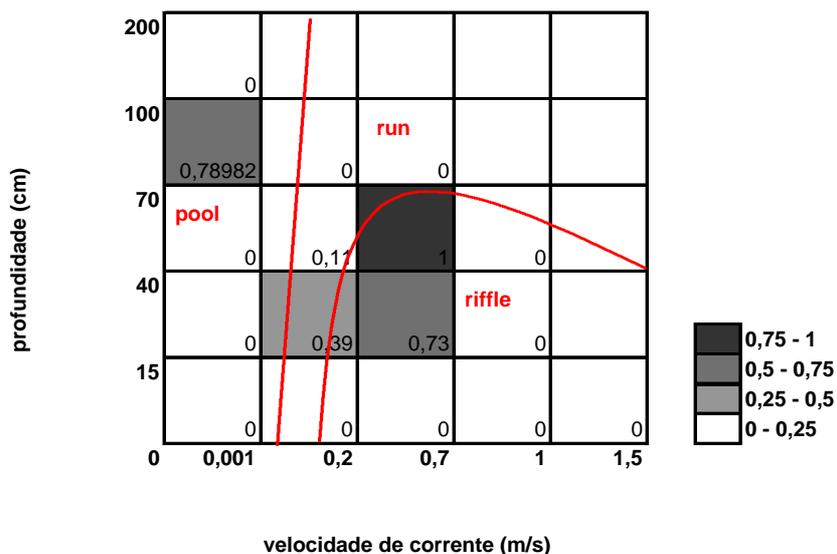


Figura 10.21- *Chondrostoma polylepis* em desova: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

Os alevins de *Barbus bocagei* e *Chondrostoma polylepis* foram encontrados perto do local onde foram capturados os indivíduos em desova, mas nas zonas marginais, com alguma vegetação, menor profundidade e corrente atenuada. Estas características de *habitat* são comuns aos outros locais onde também se encontraram alevins e são semelhantes às características normalmente apresentadas para os habitats de alevins de ciprinídeos reófilos (Baras, 1992; Copp, 1992; Baras, *et al.*, 1996).

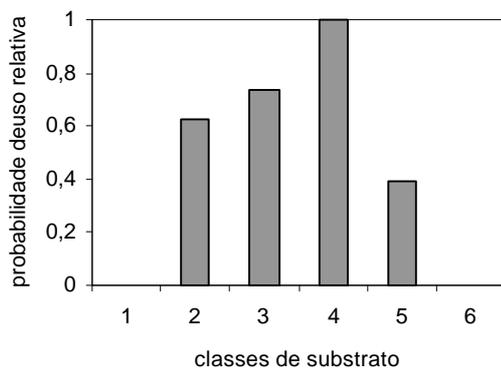


Figura 10.22- *Chondrostoma polylepis* em desova: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

Lepomis gibbosus apresenta um padrão de ocupação de *habitat* distinto das espécies anteriores, demonstrando uma notória preferência por *pools* em todas as profundidades amostradas, apesar dos valores máximos de probabilidade de uso ocorrerem entre 15 e 70 cm. Utilizam também *runs* moderados de profundidade baixa a intermédia (0,001 a 0,2 e 15 a 70 cm) (Figura 10.23). Compreensivelmente, a ocupação em termos de substrato é superior para a classe 1 (vasa e areia fina), não desprezando as pedras e blocos (Figura 10.24).

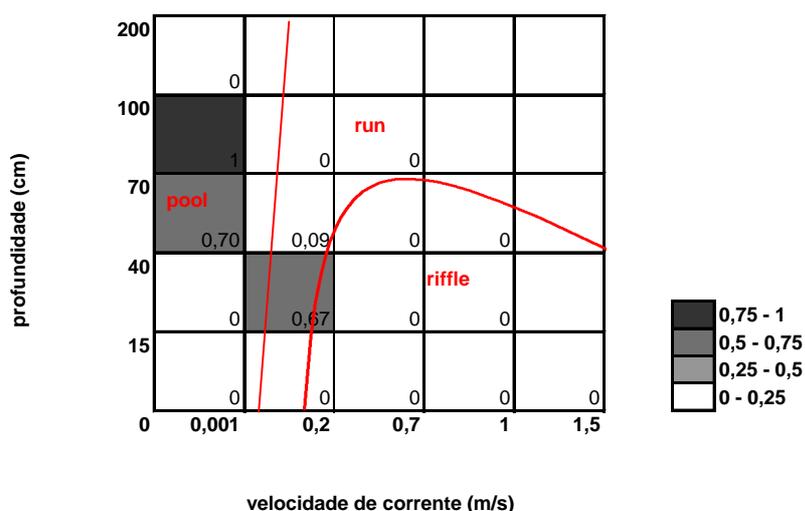


Figura 10.23- *Lepomis gibbosus* em desova: Probabilidade de uso bivariada dos parâmetros profundidade e velocidade de corrente.

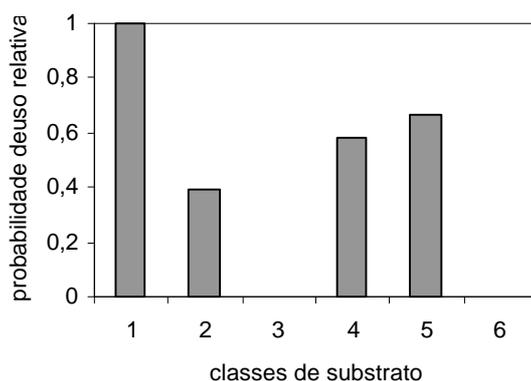


Figura 10.24- *Lepomis gibbosus* em desova: Probabilidade de uso das diferentes classes de substrato dominante (1 - vasa e areia fina; 2 - areia, areão e saibro de 1 a 5mm; 3.- gravilha e pedras miúdas de 5 a 50mm; 4 - pedras de 50 a 150mm; 5 - calhaus de 150 a 500mm; 6 - blocos maiores que 500mm).

10.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados expressam uma baixa disponibilidade de *habitats* reprodutivos na ribeira de Almansor, nomeadamente para as espécies reófilas. Com base nas observações efectuadas, o segmento definido pelas estações A e M, em particular o troço II/IIa, apresenta um valor superior. A composição piscícola, a disponibilidade de *habitats* e a ocorrência de indivíduos em postura, bem como alevins, justificam que este sector seja objecto de uma atenção particular.

É também nas estações A e II/IIa que se verifica a persistência de pegos que poderão possibilitar a manutenção de *pools* piscícolas durante o Verão, assegurando a recolonização dos respectivos sectores a montante, uma vez que a ribeira de Almansor possui vários açudes aparentemente intransponíveis pela ictiofauna, que isolam alguns segmentos do curso.

Os resultados obtidos revelam a importância das zonas de corrente (*riffles* e *runs*) com substrato de cascalho como *habitats* reprodutivos, salientando a necessidade de um regime de escoamento adequado, no sentido da criação/melhoria de *habitats* e da manutenção da conectividade longitudinal, por forma a evitar a fragmentação das populações, o que lhes limita a viabilidade (Bernardo, 1999; Ilhéu *et al.*, 1999; Ilhéu *et al.*, 2000b).

Os impactos mais relevantes da construção da barragem dos Minutos parecem estar principalmente associados ao Verão. Com efeito, após o fecho da barragem em Janeiro de 2003, não se verificou a manutenção de um caudal mínimo para o sistema a jusante, o que parece ter-se repercutido na composição piscícola de 2004. Apesar da precipitação verificada no período subsequente poder ter assegurado as necessidades dos *habitats* reprodutivos identificados no ano anterior, o agravamento dos constrangimentos hídricos e ambientais durante o período de estiagem, provocados pela falta de manutenção de caudal pela barragem, diminuem a capacidade de suporte dos pegos, resultando possivelmente num aumento da mortalidade dos juvenis de espécies reófilas.

Os dados obtidos até ao momento, principalmente após Janeiro de 2003, não possibilitam uma caracterização detalhada das consequências das situações extremas, relativamente à disponibilidade de água no curso, diversidade de *habitats* e respectivos efeitos sobre a ictiofauna.

No entanto, os resultados indicam a existência de uma relação estreita entre o caudal e a coexistência de espécies indígenas e exóticas. Baixos valores de caudal fornecem condições favoráveis à proliferação das espécies exóticas, aumentando as relações de

predação/competição sobre as espécies indígenas, já em desvantagem devido às condições hídricas desfavoráveis. Pelo contrário, elevados caudais afectam negativamente as espécies exóticas, em particular durante o período reprodutivo reduzindo o recrutamento (Erman *et al.*, 1988), e afectando directamente a abundância dessas populações (Bernardo *et al.*, 2003).

Assim, elevados caudais, e particularmente as situações de cheia, são notoriamente vantajosos quer para o restabelecimento, funcionalidade e manutenção de agrupamentos piscícolas mais complexos, com especial relevância para as espécies indígenas, nomeadamente as reófilas (Resh *et al.*, 1988; Bernardo *et al.*, 2003) já que (i) controlam as espécies exóticas, diminuindo a pressão sobre as espécies indígenas; (ii) fomentam a complexidade de *habitats*, removendo os sedimentos finos e melhorando a qualidade da água, i.e., melhorando os *habitats* das espécies indígenas, nomeadamente os reprodutivos.

Da comparação da composição da ictiofauna em 2001 com a de 2002, parecem evidenciar-se os efeitos dos baixos caudais de 2001 que conduziram à situação de maior empobrecimento deste grupo. Em 2002 eleva-se a proporção de barbos e diminui de forma expressiva a de perca-sol. Esta alteração é patente tanto no período lótico como no lêntico. Em 2003 (após o fecho da barragem) acentua-se no período lótico a proporção de perca, o que no entanto não se confirma (como seria de esperar) no período lêntico. Em 2004, as proporções de reófilas e exóticas mantêm a tendência do ano anterior.

Embora não o seja de modo muito marcado, parece desenhar-se desde 2002 uma tendência de elevação da proporção de exóticas e conseqüente regressão das indígenas reófilas. Este é o padrão usual de evolução (degradativa) das comunidades piscícolas na sequência de alterações hidro-morfológicas nos cursos provocadas por aproveitamentos hidráulicos. Sendo ainda cedo para estabelecer de modo categórico este padrão para o Almansor, e atribuir-lhe como causa a barragem (e a ausência de caudal ecológico), é importante continuar a monitorização desta fauna no sentido de identificar de modo objectivo os processos de transformação deste grupo e eliminar os efeitos associados da variabilidade interanual de caudais.

10.5 REFERÊNCIAS

- Almaça, C. 1978. Répartition géographique des Cyprinidae ibériques et secteurs ichthyo-géographiques de la Péninsule Ibérique. *Vestnik Československé Společnosti Zoologické* 17: 241-248.
- Angermeier PL & Schlosser IJ. 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* 70: 1450-1462.
- Baltz DM & Moyle PB. 1993. Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. *Ecological Applications* 3:246-255.
- Baras E & Cerry B. 1990. Seasonal activities of female barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Ourthe (Southern Belgium), as revealed by radio tracking. *Aquat. Living. Resour.* 3, 283-294.
- Baras E & Philippart JC. 1999. Adaptive evolutionary significance of a reproductive thermal threshold in *Barbus barbus*. *Journal of Fish Biology* 55, 354-375.
- Baras E. 1992. A study of time and space utilisation strategies in the common barbel *Barbus barbus* (L.). *Cahiers d'Ethologie* 13:175-176.
- Baras E. 1994. Constraints imposed by high densities on behavioural spawning strategies in the barbel, *Barbus barbus*. *Folia Zoologica* 43 (3), 255-256 .
- Baras E. 1995. Thermal related variations of seasonal and daily spawning periodicity in *Barbus barbus*. *Journal of Fish Biology* 46, 915-917.
- Baras E, Philippart JC & Nindaba J. 1996. Importance of gravel bars as spawning grounds and nurseries for european running water cyprinids. Proc. 3 rd International Symposium on Ecohydraulics.
- Bernardo JM. (coord.).1999. Ecologia da Ictiofauna do Guadiana e Contribuição para o Desenvolvimento de um Método de Determinação de Caudais Ecológicos em Cursos Mediterrânicos. Relatório Final. INAG/UE.
- Bernardo JM, Ilhéu M, Matono P & Costa AM. 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *River Research and Applications* 19: 521-532..
- Bohnsack JA. 1983. Resiliency of reef fish communities in the Florida Keys following a January 1977 hypothermal fish kill. *Environmental Biology of Fishes* 9: 41-53.
- Bovee KD. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper N° 21, Biological Report 86 (7). U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC.

Collares-Pereira, M.J. 1985. Ciprinídeos do Alentejo. Pp: 537-545 In *1º Congresso sobre o Alentejo*, Évora.

Cambray JA, King JM & Bruwer C. 1997. Spawning behaviour and early development of the clancwilliam yellowfish (*Barbus capensis*; Cyprinidae), linked to experimental dam releases in the Oliphants river, South Africa. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 13, 579-602.

Closs GP & Lake PS. 1996. Drought differential mortality and the coexistence of a native and an introduced fish species in a south east Australian intermittent stream. *Environmental Biology of Fishes* 47: 17-26.

Copp GH. 1992. Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes* 33:181-193.

Erman DC, Andrews ED & Yoder-Williams M. 1988. Effects of winter floods on fishes in the Sierra Nevada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 2195-2200.

Garcia-Berthou E & Moreno-Amich R. 2000. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. *Journal of Fish Biology* 57:29-40.

ICONA. 1986. Lista roja de los vertebrados de España. Min. Agricultura, Pesca y Alimentacion. Madrid.

Ilhéu M, Costa AM & Bernardo JM. 1999. Habitat use by fish species in a Mediterranean temporary river: the importance of riffles. Proc. 3rd International Symposium on Ecohydraulics. Salt Lake City, Utah.

Ilhéu M, Costa AM & Bernardo JM. 1998. Habitat use by fish species in a Mediterranean temporary river: the importance of riffles. Proc. 3rd International Symposium on Ecohydraulics.

Ilhéu M, Matono P & Bernardo JM. 2000a. Life history and distribution of *Barbus* spp. in the Guadiana Basin. Abstract. II Congresso Ibérico e X Espanhol de Limnologia. Valência, Espanha.

Ilhéu M, Matono P & Bernardo JM. 2000b. Habitat use of *Chondrostoma willkommii* Steindachner, 1866 in the Portuguese Guadiana Basin. Abstract. Freshwater Fish Conservation: options to the future. Algarve, Portugal.

Lobon-Cerviá J. 1996. Response of a stream fish assemblage to a severe spate in Northern Spain. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 913-919.

Mahon R. 1984. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41:330-350.

Matthews WA. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall. New York.

Matthews WJ. 1986. Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and a catastrophic flood. *Copeia* 1986: 388-397.

Meffe GK. 1984. Effects of abiotic disturbance on coexistence of predator-prey fish species. *Ecology* 65: 1525- 1534.

Minckley WL. 1973. *Fishes of Arizona*. Arizona Game and Fish Department: Phoenix, Arizona.

Nikolsky GV. 1963. *The Ecology of Fishes*. Academic Press. London.

Power ME, Dietrich WE & Finlay JC. 1996. Dam and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrological and geomorphic change. *Environmental Management* 20: 887-895.

Resh VH, Brown AV, Covich AP, Gurtz ME, Li HW, Minshall GW, Sheldon AL, Wallace JB & Wissmar R. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 433-455.

Rodriguez-Ruiz A & Granado-Lorencio C. 1992. Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of Fish Biology* 41, 545-556.

Sabater F, Guasch H, Marti E, Armengol J & Sabater S. 1995. The Ter: a Mediterranean river case-study in Spain. In: *River and Stream Ecosystems* (Eds. CE Cushing, KW Cummins & GW Minshall), pp. 419-438. Elsevier. Amsterdam.

Schlosser IJ. 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology* 66:1484-1490.

Slausson WL. 1988. Graphical and statistical procedures for comparing habitat suitability data. *Biological report* 89 (6).

SNPRCN. 1991. Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. Vol.II – Peixes dulciaquícolas e migradores. Secretaria de Estado dos Recursos Naturais, Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.

Strange EM, Moyle PB & Foin TC. 1992. Interactions between stochastic and deterministic processes in stream fish community assembly. *Environmental Biology of Fishes* 36: 1-15.

INDICE

11.	Caudal ecológico	11-1
11.1.	Definição e objectivos	11-1
11.2.	Breve revisão de metodologias existentes	11-3
11.2.1.	Métodos baseados em registos históricos.....	11-4
11.2.2.	Métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas e o caudal	11-5
11.2.3.	Métodos baseados na relação entre caudal e habitat	11-6
11.2.4.	Outros Métodos.....	11-8
11.2.5.	Métodos de determinação do caudal de limpeza, do caudal de manutenção das características do leito, e do caudal de cheia.....	11-12
11.3.	Metodologia desenvolvida para cursos mediterrânicos	11-13
11.3.1.	Particularidades dos cursos de regime mediterrânico	11-14
11.3.2.	Pressupostos da metodologia	11-17
11.4.	Metodologia adoptada para a Barragem dos Minutos	11-19
11.5.	Determinação do caudal ecológico para a barragem dos minutos	11-21
11.6.	Referências	11-30

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 11.1: Regimes de caudal da ribeira de Almansor no local da Barragem dos Minutos e regime de caudal ecológico estabelecidos com base no modelo de regressão regional.....	11-23
Figura 11.2: Localização de locais de amostragem no Rio Almansor.	11-29

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 11.1. Características fisiográficas, geológicas, climáticas e hidrológicas da bacia da Barragem dos Minutos. S_{1085} é o declive do segmento de recta que une as partes do perfil longitudinal do curso de água principal que correspondem a 10% e 85% do seu comprimento.....	11-22
Quadro 11.2: Características hidrológicas da Ribeira de Almansor no local de implantação da barragem de Minutos: q_2 é o caudal máximo diário com tempo de retorno de 2 anos ($m^3 s^{-1}$), q_{50} é o quantil da curva de duração mediana dos caudais médios diários ($m^3 s^{-1}$), BFI é o índice de escoamento de base, e Alfa é o coeficiente de exaurimento (dia^{-1}).....	11-22
Quadro 11.3: Valores obtidos com o modelo de regressão múltipla regional para a secção da Barragem dos Minutos.....	11-23
Quadro 11.4. Distribuição das afluências médias à secção da barragem dos Minutos ao longo do ano (cálculo com base nas estimativas apresentadas em MADRP/Mãe d'Água/FBO, 2002).....	11-25
Quadro 11.5: Regime de caudal ecológico proposto após introdução de ajustamentos.	11-26

11. CAUDAL ECOLÓGICO

11.1. DEFINIÇÃO E OBJECTIVOS

Está actualmente generalizada a consciência de que as necessidades humanas colidem com as necessidades hídricas dos ecossistemas fluviais. Da necessidade de resolver conflitos e compatibilizar usos surgiram os caudais ecológicos com o propósito de manter um determinado grau de integridade dos ecossistemas nos cursos em que são implantados aproveitamentos hidráulicos.

Os *regimes de caudais ecológicos* têm por objectivo satisfazer as necessidades dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos e constituem regimes de caudais mínimos a manter no curso de água, que permitam assegurar a conservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais, a produção das espécies com interesse desportivo ou comercial, assim como a conservação e manutenção dos ecossistemas ripícolas, dos aspectos estéticos da paisagem ou outros de interesse científico ou cultural.

A concretização destes objectivos envolve a remoção de materiais finos depositados mantendo as características do canal e a estrutura do leito, a zona ripária, o leito de cheia e as características do vale, e ainda a manutenção dos ecossistemas associados aos cursos de água, tais como zonas húmidas e estuários.

Os caudais ecológicos são usualmente definidos como séries temporais de valores de caudais com carácter flexível em função das condições hidrológicas naturais que ocorrem em cada ano, reflectindo a variabilidade intra e interanual do regime hidrológico.

De acordo com o Plano Nacional da Água, os caudais ecológicos têm como objectivos:

- Promover a conservação da natureza e a biodiversidade bem como a salvaguarda da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados, habitats e espécies dependentes dos meios hídricos;
- Promover a conservação e recuperação de troços de especial interesse ambiental, os que se inserem em áreas protegidas e sítios da Rede NATURA e os que contenham espécies e habitats protegidos pela legislação nacional e comunitária.

- Evitar a excessiva artificialização do regime hidrológico e assegurar a minimização e compensação dos impactes ambientais causados pela artificialização dos meios hídricos e garantir o regime de caudais ambientais necessários à manutenção dos sistemas aquáticos fluviais, estuarinos, costeiros e zonas húmidas.

Com efeito a implementação de aproveitamentos hidráulicos provoca genericamente:

- redução do caudal médio anual
- diminuição da variação sazonal do escoamento
- alteração da época de ocorrência, da frequência e da magnitude das cheias
- descargas não naturais nomeadamente no Verão
- prolongamento do período de estiagem
- acumulação de sedimentos finos no leito
- agravamento da qualidade da água
- diminuição de área de habitat das espécies reófilas e perda de capacidade de suporte
- deterioração das áreas de postura das espécies ictiológicas reófilas
- alteração da composição específica e estrutura da vegetação ripária (diminuição das indígenas e aumento das exóticas),
- *encroachment* (invasão do leito pela vegetação que não é removida porque não há caudais elevados frequentes e ainda mais se acumulam os sedimentos finos, perdendo o curso profundidade, largura e portanto capacidade de transporte)

O caudal ecológico surge como a resposta a este problema sendo uma série temporal de caudais que deverão ser mantidos e que consideram as diferentes necessidades dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos ao longo do ano hidrológico. Os caudais ecológicos devem ser flexível em função das condições hidrológicas naturais que ocorrem em cada ano, e nomeadamente em anos secos.

O caudal ecológico deverá permitir:

- a conservação e a manutenção dos ecossistemas aquáticos naturais
- a produção de espécies com interesse desportivo ou comercial
- a conservação e a manutenção dos ecossistemas ribeirinhos
- a manutenção dos aspectos estéticos da paisagem

- e outros aspectos de interesse científico e cultural

Globalmente, o caudal ecológico deverá assegurar a manutenção das características geomorfológicas do curso incluindo:

- a estrutura do leito,
- o padrão de meandrização,
- as características do substrato (impedindo a acumulação de sedimento fino),
- a manutenção dos vários tipos de habitats do curso

riffles (habitats de escoamento turbulento)

runs (habitats de escoamento laminar)

pools (habitats sem ou de muito baixo escoamento)

i.e. assegurando a diversidade física essencial à manutenção da complexidade biótica.

11.2. BREVE REVISÃO DE METODOLOGIAS EXISTENTES

Dado o ainda relativo desconhecimento da multiplicidade de métodos de determinação de caudal ecológico, e porque não há um método generalizadamente adoptado e os valores resultantes dos vários métodos podem ser significativamente diferentes, considerou-se relevante incluir uma breve revisão das metodologias existentes.

Retomam-se nesta revisão os trabalhos anteriores de Alves (1993) e Alves e Bernardo (2000). Os métodos para a determinação dos caudais ecológicos podem classificar-se em três grandes grupos (Jowett, 1997): (i) métodos baseados em registos históricos de caudais; (ii) métodos baseados na relação entre os parâmetros hidráulicos e o caudal e (iii) métodos baseados nas relações entre o habitat e o caudal.

Alguns métodos recentemente desenvolvidos não se integram de forma precisa em nenhum destes grupos, tendo um carácter mais abrangente. Por esse motivo se considera um 4º grupo de métodos.

11.2.1. Métodos baseados em registos históricos

Os métodos baseados em registos de caudais baseiam-se, de um modo geral, unicamente em registos de caudais para a definição dos caudais ecológicos a manter nos cursos de água, não sendo necessário recorrer a trabalho de campo específico. Este aspecto constitui a principal vantagem, já que é possível obter rapidamente valores para o caudal ecológico, desde que estejam disponíveis registos de caudais para um período significativo em que não tenham ocorrido alterações importantes nas características do escoamento (Gordon *et al.*, 1992). Estes métodos assumem que os caudais medidos permitem sustentar as comunidades aquáticas a níveis aceitáveis (Weshe e Rechard, 1980) o que só é aplicável a curso de água em regime natural, ou onde as alterações já se tenham verificado há muito tempo. Embora o regime natural possa ser reconstruído é, contudo, difícil prever os impactos nos ecossistemas após a implementação de um novo regime hidrológico com base nas condições naturais, já que a *biota* e as próprias características físicas do ecossistema, como por exemplo a estrutura do leito, podem estar adaptadas ao novo regime. Assim, a definição do caudal ecológico apenas com base em registos históricos constitui nestas situações, uma técnica particularmente limitada (Stalnaker *et al.*, 1995).

Estes métodos apresentam grande especificidade relativamente ao local e às espécies para os quais foram desenvolvidos, pelo que a sua aplicação está, de certo modo, restrita a situações em que a relação entre o caudal e o habitat aquático é semelhante. São métodos bastante limitados, com um nível de precisão baixo, dado que não exigem o conhecimento do ecossistema para o qual o caudal mínimo é recomendado, não permitindo uma análise específica das alterações no habitat ou da resposta biológica a alterações no regime hidrológico (Shirvell, 1986; Gordon *et al.*, 1992).

A aplicação destes métodos deve restringir-se à gestão dos recursos hídricos ao nível da bacia hidrográfica (Orth e Leonard, 1990), ou à fase inicial dos projectos (Sale e Loar, 1981).

Nesta classe de métodos refere-se o Método de Tennant ou de Montana, o Método da Nova Inglaterra ou do Caudal Básico (*Aquatic Base Flow*, ABF, na terminologia anglo-saxónica), o Método do *Northern Great Plains Resource Program* (NGPRP), o Método de Hope, o Método 7Q₁₀, o Método do Arkansas, o Método do Texas e o Método do Caudal Base.

11.2.2. Métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas e o caudal

Os métodos baseados na determinação da relação entre as características hidráulicas e o caudal, também designados por métodos baseados em secções transversais, baseiam-se no desenvolvimento de uma relação entre o caudal e as características físicas do curso de água, nomeadamente o perímetro molhado, a velocidade e a profundidade do escoamento, com base em uma ou mais secções transversais do curso de água. Incluem-se neste grupo todos os métodos que tomam em consideração as características hidráulicas do meio para o estabelecimento de relações gerais entre o habitat e o caudal, sem considerarem as preferências específicas de habitat das espécies ao longo do ciclo de vida.

Um dos aspectos mais importantes deste tipo de métodos é a selecção de uma ou mais variáveis físicas, que sejam directamente afectadas pela variação do caudal e que constituam um factor limitante para as espécies piscícolas ou outras espécies aquáticas. Admite-se que a garantia de um valor mínimo para estas variáveis permitirá a manutenção da integridade do ecossistema (Sale e Loar, 1981; Gordon *et al.*, 1992).

A aplicação destes métodos envolve a definição de secções transversais em zonas em que as variáveis seleccionadas são particularmente sensíveis a variações do caudal, sendo de um modo geral definidas em locais representativos dos vários tipos de habitat existentes ou locais considerados críticos para uma determinada espécie (Sale e Loar, 1981; Gordon *et al.*, 1992).

Estes métodos caracterizam-se pela introdução de técnicas simples de simulação em que são utilizados modelos hidráulicos, que permitem diminuir o trabalho de campo necessário, e pela possibilidade de tomar em consideração as características específicas de cada local, nomeadamente a morfologia do curso de água (Loar e Sale, 1981). Weshe e Rechard (1980) referem a utilização deste método pelo *U. S. Fish and Wildlife Service* para pequenos aproveitamentos hidroeléctricos em Nova Inglaterra. Os vários métodos desenvolvidos diferem no modo como são obtidos os dados de campo e como a informação obtida é tratada e utilizada (Sale e Loar, 1981).

A recomendação de caudais mínimos é feita a partir das curvas de variação da variável ou variáveis hidráulicas em função do caudal segundo dois critérios (Sale e Loar, 1981):

- (i) critérios de manutenção das características físicas do habitat, tendo em

consideração as diferenças existentes entre as características do habitat para o caudal em análise e para o caudal de referência, para o qual se considera existirem condições favoráveis para as espécies aquáticas. Um exemplo deste critério é que o perímetro molhado correspondente ao caudal máximo não deve sofrer uma redução superior a 25% (Bartschi, 1976 *in* Loar e Sale, 1981);

(ii) critério do ponto de inflexão, que consiste em encontrar o ponto na curva de resposta da variável hidráulica em função do caudal (por exemplo, o perímetro molhado em função do caudal) onde se verifica uma variação acentuada do declive. O caudal correspondente a este ponto é considerado como o caudal acima ou abaixo do qual a qualidade do habitat é significativamente degradada

A principal desvantagem do critério do ponto de inflexão é o carácter subjectivo que está associado à selecção do ponto de inflexão da curva, devido ao seu traçado ou devido à existência de vários pontos de inflexão (Annear e Conder, 1984). No entanto, apresentam a vantagem relativamente aos critérios baseados em estatísticas de caudal, o facto de considerarem as características específicas do leito e, conseqüentemente, do habitat do trecho em análise (Loar e Sale, 1981; Jowett, 1997).

Estes métodos não permitem a definição de caudais sazonais e, por outro lado, os valores calculados nunca são iguais a zero (Jowet, 1997) o que levanta problemas de aplicação a cursos de água com regime hidrológico muito variável, com caudais muito baixos ou nulos durante o período seco, em que a garantia de valores de caudal com esta ordem de grandeza é importante (Arthington *et al.*, 1992).

Nesta classe de métodos salientam-se os seguintes: Método do Colorado ou da Região 2 do U.S.F.W.S., Método de Idaho, Método da Região 4 do U.S.F.W.S. e Método do Perímetro Molhado.

11.2.3. Métodos baseados na relação entre caudal e habitat

Os métodos baseados na relação entre o habitat e o caudal são os métodos mais avançados para a determinação do caudal ecológico. Estes métodos recorrem a critérios de aptidão de habitat para uma espécie, numa determinada fase do seu ciclo de vida, para estimar a variação do habitat disponível em função do caudal. Entre os métodos incluídos nesta classe referem-se os seguintes: Método do WRRRI Cover; Método de Washington e o Método da Califórnia (ambos usualmente designados por

Método da Área Preferida); Método de Oregon (também denominado de Método da Largura Utilizável); Metodologia Incremental (na terminologia anglo-saxónica Instream Flow Incremental Methodology, IFIM). A IFIM constitui uma síntese dos vários métodos desenvolvidos anteriormente, nomeadamente do Método de Washington e do Método da Califórnia (Reiser et al., 1989b).

A Metodologia Incremental (IFIM) foi desenvolvida por Cooperative Instream Flow Service Group, actualmente Aquatic Systems Branch of the National Ecology Research Center, U.S.F.W.S., em Fort Collins (Bovee e Cochnauer, 1977 in Bovee 1978), para a resolução de problemas de gestão dos recursos hídricos que envolvam a definição e implementação de um regime hidrológico, para diminuir ou limitar o stress nos ecossistemas (Gan e McMahon, 1990; Gore et al., 1992). Esta metodologia é original no modo como relaciona dois domínios tradicionalmente considerados distintos, a hidráulica e a biologia das espécies dulciaquícolas, em particular das espécies piscícolas (Fagnoud, 1987).

A IFIM pode ser definida como um conjunto de processos analíticos e de modelos de computador elaborados para prever mudanças nos habitats dulciaquícolas devido a alterações do caudal do curso de água. O carácter incremental desta metodologia prende-se com o modo como cada problema é encarado, permitindo que a solução seja encontrada a partir de variações incrementais do caudal, a partir de uma solução inicial, considerando várias alternativas. A aplicação da IFIM envolve o desenvolvimento de um procedimento específico de cada problema em análise.

A variável de decisão gerada pela IFIM é a área de habitat total disponível para as espécies piscícolas, considerando o macro e o microhabitat, sendo estimadas as alterações na área de habitat disponível para cada fase do ciclo de vida (alevim, juvenil, adulto), ou para uma actividade particular (reprodução, alimentação, repouso), devido a mudanças no regime hidrológico do curso de água (Gan e McMahon, 1990).

O caudal ecológico em geral recomendado corresponde ao valor mais alto de um conjunto de caudais mínimos calculados para várias espécies piscícolas e que, por isso, será suficiente para a manutenção das populações piscícolas existentes (Bovee et al., 1978 in Gore et al., 1991).

11.2.4. Outros Métodos

O Método Basco ou da Biodiversidade e Sistema R.E.C.E. foi desenvolvido pelo Departamento de Ambiente do País Basco, Norte de Espanha. Define caudal ecológico como o caudal que deve ser mantido em cada secção do curso de água, de modo a que a alteração dos factores abióticos (diminuição do perímetro molhado, redução da profundidade e velocidade, alteração da concentração em nutrientes, etc.) provocada pela diminuição do caudal não conduza à redução da biodiversidade, medida através da riqueza específica (*i.e.* número de espécies de peixes e de macroinvertebrados bentónicos) (Docampo e Bikuña, 1995; Bikuña, 1997).

O caudal ecológico num dado troço do curso de água é calculado com base em duas equações: a equação hidráulica e a equação biótica, cuja utilização depende do grau de poluição do curso de água. A equação hidráulica, aplicável a cursos de água poluídos, permite calcular o caudal hidráulico e considera as características geométricas e hidráulicas do leito, e o regime hidrológico. A equação biótica, aplicável a cursos de água não poluídos, tem em conta a biodiversidade e permite calcular dois caudais, com diferentes níveis de exigência, o caudal óptimo, ou aconselhável, e o caudal mínimo (Docampo e Bikuña, 1995; Anbiotek, 1997).

O caudal hidráulico é o caudal que garante 60 % do valor médio do perímetro molhado durante o período Verão-Outono, permitindo a manutenção de uma comunidade de macroinvertebrados bentónicos constituída no mínimo por 15 espécies. Este valor, valor mínimo potencial da riqueza específica, corresponde ao número mínimo de espécies encontrado nos locais de amostragem em cursos de água não perturbados, durante o período Verão-Outono de 1988, que correspondeu a ano hidrológico muito seco. O caudal hidráulico é calculado através da equação de Manning (Docampo e Bikuña, 1995).

Como norma geral, estabeleceu-se que o caudal hidráulico corresponde a 20% do caudal médio anual (Anbiotek, 1997). O caudal médio é dado pela média geométrica calculada a partir de uma série hidrológica. A média geométrica apresenta menor variabilidade temporal que a média aritmética, pelo que é possível utilizar uma série mais curta (Docampo e Bikuña, 1995; Anbiotek, 1997).

A equação biótica foi estabelecida com base na teoria biogeográfica das ilhas desenvolvida por MacArthur e Wilson (1967) e na teoria do contínuo lótico (*River Continuum Concept*, Minshall *et al.*, 1985). Segundo a teoria biogeográfica das ilhas,

existe uma relação entre o número total de espécies de uma comunidade e a dimensão da área ocupada por essa mesma comunidade. Por outro lado, existe uma relação entre o número acumulado de espécies e a área da bacia de drenagem, denominada por espectro de diversidade, segundo Margalef (1989 *in* Docampo e Bikuña, 1995). O espectro de diversidade pode ser de dois tipos: (i) diagonal, em que a diversidade aumenta constantemente em função do tamanho da amostra, correspondendo a um ecossistema altamente hierarquizado e organizado; (ii) rectangular, em que um máximo de diversidade é rapidamente obtido, permanecendo depois constante ou crescendo lentamente, correspondendo a ecossistemas estruturados de forma homogénea. O espectro de diversidade é diagonal em cursos de água naturais, enquanto que em cursos de água perturbados é rectangular (Docampo e Bikuña, 1995).

O Método Holístico foi desenvolvido para os cursos de água da Austrália por Arthington *et al.* (1992), no sentido de ultrapassar as lacunas de informação ao nível dos ecossistemas, impossíveis de colmatar a curto prazo.

Este método assume que a integridade ecológica do ecossistema fluvial é determinada, entre outros factores, pelo regime hidrológico natural, devendo a funcionalidade original do ecossistema ser mantida tanto quanto possível (Arthington *et al.*, 1992). A integridade do ecossistema integra conceitos tais como diversidade genética e biológica, processos ecológicos como reprodução, recrutamento e dispersão do *biota*, dinâmica de nutrientes, capacidade de respostas adaptativas a alterações, entre outros (Arthington, 1994; Arthington *et al.*, 1994 *in* Pusey e Arthington, 1996). Todas as necessidades do ecossistema devem ser consideradas, incluindo a manutenção do leito, zona ripária, leito de cheia, águas subterrâneas, zonas húmidas e estuário (Arthington *et al.*, 1992; Arthington e Pusey, 1994), e espécies com estatuto de conservação elevado (Arthington, 1994).

Este método considera os seguintes pressupostos (Arthington *et al.*, 1992; Arthington, 1994, 1998):

(i) A água pertence ao ambiente e os utilizadores devem acomodar-se, sempre que possível, ao excesso de produção deste recurso.

(ii) Existe mais água no sistema do que aquela que é estritamente necessária para a manutenção do ecossistema fluvial.

(iii) Se as principais características do regime hidrológico forem identificadas e incluídas no regime hidrológico modificado, mantendo-se iguais os outros factores,

então o *biota* e a integridade funcional do ecossistema serão mantidas.

O objectivo deste método é a definição de um regime hidrológico modificado que considere as principais características do regime hidrológico natural, nomeadamente os padrões sazonais de caudal, a variabilidade e a predictabilidade diária, sazonal e interanual do caudal, os caudais baixos, os caudais de cheia de diferente magnitude, duração e período de recorrência, os caudais de limpeza, a permanência ou não do caudal e os períodos de caudais nulos (Arthington *et al.*, 1992).

A identificação das principais características do regime hidrológico natural, tem como base a análise de uma série de registos históricos de valores de caudal diários, em regime natural, o mais longa possível. Se esta informação não estiver disponível será necessário recorrer à simulação de caudais diários ou a aproximações com base no conhecimento dos padrões regionais de distribuição dos caudais e da precipitação.

As características do regime hidrológico natural utilizadas na definição do regime hidrológico modificado são os caudais baixos e os caudais de cheia: a primeira grande cheia, as cheias de magnitude média e as grandes cheias. A cada uma destas características corresponde a recomendação de um caudal. Estas são feitas numa base mensal, ou no mínimo sazonal, e deverão incorporar critérios para a definição das características dos caudais diários, tais como a sua variabilidade mensal e anual. O conjunto de todas as recomendações constituirá o regime hidrológico modificado (Arthington *et al.*, 1992, Arthington e Pusey, 1993).

O regime hidrológico proposto é definido pelo conjunto dos vários caudais baixos definidos ao longo do ano, definidos pelo menos numa base mensal ou sazonal, e pelos caudais de cheia, a que se podem juntar outros caudais para cumprimento de outros objectivos ecológicos adicionais, como por exemplo os caudais de limpeza. São também definidos os valores máximos e mínimos dos caudais mensais e o respectivo grau de variabilidade, o período de ocorrência e a duração das cheias e dos caudais de limpeza e de manutenção do leito (Arthington *et al.*, 1992; Arthington, 1994).

Este método, face às lacunas de conhecimento sobre os ecossistemas australianos, considera que após uma primeira definição do regime de caudal ecológico modificado há que proceder à aferição destes valores através da implementação de programas de monitorização e da realização de estudos específicos para colmatar as lacunas mais importantes (Arthington *et al.*, 1992; Arthington, 1994).

A Metodologia dos Blocos (*Building Block Methodology*) foi desenvolvida para os cursos de água da África do Sul, pelo *Department of Water Affairs and Forestry*, no

sentido de identificar um conjunto de caudais que permitissem a conservação dos ecossistemas fluviais na sua globalidade. De 1991 a 1998 foi aplicada em 14 projectos. O desenvolvimento inicial desta metodologia foi feito em paralelo com técnicos australianos, pelo que tem semelhanças com a abordagem holística, desenvolvida para os cursos de água da Austrália (King e Louw, 1998).

A *Building Block Methodology* baseia-se nos seguintes pressupostos (King e Tharme, 1996; King e Louw, 1998):

(i) O *biota* de um curso de água está adaptado às características do seu regime hidrológico. A manutenção de caudais não característicos desse curso de água constituirá uma perturbação do ecossistema que poderá alterar o seu carácter;

(ii) A identificação das principais características do regime hidrológico natural e a sua incorporação no regime hidrológico modificado contribuirá para a manutenção do ecossistema;

(iii) A identificação dos caudais que influenciam a geomorfologia do leito e a sua inclusão no regime de caudais modificados contribuirá para a manutenção da estrutura do canal e da diversidade dos biótopos físicos.

Entre os aspectos mais importantes do regime hidrológico a manter no novo regime hidrológico, refira-se a mimetização do regime hidrológico natural, mantendo-se a ocorrência do caudais mais elevados durante o período húmido e a ocorrência de caudais baixos ou nulos durante o período seco, o carácter perene ou não do curso de água, a manutenção de uma das primeiras cheias, embora de um modo geral o período de duração das cheias possa ser diminuído, assim como a sua magnitude. O objectivo é determinar um regime de caudais modificado, constituído por valores mínimos e específicos de cada curso de água, caracterização em termos da sua época de ocorrência, frequência, duração e magnitude que permitirá a conservação dos ecossistemas aquáticos e ripícolas a ele associados. Esta informação é desde logo utilizada na fase de planeamento do projecto em análise, procedendo-se posteriormente à elaboração de um programa de monitorização, a fim de aferir a proposta inicial (King e Louw, 1998).

11.2.5. Métodos de determinação do caudal de limpeza, do caudal de manutenção das características do leito, e do caudal de cheia

Segundo Weshe e Rechar (1980) a maior parte dos métodos para a determinação dos caudais de limpeza e de manutenção das características do leito consideram o caudal de cheia sobre o leito maior. Hill *et al.* (1991) propõem que o caudal de cheia sobre o leito maior seja determinado para cada curso de água em particular, dado que alguns autores sugerem que este caudal tem um período de recorrência de cerca de 1,5 anos e outros autores sugerem períodos de recorrência bastante superiores. Diversos autores (e.g. Reiser *et al.* 1987, 1989a,c) referem três classes de métodos para a respectiva determinação:

(i) métodos hidrológicos, em que o valor do caudal é calculado com base em registos de caudais, sendo definido como uma percentagem do caudal anual médio (de que constituem exemplos o Método de Tennant, o Método de Hope e o Método do *Northern Great Plains Resource Program*), ou como um caudal de cheia com determinado intervalo de retorno (por exemplo 2 anos) ou, ainda, como um caudal que é excedido, por exemplo, 5% do tempo;

(ii) métodos baseados na morfologia do leito, em que é identificado um parâmetro de forma, como, por exemplo, a profundidade do leito;

(iii) métodos baseados em equações de transporte sólido, correspondendo o caudal de limpeza ou o caudal de manutenção das características do leito, ao caudal que é necessário para remover os sedimentos de uma dada granulometria. A equação de Shields é a equação mais utilizada para o cálculo deste caudal.

Reiser *et al.* (1989b,c) consideram que não há métodos padrão para a determinação da magnitude dos caudais de limpeza e manutenção das características do leito, recomendando que os caudais obtidos sejam confirmados com observação de campo e, se possível, com programas de monitorização, para a caracterização quer da composição do caudal sólido, quer da composição do substrato do leito do curso de água.

Hill *et al.* (1991) consideram não existirem métodos reconhecidos para a determinação dos caudais para a manutenção da zona ripária e planície aluvial. Hill e Platts (1990) sugerem, no entanto, caudais com período de retorno entre 5 e 10 anos para a manutenção da zona ripária e da vegetação ripícola, considerando que o caudal de cheia do leito maior constitui o valor mínimo para este caudal. Estes autores

consideram um caudal com período de retorno superior a 25 anos para a manutenção das características do vale.

Segundo Hills e Platts (1990) o hidrograma anual indica a época de ocorrência no ano destes caudais, enquanto que a curva de frequências a sua ocorrência no tempo, em função do seu período de retorno. De acordo com estes autores, a duração de cheia é definida pela curva de duração de caudais, caso não se disponha de informação mais detalhada sobre o período de submersão necessário à vegetação ripícola ou à troca de nutrientes, por exemplo.

Por outro lado, a descarga destes caudais deve ser controlada de modo a evitar a erosão das margens, sugerindo Hill e Platts (1990), como regra geral, que o incremento do caudal, ou o seu decréscimo, não seja superior a 10% por dia, devendo contudo aproximar-se da situação em regime natural.

É importante saber durante quanto tempo e em que época do ano se deverá verificar a descarga, para o que se deverá tomar em consideração as espécies presentes e a sua biologia, assim como as características do regime hidrológico do curso de água e as características do projecto do aproveitamento hidráulico. Do ponto de vista biológico, os caudais de limpeza e os caudais de manutenção das características do leito deverão ser descarregados durante a época de ocorrência natural das cheias. Outro importante factor a tomar em consideração é a qualidade da água do caudal descarregado, em particular o teor de oxigénio dissolvido (Reiser *et al.*, 1987; Gordon *et al.*, 1992).

11.3. METODOLOGIA DESENVOLVIDA PARA CURSOS MEDITERRÂNICOS

Ao longo das últimas décadas tem surgido um elevado número de métodos de determinação de caudais ecológicos (cf. Alves & Bernardo, 2003). No entanto, a especificidade dos cursos de água de Portugal, e em particular os a Sul do rio Tejo, com uma elevada heterogeneidade espacial, carácter torrencial, e a resposta do biota à marcada sazonalidade do regime, permite questionar a adequação dos métodos mais correntemente utilizados na Europa e América do Norte.

O desenvolvimento de métodos para cursos da região mediterrânea, como é o caso da *Metodologia para a Avaliação de Caudais Ecológicos em Cursos de Regime Torrencial Mediterrâneo* (Bernardo, 1999), é uma realidade recente que apresenta ainda um

carácter exploratório, não se dispendo ainda de resultados da aplicação que permitam avaliar a respectiva adequação.

11.3.1. Particularidades dos cursos de regime mediterrânico

Sinteticamente, os cursos de regime mediterrânico, em que se incluem tipicamente os do Sul de Portugal, são caracterizáveis por:

- Elevada variação interanual do escoamento e ocorrência de períodos de seca;
- Elevada variabilidade intra-anual do regime hidrológico que se reflecte no carácter temporário da generalidade dos cursos; devido à ocorrência de longos períodos de caudal baixo ou nulo, os cursos apresentam uma grande parte do leito seco durante a estiagem;
- Existência de pegos estivais cuja persistência até ao início das chuvas está dependente em maior ou menor grau da interacção hidráulica superficial-subterrâneo e esta da precipitação anteriormente ocorrida;
- Ocorrência de cheias com diferentes períodos de retorno que desempenham um papel essencial a vários níveis:
 - na manutenção da morfologia do leito e do mosaico de habitats com relevo para a componente sedimentar;
 - na recolonização piscícola pós-estival dos cursos de água, que se articula com os processos migratório-reprodutivos;
 - na remoção de espécies piscícolas exóticas;
 - no controlo da invasão do leito pela vegetação ripária, e na manutenção da composição específica desta;
- Inexistência de espécies aquáticas com forte interesse económico ou desportivo que possam constituir espécies-alvo como critério para a determinação dos caudais ecológicos, mas existência de diversos endemismos ibéricos com elevado valor de conservação;
- A vegetação ripária apresenta um elevado valor conservacionista, ecológico e paisagístico em muitos troços fluviais.

É de referir o conhecimento ainda deficiente do funcionamento dos ecossistemas fluviais mediterrâneos, e da relação entre as variáveis hidrológicas e a estrutura dos

agrupamentos bióticos, assim como a existência de lacunas de informação relativamente à bio-ecologia de espécies endémicas.

Com efeito, a sazonalidade dos cursos de água das regiões de clima mediterrânico e as fortes alterações interanuais destes, determinam, em grande medida, as características destes ecossistemas.

A generalidade destes cursos caracteriza-se por caudal nulo ou muito baixo durante a estiagem, apresentando grande parte da rede hídrica o leito seco ou com corpos de água dispersos - pegos. As comunidades bióticas estão adaptadas à alternância de condições lólicas e lânticas. No entanto, em situações de prolongamento ou intensificação da estiagem, designadamente com a implantação de aproveitamentos hidráulicos, a disponibilidade de água decresce significativamente.

A elevação do *stress* a que é submetido o *biota* com a diminuição de água dos cursos provoca elevadas mortalidades. Em casos mais extremos, grandes extensões de rede hídrica secam totalmente com o conseqüente desaparecimento local das populações de espécies aquáticas.

Com a redução do meio hídrico, os peixes procuram manter-se em poças ou pegos com alguma profundidade. Nestas situações verifica-se um superior valor de abrigo e probabilidade de persistência. Muitos são predados quando o confinamento extremo os coloca numa situação de enorme vulnerabilidade ou morrem quando os pegos em que se encontravam acabam por secar ou a qualidade da água se torna incompatível com os limites de tolerância dos indivíduos.

Naturalmente que só nos troços em que se mantém água até ao final da estiagem é possível a sobrevivência do biota aquático, com excepção dos organismos que se refugiam nos espaços intersticiais do sedimento. E mesmo assim mortalidades elevadas ocorrerão devido ao abaixamento da qualidade da água e à elevação da vulnerabilidade à predação. Nos cursos ou sectores de cursos que secam, a fauna aquática desaparece.

Os organismos que sobreviverem à estiagem irão constituir os *pools* biológicos a partir dos quais se realizará a recolonização no outono-inverno quando o curso voltar a correr. Se em parte da rede hídrica, e particularmente nos cursos de ordem 1 ou 2, não subsistir qualquer pego, a recolonização processar-se-á com base nos *pools* que se mantiveram nos cursos de ordem 3 ou 4. Quanto mais distantes estiverem as fontes de dispersão, mais difícil e morosa será, teoricamente, a recolonização.

A dinâmica da recolonização da rede hídrica está aparentemente ligada aos processos migratórios, de alguma forma associados à reprodução, desenvolvidos por algumas espécies

Temos, portanto, no período seco, uma fase de extinção devida essencialmente ao stress ambiental e à predação a que ficam sujeitos os organismos, seguida de uma fase de recolonização/imigração.

Nesta perspectiva, a ecologia destes sistemas temporários pode ser interpretada no espírito da Teoria Biogeográfica das Ilhas (TBI, MacArthur e Wilson, 1967). Numa ilha ecológica (*i.e.*, num isolado) a comunidade é o resultado de dois processos opostos: imigração que eleva o número de espécies e extinção que baixa esse número. A descontinuidade, sob o ponto de vista hídrico, do curso em período seco confere-lhe o carácter de “ilha”, de isolado geográfico - uma sucessão de pegos separados por uma maior ou menor distância de leito seco - e o restabelecimento do contínuo lótico proporciona o meio que viabiliza o processo de dispersão.

A persistência dos agrupamentos faunísticos é função da dimensão dos corpos de água (e necessariamente de características associadas - complexidade espacial, recursos tróficos). Por outro lado, a eficácia da imigração/colonização post-estival é função da distância dos focos de dispersão, não tanto numa perspectiva métrica linear mas mais numa funcional, em que se caracterize a acessibilidade.

Enquanto que, na generalidade das situações, estes dois processos (extinção, imigração) se dão de forma mais ou menos contínua, nestes sistemas hídricos desenvolvem-se essencialmente em pulsos sazonais. A riqueza/complexidade faunística, e designadamente ictiofaunística, depende, nesta perspectiva, essencialmente de (i) disponibilidade de água durante o período seco, (ii) distância entre pegos, (iii) obstáculos a transpor, e (iv) caudal no outono/inverno.

É de salientar a extrema importância de se manterem pegos que persistam até ao fim do período seco e com efectiva capacidade de suporte e as implicações das variações interanuais do regime hidrológico. A persistência de pegos durante o período seco associa-se ao abaixamento da extinção e à elevação da eficácia da recolonização posterior.

11.3.2. Pressupostos da metodologia

A garantia da manutenção da integridade do ecossistema aquático e ribeirinho e a conservação das comunidades indígenas dos cursos de água do Sul de Portugal envolvem a definição de um regime de caudais ecológicos no âmbito de uma gestão sustentável dos ecossistemas que garanta:

- (i) Mimetização do regime hidrológico natural, nomeadamente a variabilidade intranual e interanual;
- (ii) Manutenção das características geomorfológicas do leito do curso e as características do substrato;
- (iii) Não agravamento dos mais fortes estrangimentos, associados à disponibilidade hídrica, a que estão sujeitos os organismos aquáticos e ripícolas, em especial durante a estiagem.

Por mimetização do regime hidrológico natural entende-se a manutenção de características hidrológicas tais como padrões de distribuição sazonal de caudal, variabilidade inter e intra anual, ocorrência de caudais de cheia de diferentes magnitudes, duração e períodos de retorno, ocorrência de caudais baixos e de secas. Todas estas características hidrológicas têm um papel determinante na estruturação e funcionamento dos ecossistemas fluviais das regiões semi-áridas (Arthington, 1994). A incorporação destas características no regime de caudais modificado permitirá manter a integridade dos ecossistemas tal como sugerido por alguns autores (Arthington *et al.*, 1992; King & Louw, 1998).

Na generalidade dos cursos do Sul o *biota* está submetido a estrangimentos de maior ou menor grandeza, devido ao forte carácter torrencial e em particular à redução das disponibilidades hídricas durante a estiagem em que se fazem sentir grandes pressões ambientais. O agravamento da estiagem, devido à regularização e redução de caudais, implica que a manutenção dos pegos durante este período seja um aspecto crucial a ter em consideração na definição do caudal ecológico (Bernardo e Alves, 1999).

Os estrangimentos ambientais associados à disponibilidade hídrica a que está sujeito o ecossistema foram identificados recorrendo a grupos-alvo, seleccionados pelo seu valor como indicadores da resposta do sistema em escalas temporais distintas: a ictiofauna e a vegetação. A selecção da ictiofauna como grupo-alvo, e designadamente as espécies mais sensíveis e/ou as de reprodução associada à corrente, prende-se com o facto de constituírem uma componente do sistema com

elevado grau de dependência do caudal. A escolha da vegetação ripária como outro grupo-alvo tem a ver com a sua sensibilidade às alterações dos caudais de cheia, que acarretam também a médio e longo prazo alterações na morfologia do curso de água. Deste modo, incorporam-se também objectivos de manutenção das características geomorfológicas do leito.

Assim, o regime de caudal ecológico deverá estar subordinado ao objectivo essencial de *não agravamento dos constrangimentos naturais mais limitantes*, propondo-se que o regime hidrológico assegure:

- i) Condições de continuidade hídrica que possibilitem a recolonização/migração outono-invernal;
- ii) Condições de corrente no Inverno/Primavera compatíveis com os processos de reprodução, designadamente das espécies piscícolas que efectuam posturas em habitats com corrente;
- iii) Não agravamento das condições de estiagem, de modo a não diminuir o nível de persistência dos pegos estivais, o que, a acontecer, limitaria ainda mais a sobrevivência dos organismos aquáticos e de outros dependentes do sistema aquático;
- iv) Condições de corrente e de disponibilidade de água compatíveis com a manutenção da estrutura e composição da vegetação ripícola.

O não agravamento das condições de estiagem (Maio-Setembro) justifica que o regime de caudais ecológicos inclua caudais durante o final da Primavera e Verão. Este facto é geralmente visto com particulares reservas por parte dos utilizadores da água. É durante o verão que o valor económico e social da água é mais elevado para os diferentes utilizadores, pelo que é neste período que a descarga de caudal ecológico tenderá a ser vista de modo mais desfavorável e a gerar, potencialmente, maiores conflitos. Acontece que é durante este período que a água é particularmente *importante* para os ecossistemas, nomeadamente os do Sul, já que é neste período que os respectivos *biota* enfrentam constrangimentos muito elevados associados à pouca disponibilidade de água. Na compatibilização entre usos da água e conservação da natureza entende-se que a lógica subjacente à regularização do escoamento deverá ser a de retirar e armazenar, preferencialmente, nas situações/períodos em que se verifica escoamento *em excesso* face às necessidades dos sistemas ecológicos (Dezembro-Março) e não nos restantes períodos. Assim, sendo na generalidade dos cursos do Sul a disponibilidade de água durante este período

potencialmente limitante, entende-se, em coerência com os pressupostos atrás expostos para a definição do regime de caudal ecológico, que não deverá haver agravamento de condições de estiagem, i.e. diminuição de escoamento durante este período.

Ou seja, em termos práticos entende-se que, como *princípio*, deverá ser mantido o regime natural, no período do ano em que as condições do meio aquático são mais limitantes. Defende-se que a água a subtrair aos cursos deverá corresponder às situações de caudal *excedentário*, ou seja, que num dado momento é superior às efectivas necessidades do sistema lótico. Isto não significa que se retirem ao sistema fluvial os picos de escoamento e se regularize o regime hidrológico. Pelo contrário haverá que manter a ocorrência de cheias, mimetizando através do regime de caudais ecológicos a variação anual de caudais observada em regime natural.

A conservação da vegetação ripícola deverá ser assegurada pela descarga de um caudal que permita a inundação do leito menor, com uma frequência definida pelo respectivo período de retorno. A descarga deste caudal deverá ser efectuada durante o período de ocorrência de maior escoamento (Janeiro-Fevereiro).

Nesta metodologia há uma forte componente direccionada para a ictiofauna dada a importância desta e a respectiva sensibilidade. Como acima referido o regime deverá contemplar as necessidades de caudal relativas a (i) habitats reprodutivos, (ii) migrações das espécies diádromas e continentais, (iii) condições de conectividade longitudinal compatíveis com a recolonização Outono-invernal e o evitamento da fragmentação populacional, (iv) não intensificação das pressões ambientais típicas do verão em cursos de água temporários. Assume-se que, se as necessidades da ictiofauna estiverem satisfeitas, igualmente estarão as dos restantes grupos biológicos aquáticos. A conservação da vegetação ripária coloca exigências particulares e articula-se com a manutenção da geomorfologia do curso. Em síntese, considera-se que estando garantidas condições favoráveis para a ictiofauna e vegetação ripária, estarão também para a globalidade do biota aquático e ribeirinho.

11.4. METODOLOGIA ADOPTADA PARA A BARRAGEM DOS MINUTOS

Pretendia-se originalmente aplicar a metodologia desenvolvida para os cursos mediterrânicos, do Sul de Portugal - *Metodologia para a Avaliação de Caudais Ecológicos em Cursos de Regime Torrencial Mediterrâneo* (Bernardo, 1999). No

entanto, a inexistência de registos históricos de caudais não permitiria aplicar de modo directo esse método.

Em termos de objectivos, a aplicação desta metodologia centra-se na conservação das componentes do património natural mais vulneráveis às alterações do regime de caudais e, essencialmente, à diminuição de caudal e redução da frequência e intensidade das cheias. Nos cursos para que a metodologia foi desenvolvida, um dos mais relevantes componentes da comunidade fluvial é a ictiofauna, o grupo alvo por excelência dentro dos organismos aquáticos. Uma das principais funções do caudal ecológico é responder às necessidades de habitat da fauna piscícola e garantir condições favoráveis às deslocações na rede hídrica e migrações.

Na Ribeira de Almansor a fauna piscícola não comporta espécies de particular valor em termos conservacionistas e que possam ver a sua persistência no curso comprometida devido ao impacto da barragem, i.e. não existem verdadeiras espécies-alvo. Por outro lado, o objectivo de assegurar a conectividade longitudinal, i.e. a continuidade hídrica do curso que possibilite os fluxos das populações piscícolas, sofre o condicionamento devido às barreiras criadas ao longo do curso. Acresce também que, mesmo em anos de baixa precipitação e longo período de estiagem, a vegetação ribeirinha (outro grupo alvo importante na definição dos caudais ecológicos) nunca evidenciou sinais de se encontrar em stress hídrico e não se observaram nessas circunstâncias quaisquer perdas de indivíduos de espécies mais sensíveis à secura.

Estes factos inviabilizaram, na prática, a aplicação directa do método originalmente proposto.

Na sequência da formulação desse método, e mantendo-se os princípios sobre os quais este assenta, tem vindo a ser desenvolvida desde 2000 uma ferramenta prática, em ambiente SIG, que permite a aplicação em situações de ausência de registos de caudais (cf. Alves et al., 2000; Alves & Bernardo, 2003; Martins et al., 2006). De facto, a inexistência de informação hidrológica inviabiliza a determinação do caudal com base na aplicação de muitos dos métodos mais frequentemente utilizados, os baseados em registos hidrológicos. Esta ferramenta permite justamente resolver esse problema, determinando um regime de caudais ecológicos para qualquer ponto de uma rede hídrica com base nas características da respectiva bacia de drenagem.

No desenvolvimento deste procedimento, foram previamente definidas regiões homogéneas no território nacional continental sob o ponto de vista hidrológico e caracterizadas relativamente a um conjunto de parâmetros hidrológicos. Estas regiões foram estabelecidas com base em análise multivariada aplicada a matriz de caudais

diários de 66 estações em bacias consideradas em regime natural com um mínimo de 10 anos de observações nesse regime (Alves & Bernardo, 2003).

Posteriormente foram desenvolvidas equações de regressão múltipla para a estimativa de um conjunto de parâmetros hidrológicos relevantes a partir das características das bacias de drenagem. Do numeroso grupo inicial de variáveis hidrológicas, fisiográficas, climáticas, geológicas, de cobertura e uso do solo, após eliminação das redundantes, foram retidas 10 variáveis de bacia (Alves & Bernardo, 2003). Desenvolveu-se assim um modelo regional que é um modelo de regressão linear múltipla das variáveis hidrológicas ou das suas transformadas sobre as características fisiográficas, climáticas, e uso do solo, ou das suas transformadas.

Os caudais ecológicos são definidos em função de variáveis hidrológicas e com base em regras ajustadas às definições de caudal considerado ecologicamente necessário dentro das definições base atrás referidas.

11.5. DETERMINAÇÃO DO CAUDAL ECOLÓGICO PARA A BARRAGEM DOS MINUTOS

Nesse sentido considera-se adequada a adopção, numa base transitória, da metodologia envolvendo os modelos regionais de regressão atrás referidos (Alves & Bernardo 2003, Martins et al., 2006) já que os pressupostos em que se baseia estão coerentes com os objectivos pretendidos e com o carácter do curso. Os valores resultantes desta aplicação foram posteriormente ajustados procedendo-se a algumas alterações, designadamente para conferir aos caudais ecológicos o pretendido carácter de mimetização relativamente à distribuição dos caudais em regime natural.

No Quadro 11.1 apresentam-se as características da bacia hidrográfica da Barragem dos Minutos utilizadas para o cálculo do caudal ecológico, através da aplicação das equações regionais de regressão múltipla.

Os valores das características hidrológicas utilizadas para o cálculo do regime de caudais ecológicos apresentam-se no Quadro 11.2.

Quadro 11.1. Características fisiográficas, geológicas, climáticas e hidrológicas da bacia da Barragem dos Minutos. S_{1085} é o declive do segmento de recta que une as partes do perfil longitudinal do curso de água principal que correspondem a 10% e 85% do seu comprimento

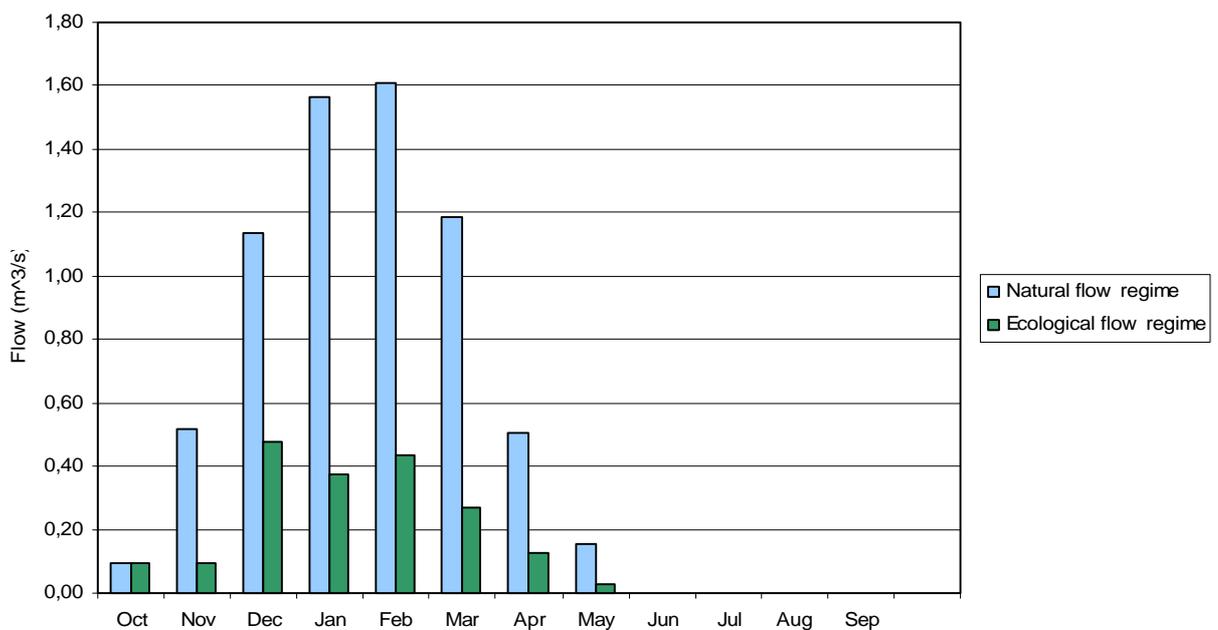
Características		Valor
Hidrológicas		
CN _{II}	N.º de escoamento correspondente à condição AMC _{II} (U.S.D.A. Soil Conservation Service)	78
Fisiográficas		
A	Área da bacia hidrográfica (km ²)	94
\bar{H}	Altitude média da bacia (m)	306
S	Declive médio da bacia (%)	4,42
S_{1085}	Declive médio do curso de água principal, S_{1085} (%)	0,71
L_c	Comprimento do curso de água principal (km)	16,58
L_s	Comprimento médio do escoamento superficial (m)	73
Climáticas		
R	Precipitação média anual (mm)	729,62
T	Temperatura média anual (°C)	15,56
Cobertura de Solo		
AF	Fracção da área da bacia ocupada por florestas (%)	44

Quadro 11.2: Características hidrológicas da Ribeira de Almansor no local de implantação da barragem de Minutos: q_2 é o caudal máximo diário com tempo de retorno de 2 anos ($m^3 s^{-1}$), q_{50} é o quantil da curva de duração mediana dos caudais médios diários ($m^3 s^{-1}$), BFI é o índice de escoamento de base, e Alfa é o coeficiente de exaurimento (dia^{-1}).

Características hidrológicas	
BFI	0,162
Alfa	0,18
q_{50}	2,373
q_2	24,184

Quadro 11.3: Valores obtidos com o modelo de regressão múltipla regional para a secção da Barragem dos Minutos.

Mês	Regime de caudal natural (m ³ /s)	Regime de caudal ecológico (m ³ /s)	Caudal médio Volume_Anual (m ³)	Caudal ecológico Volume_Anual (m ³)
Out	0,094	0,094	251770	251770
Nov	0,516	0,096	1338370	248832
Dez	1,135	0,476	3040889	1274918
Jan	1,563	0,372	4186093	996365
Fev	1,610	0,433	3894460	1047514
Mar	1,183	0,270	3168611	723168
Abr	0,507	0,125	1313664	324000
Mai	0,156	0,029	416770	77674
Jun	0,000	0,000	0	0
Jul	0,000	0,000	0	0
Ago	0,000	0,000	0	0
Set	0,000	0,000	0	0
Ano			17610627	4944240
	Reg Natural afecto ao caudal ecológico			28%

**Figura 11.1: Regimes de caudal estimado da ribeira de Almansor no local da Barragem dos Minutos e regime de caudal ecológico estabelecidos com base no modelo de regressão regional.**

O escoamento anual correspondente ao regime de caudal ecológico obtido com o modelo de regressão regional (Quadro 11.3, Figura 11.1) corresponde a 28% do escoamento médio anual em regime natural. Aos caudais obtidos há ainda que somar um caudal de limpeza a descarregar em anos húmidos no período de Dezembro a Fevereiro e correspondente ao *bankfull discharge* (enchimento do canal fluvial).

O valor do caudal ecológico para o mês de Outubro é igual ao do caudal médio desse mês. Esse valor justifica-se pela necessidade de o já longo período de estiagem não ser mais prolongado ainda, estendendo-se por mais um mês. O facto de se pretender que o caudal ecológico seja igual ao caudal médio significa em termos gerais que não se deve proceder ao armazenamento das aflúências à albufeira que ocorram durante este período mas sim descarregá-las para o curso como ocorreria naturalmente se a barragem não existisse.

Alguns dos valores gerados pelo modelo surgem um pouco desajustados, face ao pressuposto, essencial para a generalidade dos métodos, de mimetizar o regime natural. Este tipo de ajustamentos após a aplicação do modelo de regressão é algo previsto no próprio método. Alguns meses apresentam valores que necessitam de alguma correcção por serem demasiado elevados, como é o caso dos caudais em Dezembro, ou demasiado baixos, como Maio.

Com base nos dados de aflúências à albufeira estimadas no EIA (referidas em MADRP/Mãe d'Água/FBO, 2002) foram calculadas as aflúências médias em anos seco (percentil 20), médio, e húmido (percentil 80) após eliminação de 7 anos hidrológicos por apresentarem ou haver suspeitas de falhas nos dados. Assim, a aflúência média à albufeira dos Minutos estimada em ano seco é de 4,1 hm³, em ano médio é de 20,0 hm³, e em ano húmido é de 48,4 hm³.

A distribuição estimada das aflúências médias mensais à albufeira (com base nos dados anteriormente referidos) em volume e como percentagem do total anual apresenta-se no Quadro 11.4.

Comparando esta distribuição estimada com a resultante do modelo de regressão regional, constata-se que esta última tem os caudais mais concentrados no período entre Novembro e Fevereiro. As aflúências indicadas no Quadro 11.5 apresentam uma sazonalidade menos marcada e uma distribuição mais gradual no período de primavera e verão mantendo-se escoamento durante todo o ano com excepção de Setembro.

Quadro 11.4. Distribuição das aflúências médias à secção da barragem dos Minutos ao longo do ano (cálculo com base nas estimativas apresentadas em MADRP/Mãe d'Água/FBO, 2002).

Meses	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Afluências mensais hm ³	0,30	0,92	2,72	4,34	4,34	4,12	2,12	0,82	0,22	0,06	0,02	0,00
Afluências mensais %	1,5	4,6	13,6	21,7	21,7	20,6	10,6	4,1	1,1	0,3	0,1	0,0

Havendo caudal ao longo dos meses de verão (Junho, Julho, Agosto) deverão estes ser contemplados pelo caudal ecológico sendo-lhes atribuídos valores de caudal que se aproximem dos dos caudais naturais estimados.

Numa primeira fase, e após os ajustamentos considerados necessários, obteve-se um regime de caudais ecológicos que representa em termos de escoamento anual 4,756 hm³, ou seja, 23,8% das aflúências médias anuais estimadas em 20 hm³.

Durante o período que decorreu entre a elaboração deste relatório e a respectiva discussão e revisão, foi esta metodologia aplicada a diversos aproveitamentos e conta-se hoje com uma experiência de que não se dispunha antes. As percentagens para a generalidade dos aproveitamentos foram inferiores à aqui obtida (H.Alves, com.pess.). Considerando o carácter ainda exploratório da metodologia, é aconselhável nesta fase que os resultados que vão sendo obtidos balizem de alguma forma as aplicações posteriores.

Neste contexto, e com base nos resultados das aplicações anteriores, considerou-se que o caudal ecológico não deveria exceder a percentagem de 18% do regime natural, a que deverá ser ainda adicionado o caudal de cheia.

Essa percentagem conduziu a um valor de escoamento anual de 3,6 hm³. Nesse sentido foram proporcionalmente reduzidos todos os valores obtidos na primeira fase, obtendo-se assim o **regime de caudais ecológicos proposto** para o aproveitamento dos Minutos (Quadro 11.5).

Quadro 11.5: Regime de caudal ecológico proposto após introdução de ajustamentos.

Mês	Caudal ecológico	
	Escoamento (m ³)	Caudal (m ³ /s)
Out	190575	0,0712
Nov	188351	0,0727
Dez	557109	0,2080
Jan	754190	0,2816
Fev	734234	0,3147
Mar	557109	0,2080
Abr	278555	0,1075
Mai	151388	0,0565
Jun	111270	0,0431
Jul	45417	0,0170
Ago	15139	0,0057
Set	0	0,0000
Ano	3600000	

Em **ano seco**, o regime de caudais ecológicos é calculado considerando um factor de redução dado pela razão entre o escoamento anual em ano seco, com a probabilidade de excedência de 20% e o escoamento anual em ano médio. A decisão de optar por um regime de ano médio/húmido ou de ano seco deve ser tomada até ao dia 5 de cada mês, e efectuada com base nos valores acumulados da precipitação ponderada no mês anterior, considerando três postos udométricos previamente seleccionados, tipicamente os mais próximos da bacia hidrográfica. Quando a razão entre essa precipitação e o valor médio (simulado) para esse mês, for inferior a 1, adopta-se o valor de caudal ecológico para ano seco.

Complementarmente, deverá ser efectuada todos os anos uma descarga de um **caudal de cheia** com um período de retorno de 2 anos, ou seja de 24 m³/s (cf. Quadro

11.2) a que corresponde um escoamento de 518000 m³, a realizar durante o mês de Fevereiro. O caudal a descarregar deverá sofrer um aumento gradual durante cerca de três horas e um decréscimo gradual também de três horas na fase final do período de cheia, devendo o pico de cheia ter uma duração de três horas. Em anos em que até dia 31 de Janeiro ocorra um caudal de cheia com estas características ou superior não será necessário proceder à descarga adicional deste caudal complementar. Em anos secos excepcionais poderá ser solicitado ao INAG a alteração do caudal de cheia.

O INAG tem vindo a adoptar a exigência de instalação de um medidor de caudal com registo em tempo real no dispositivo de descarga do caudal ecológico. Esta medida deverá ser igualmente seguida para a barragem dos Minutos.

Paralelamente deverá ser implementado um programa de monitorização dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos durante três anos ao fim dos quais será efectuado uma reavaliação da eficácia do regime de caudais ecológicos estabelecido. Esta reavaliação deverá ser novamente feita em 2015, data em que, de acordo com a Directiva Quadro da Água, deverá ser atingido o bom estado ecológico das massas de água. A definição do regime de caudais ecológicos seguirá, pois, uma lógica de ajustamento progressivo.

Os valores propostos (Quadro 11.5) são superiores ao que foi previsto no Projecto de Reformulação da Barragem dos Minutos (Vol I do Tomo I) e que consiste num valor anual médio de 1hm³/ano (correspondente a 5% das afluências médias anuais) para além dos caudais resultantes de eventuais descargas em situações de cheia. No âmbito do processo de Avaliação de Impacte Ambiental foi definido um regime de caudal ecológico correspondente a um volume anual um pouco superior, de 2 hm³, devendo, complementarmente, ser descarregado anualmente um caudal de cheia.

Uma questão relevante é a grandeza do efeito de regularização de um aproveitamento hidráulico e a eventual necessidade de um regime de caudais ecológicos que contemple cheias. O efeito regularizador da barragem dos Minutos no curso a jusante é muito elevado já que a capacidade de armazenamento (52,1 hm³) é cerca de 2,6 vezes a afluência média anual. Nestas circunstâncias, são muito pouco frequentes as situações em que seja excedida a capacidade de armazenamento da albufeira levando a descargas elevadas da albufeira para o rio.

A título indicativo, no período de 1932 a 1992 (com base nas estimativas apresentadas no EIA e referidas em MADRP / Mãe d'Agua / DHV FBO, 2002) ocorreram na secção

da barragem afluências anuais superiores a 40 hm³ em menos de 15% dos anos, e nos últimos 20 anos deste período apenas ocorreu 1 vez. Se a ocorrência de cheias no segmento fluvial a jusante da barragem dependesse de descargas em situação de elevado armazenamento, essas cheias teriam uma frequência muito baixa.

Albufeiras com um valor elevado da razão volume de armazenamento / afluência anual são frequentes no Sul de Portugal no sentido de possibilitarem reservas de água mesmo em situações de seca que se prolonguem por vários anos dada a característica irregularidade da precipitação nas regiões de clima tipicamente mediterrânico. Na bacia do Sado são diversos os casos de albufeiras com estas características e os respectivos efeitos no curso a jusante estão bem estabelecidos (Kondolf et al., 1997): o leito tende a acumular material sedimentar fino e a vegetação ripária invade o leito. Este processo de acumulação de material sedimentar fino que deixou de ser arrastado pelos caudais mais elevados nas situações de cheia e o estabelecimento facilitado de vegetação das margens no próprio leito do curso, fenómeno designado por *encroachment*, é recorrente a jusante de albufeiras com elevado efeito de regularização.

A barragem dos Minutos desenvolve um impacto expressivo na anulação da maior parte dos episódios de cheia que ocorriam anteriormente. É pois de esperar que gradualmente se venham a observar processos de alteração do ambiente sedimentar e a invasão do leito pela vegetação ripária.

A conservação da vegetação ripária é um dos objectivos centrais dos caudais ecológicos já que não se trata só de manter um determinado estado de integridade do biota aquático mas também do ribeirinho.

No Sul de Portugal, a construção de uma barragem traduz-se correntemente na degradação dos corredores ripários. No caso da Barragem dos Minutos não se virá seguramente a assistir a uma alteração significativa da comunidade vegetal, por exemplo com instalação e propagação de acácia - *Acacia dealbata* - como ocorreu a jusante de diversas albufeiras da bacia do Sado com elevado efeito de regularização (Kondolf et al., 1997).

Com efeito, pelas características da unidade paisagística em que a Ribeira do Almansor se insere, designadamente morfologia e contribuição do sub-sistema sub-superficial, mantem-se durante o Verão uma permanente disponibilidade de água (superficial ou no solo). Mesmo nos anos mais secos (como 2004/05) não se registaram situações de stress hídrico comparáveis à da generalidade dos cursos do

Mas também no segmento definido a montante pela Ponte (EN114) e pela estação C, distribuem-se e reproduzem-se diversas espécies piscícolas reófilas (cf. Cap.10). Com efeito, nestes troços que abrangem as estações A, B e C (Figura 11.2) foram capturados exemplares adultos e juvenis de *Chondrostoma polylepis*, *Barbus bocagei* e *Leuciscus pyrenaicus* e também ovos de ciprinídeo que se presume serem de *Chondrostoma polylepis*. A bacia da barragem dos Minutos representa 67% da área de drenagem original da estação A, pelo que é evidente que o escoamento neste segmento fluvial foi significativamente afectado com a construção da barragem. Considera-se, pois, e com base no princípio da precaução, que a contribuição do caudal ecológico a ser descarregado da barragem dos Minutos representa uma contribuição relevante na manutenção de condições favoráveis para a sobrevivência e reprodução da fauna piscícola.

É importante salientar que a definição de um eficaz regime de caudal ecológico que garanta os objectivos de conservação do ecossistema fluvial estabelecidos para o curso de água afectado pelo aproveitamento hidráulico, só será cabalmente conseguida se houver uma monitorização que permita adoptar uma estratégia de ajustamento progressivo. Ou seja, que no futuro sejam introduzidas alterações ao regime de caudais previamente estabelecido, à medida que seja conhecida, através dos resultados do programa de monitorização, a resposta dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos ao novo regime hidrológico, dada a complexidade do funcionamento dos ecossistemas aquáticos e a incerteza quanto à resposta do sistema. Trata-se, afinal, de não protelar medidas de aplicação urgente apesar do grau de incerteza que lhes está associado, introduzindo-se no futuro as alterações que venham a revelar-se como necessárias.

11.6. REFERÊNCIAS

Alves, M.H. (1993). Métodos de determinação do caudal ecológico. Dissertação de Mestrado, Instituto Superior Técnico.

Alves, M.H. e Bernardo, J.M. (2000). Revisão de métodos para a determinação de caudais ecológicos. Cadernos Temáticos do PNA. Plano Nacional da Água. INAG, M.A.O.T., Lisboa

Alves, M.H. e Bernardo, J.M., eds. (2003). Caudais ecológicos em Portugal. Plano Nacional da Água. INAG, M.C.O.T.A., Lisboa.

Alves, M.H., Bernardo, J.M., Matias, P. e Ribeiro, L. (2001). Contributos para a determinação do caudal ecológico em Portugal continental. Prémio Água & Progresso. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Lisboa.

- Anbiotek Consultoría Ambiental (1997). Determinación de caudales ecológicos mediante el método B. M. y el Modelo R. E. C. E. Curso sobre Aspectos Ambientales de la Gestión del Agua. Instituto Agronómico Mediterráneo. Zaragoza. 17 pp.
- Annear, T. C. e Conder, A. A. (1984). Relative bias of several fisheries instream flow methods. *North American Journal of Fisheries Management*. 4: 451-539.
- Arthington, A. H. (1994). A holistic approach to water allocation to maintain the environment values of Australian streams and rivers: a case history. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 24: 165-177.
- Arthington, A. (1998). Logan river trial of the Building Block methodology. In A. H. Arthington e J. M. Zalucki (Eds) *Water for the Environment: recent approaches to assessing and providing environmental flows*. Proceedings of the A One-day Forum. Bardon Professional Centre Brisbane. QLD. 23-33 pp
- Arthington, A. H.; J. M. King; J. H. O'Keefe; S. E. Bunn; J. A. Day; B. J. Pusey, D. R. Bludhorn e R. Tharme (1992). Development of an holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems. In Pigram, J. J. e Hooper, B. P. (Eds). *Proceedings of an International Seminar and Workshop on Water Allocation for the Environment*. Centre for Water Policy Research. Armidale. 9-76.
- Arthington, A. H. e B. J. Pusey (1994). River health assesement and classification based on the relationships of flow regime, habitat and fish assemblage structure. Classification of rivers, and environmental health indicators. Proceedings of a Joint South African/Australian Workshop, Cape Town, South Africa. Water Research Commission Report No TT 63/94: 191-204.
- Bernardo, J.M. et al. 1999. Ecologia da ictiofauna do Guadiana e contribuição para o desenvolvimento de um Método de determinação de caudais ecológicos em cursos mediterrânicos. Instituto da Água, Lisboa.
- Bernardo, J. M. e M. H. Alves (1999) New perspectives for ecological flow determination in semi-arid regions. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 221-229.
- Bikuña, B. G. (1997). Problemática de determinación de caudales ecologicos y de su aplicación: Sistema R.E.C.E. Jornadas sobre Caudales Ecológicos y Caudales de Mantenimiento. Valladolid. 11 pp.
- Bovee, K. D. (1978). The incremental method of assessing habitat potencial for coolwater species, with management implications. *American Fisheries Society Special Publication*. 11: 340-346.
- Docampo, L. e B. G de Bikuña (1995). The Basque Method for determining intream flows in Northern Spain. *Rivers*. 4(4): 292-311.
- Fagnoud, E. (1987). Preferences d'Habitat de la Truite Fario (*Salmo trutta fario* L. 1758) en Rivière (Quelques Cours d'Eau du Sud-Est de la France). Thèse de Doctorat (3ème cycle). Université Claude-Bernard-Lyon I. 435 pp.
- Gan, K. e T. McMahon (1990). Variability of results from the use of PHABSIM in estimating habitat area. *Regulated Rivers: Research & Management*. 5: 233-239.
- Gordon, N. D.; T. A. McMahon e B. L. Finlayson (1992). *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. John Wiley & Sons. Chichester. 526 pp.
- Gore, J. A., J. M. King e K. C. D. Hamman. (1991). Application of the Instream Flow Incremental Methodology to Southern African rivers: protecting endemic fish of the Olifants river. *Water S. A.*, 17: 225-236.
- Gore, J. A., J. B. Layzer e I. A. Russel. (1992). Non-traditional applications of instream flow techniques for conserving habitat of biota in the Sabie River of Southern Africa. *in*

P. J. Boon; P. Calow ; G. E. Petts (Eds.). *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons. Chichester. pp. 161-177.

Hill, M. e W. Platts (1990). A methodology for determining stream flows to maintain channel, riverine-riparian, and valley forming processes. Concept Document.

Hill, M. T., Platts, W. S. e R. L. Beschta (1991). Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-channel flow requirements. *Rivers* 2(3): 198-210.

Jowett, I. G. (1997). Instream flow methods: a comparison of approaches. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 13: 115-127.

King, J. M. e R. E. Tharme (1996). Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. Report to the Water Research Commission on the project "The effects of different magnitude flows on South African riverine ecosystems".

King, J. e D. Louw (1998). Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. *J. Aquatic Ecosystem Health and Management* 1 (1998): 109-124.

Kondolf, G.M., S.Morais, M.G.Saraiva e I.Ramos (1997). Change in channel form and riparian vegetation downstream of reservoirs in the Sado river basin, Portugal. report CEDR 97. Centre for Environmental Design Research. University of California. Berkeley.

MacArthur, R. H. e E. O. Wilson (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton.

Martins, J.P., P. Matias, M.H.Alves e J.M.Bernardo 2006. Aplicação de equações regionais de regressão múltipla para a determinação do caudal ecológico. Relatório interno. INAG, Lisboa.

Orth, D. J. e P. M. Leonard (1990). Comparison of discharge methods and habitat optimization for recommending instream flows to protect fish habitat. *Regulated Rivers: Research & Management*. 5: 129-138.

Pusey, B. J. e A. H. Arthington (1996). Stream variability within the Burdekin river basin. Queensland: implications for in-stream flow assessments. 23rd Hydrology and Water Resources Symposium. Hobart. 213-219.

Reiser, D. W., M. P. Ramey e T. R. Lambert (1987). Considerations in assessing flow needs in regulated stream systems. in Craig, J. F. e J. B. Kempe, (Eds.). *Regulated Streams: Advances in Ecology*. Plenum Press. New York. 45-57.

Reiser, D. W., M. P. Ramey e T. A. Wesche (1989a). Flushing flows. in Gore, J. A. ; Petts, G. E. (Eds.). *Alternatives in Regulated River Management*. CRC Press. Boca Raton. Florida. 91-135.

Reiser, D. W., T. A. Wesche e C. Estes (1989b). Status of instream flow legislation and practises in North America. *Fisheries*. 14: 22-29.

Reiser, D. W., M. P. Ramey, S. Beck, T. R. Lambert e R. E. Geary (1989c). Flushing flow recommendations for maintenance of salmonid spawning gravels in a steep, regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*. 3: 267-275.

Sale, M. J. e J. M. Loar (1981). Instream flow and hydropower development: methods and strategies for impact assessment. WaterPower'81: An International Conference on Hydropower. Proceedings. Vol. I. U.S. Army Corps of Engineers. 493-503.

Shirvell, C. S. (1986). Pitfalls of physical habitat simulation in the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1460: 1-68.

Stalnaker, C., B. L. Lamb, J. Henriksen, K. D. Bovee e J. Bartholow (1995). The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM. Biological Report 29. National Biological Service. 44 pp.

Wesche, T. A. e P. A. Rechar (1980). A Summary of Instream Flow Methods for Fisheries and Related Research Needs. Eisenhower Consortium Bulletin N° 9. Eisenhower Consortium for Western Environmental Forestry Research. 122 pp.

12. RESUMO E PRINCIPAIS CONCLUSÕES

Os valores mais elevados de condutividade eléctrica e de teores de substâncias dissolvidas nas águas subterrâneas, incluindo Nitratos, situam-se em zonas de regadio já existentes no início do estudo. Dentro destas áreas regadas, os valores mais elevados de condutividade estão associados, também, à existência de explorações suinícolas em que se procede a retenção e espalhamento das águas residuais. Verifica-se uma considerável heterogeneidade no quimismo da água dos poços em estreita relação com o uso do solo.

As concentrações de diversos iões na ribeira do Almansor assim como os valores de condutividade traduzem uma situação intermédia reflectindo a contribuição de águas subterrâneas de distinto quimismo.

O estudo da composição isotópica ($\delta^{18}\text{O}$) de vários pontos de água superficiais e subterrâneos contribui igualmente para a compreensão das interacções entre os vários subsistemas em jogo. A composição isotópica do rio é totalmente distinta da da albufeira, mesmo em troço situado a pequena distância da barragem. A hipótese de que a albufeira poderia perder água para o curso não se confirma, pois. As razões isotópicas registadas para troços a montante e a jusante e a proximidade das composições isotópicas do rio e das águas subterrâneas reflecte a contribuição do subsistema subterrâneo para o curso de água.

Foram instalados drenos nos taludes marginais para colheita directa de água subterrânea por intersecção do fluxo de água subterrânea para o rio. O facto de não se ter colhido qualquer volume de água significa uma rega bem ajustada e, portanto, com perdas mínimas. Este resultado faz supor que durante o período seco, em que nas explorações agrícolas há rega, não haverá entradas expressivas de compostos químicos para o rio.

Relativamente a habitats e condição do canal, embora se verifiquem algumas intervenções humanas que se traduzem de forma mais ou menos óbvia na degradação do sistema fluvial (pisoteio das margens por gado, intervenções, no passado, de limpeza mecanizada das margens e leito, acumulação de sedimento fino, afundamento e alargamento do leito e acumulação de material sedimentar), estas têm um carácter relativamente circunscrito e, de uma forma geral, o curso apresenta-se em boas condições e nalguns casos não muito afastado de uma situação que se poderia designar de natural.

Pela aplicação do índice HQA do River Habitat Survey (RHS) foram obtidos valores relativamente elevados o que permite desde logo realçar o interesse do curso em termos de valor de conservação.

A vegetação nas margens, designadamente a arborea, embora por vezes muito estreita defende o ecossistema lótico e confere-lhe um forte carácter de naturalidade, que em muitos casos se associa a uma densidade de vegetação que torna o leito quase ou mesmo impenetrável. A ocorrência expressiva de espécies arbóreas exigentes em relação a água, como amieiros confere elevado interesse conservacionista. Importa seguir no futuro a evolução dos índices do RHS do curso, no sentido de detectar eventuais processos de degradação e perda de valor de habitat.

O estudo da vegetação identificou como principal problema a pressão exercida pelo pastoreio, uma vez que contribui para o incremento da matéria orgânica em muitos troços do rio, promove a compactação do solo, e impede a regeneração e recuperação das comunidades arbustivas e arbóreas características. Contudo, durante o período em estudo, houve no troço junto à barragem uma redução da pressão exercida pelo pastoreio, sendo possível observar uma recuperação nas comunidades vegetais.

As culturas agrícolas que se praticam nas margens, e que por vezes invadem a zona do leito de cheia, também impedem a recuperação da vegetação característica do bosque ribeirinho, mas em comparação com o problema do pastoreio exercem uma pressão menor.

Embora nos últimos anos não se tenha registado um aumento significativo de espécies exóticas, como *Acacia dealbata* e *Acacia cyanophylla*, o risco de proliferação destas espécies matém-se e a sua proliferação poderá contribuir para a regressão das espécies autóctones potenciais e das suas etapas seriais.

O represamento de água pela barragem dos Minutos não se traduziu, pois, ao longo deste período num impacto negativo sobre a vegetação que se reflectisse no abaixamento do grau de conservação, com perda de vegetação indígena, sobretudo devida ao prolongamento do período seco, maior abundância de espécies exóticas ou ocorrência de fenómenos de *encroachment*. As alterações na vegetação ocorrem, no entanto, tipicamente em escalas temporais mais dilatadas pelo que poderão vir a surgir no futuro, se a disponibilidade de água durante o período de verão e a redução da frequência e da magnitude das cheias se reduzirem significativamente.

A caracterização dos ambientes sedimentares revelou que, ao longo do segmento do curso em estudo, e particularmente na parte de montante e média, são evidentes as situações de predominância de ambientes sedimentares com forte presença de vasa

arenosa ou areia vasosa: Mesmo nas situações em que existe uma fracção significativa de substrato grosseiro, o material fino preenche os espaços intersticiais e tende a cobrir com uma camada superficial os restantes tipos de substrato.

De uma forma geral, constatou-se uma elevada turvação da água do curso durante o período húmido, de coloração acastanhada associada a partículas de vasa em suspensão. Em diversas situações a água adquire tom acinzentado que indicia significativa contaminação orgânica o que se deve a explorações pecuárias e a esgotos domésticos sendo de referir a entrada, junto à Fábrica Flexol, de águas residuais domésticas não tratadas. Também esta poluição orgânica contribui para as condições do ambiente sedimentar do curso.

A acumulação, com carácter recente, de sedimentos finos observada por todo curso no início do presente estudo, sugere que as obras de construção da barragem contribuíram para o estado do sistema. Não há evidência de uma degradação generalizada a nível de sedimento desde o fecho da barragem. Mas convém sublinhar que alguns locais já evidenciavam, no início do estudo, uma dominância de sedimento fino, o que se manteve. Os dados disponíveis apontam, no entanto, nalgumas estações para uma perda de substrato grosseiro predominando, no final do estudo, de forma mais expressiva as classes granulométricas mais finas.

Em matéria de qualidade química e bacteriológica da água, em síntese pode-se afirmar que: (i) a qualidade química mantém-se sempre boa e mesmo, como em Janeiro e Março de 2004, excelente, com excepção de Junho de 2004 em que foi razoável, (ii) a qualidade bacteriológica variou entre razoável e boa; após o fecho da barragem, a qualidade situou-se dentro da classe boa e só em Abril e Junho de 2004 nas amostras de jusante a qualidade desce para razoável.

Com base nestes resultados não se pode afirmar que com o fecho da barragem em janeiro de 2003, ou com a entrada em funcionamento de parte do perímetro de rega ao longo de 2004, se tenha verificado um agravamento da qualidade da água. O sector correspondente ao perímetro de rega apresenta níveis de qualidade superiores ao do sector de jusante.

Observaram-se fortes dominâncias no Verão de cianobactérias com densidade atingindo valores de cerca de 400 000 cel/mL; não se observou um agravamento já que anteriormente se registavam valores igualmente elevados durante o Verão.

Para os invertebrados bênticos, sendo diversos os tipos de pressões a que estão submetidos, não se observa uma tendência geral de evolução dos índices no tempo que permita identificar eventuais impactos do represamento. Importa observar que: a

situação inicial apresentava já muita perturbação associada à construção da barragem e não existe, portanto, uma situação de referência; por outro lado, se não existissem pressões orgânicas e de nutrientes, seriam em princípio mais óbvios os efeitos do barramento do curso; a variação interanual de precipitação e escoamento cria um enorme *ruído* que se adiciona aos diversos tipos de pressão em jogo e ainda mais dificulta qualquer análise. Tentando identificar possíveis tendências na evolução dos índices de qualidade de invertebrados em função do impacto da barragem dos Minutos, constata-se que há tendências opostas:

- a qualidade na estação mais a montante (D) melhora de forma muito expressiva após o fecho da barragem, o que não pode deixar de suscitar alguma perplexidade já que se trata de uma estação situada muito próximo da barragem;
- nas duas estações intermédias, que sofrem mais fortemente os efeitos das pressões orgânica e de nutrientes e de um conjunto de intervenções executadas sobre o canal fluvial, a estação B mostra sinais de melhoria, enquanto que com a estação a jusante - A - sucede o oposto;
- em M, estação mais a jusante, e portanto a menos afectada pelos impactos da construção da barragem - diminuição de caudal e *siltagem* - verifica-se um abaixamento dos índices de qualidade após o fecho da barragem.

Com base nos dados obtidos é forçoso concluir que nesta escala temporal *não* ficaram provados impactos, o que não significa que tenha sido provada a ausência de impactos. Mas será necessário prosseguir a monitorização para poder *afirmar* de modo concreto e objectivo se existem ou não impactos efectivos no biota aquático face ao regime de caudais ecológicos que venha a ser adoptado no futuro.

Para a fauna piscícola, os resultados obtidos revelam a importância das zonas de corrente (*riffles* e *runs*) com substrato de cascalho como *habitats* reprodutivos, salientando a necessidade de um regime de escoamento adequado, no sentido da criação/melhoria de *habitats* e da manutenção da conectividade longitudinal, por forma a evitar a fragmentação das populações, o que lhes limita a viabilidade.

Os impactos mais relevantes da construção da barragem dos Minutos parecem estar principalmente associados ao Verão. Com efeito, após o fecho da barragem em Janeiro de 2003, não se verificou a manutenção de um caudal mínimo para o sistema a jusante, o que parece ter-se repercutido na composição piscícola de 2004. Apesar da precipitação verificada no período subsequente poder ter assegurado as necessidades dos *habitats* reprodutivos identificados no ano anterior, o agravamento dos constrangimentos hídricos e ambientais durante o período de estiagem, para o

que contribui a falta de manutenção de caudal pela barragem, diminuem a capacidade de suporte dos pegos, resultando possivelmente num menor recrutamento de espécies reófilas.

Os dados obtidos até ao momento, principalmente após Janeiro de 2003, não possibilitam uma caracterização detalhada das consequências das situações extremas, relativamente à disponibilidade de água no curso, diversidade de *habitats* e respectivos efeitos sobre a ictiofauna. No entanto, os resultados indicam a existência de uma relação estreita entre o caudal e a coexistência de espécies indígenas e exóticas. Baixos valores de caudal fornecem condições favoráveis à proliferação das espécies exóticas, aumentando as relações de predação/competição sobre as espécies indígenas, já em desvantagem devido às condições hídricas desfavoráveis. Pelo contrário, elevados caudais afectam negativamente as espécies exóticas, em particular durante o período reprodutivo reduzindo o recrutamento, e afectando directamente a abundância dessas populações.

Da comparação da composição da ictiofauna em 2001 com a de 2002, parecem evidenciar-se os efeitos dos baixos caudais de 2001 que conduziram à situação de maior empobrecimento deste grupo. Em 2002 eleva-se a proporção de barbos e diminuem de forma expressiva as percas-sol, espécie exótica de afinidade lântica. Esta alteração é patente tanto no período lótico como no lântico. Em 2003 (após o fecho da barragem) acentua-se no período lótico a proporção de perca, o que no entanto não se confirma (como seria de esperar) no período lântico. Em 2004, as proporções de reófilas e exóticas mantêm a tendência do ano anterior.

Embora não o seja de modo muito marcado, parece desenhar-se desde 2002 uma tendência de elevação da proporção de exóticas e consequente regressão das indígenas reófilas. Este é o padrão usual de evolução (degradativa) das comunidades piscícolas na sequência de alterações hidro-morfológicas nos cursos provocadas por aproveitamentos hidráulicos. Sendo ainda cedo para estabelecer de modo categórico este padrão para o Almansor, e atribuir-lhe como causa a barragem (e a ausência de caudal ecológico), é importante continuar a monitorização desta fauna no sentido de identificar de modo objectivo os processos de transformação deste grupo e eliminar os efeitos associados da variabilidade interanual de caudais.

ANEXOS

Pontos na Ribeira do Almansor (coordenadas militares)

Ponto	M	P
D	202651	188013
O	201944	188375
C	197581	187213
B	197306	187463
A	194980	186763
P	194881	186388
IIA	194297	185687
M	193720	185199

RIBEIRA de ALMANSOR - Caracterização geral – parâmetros da água

Caudais (m³/s) nas Estações da Ribeira do Almansor

Data	Estaç A		Data	Estaç D		Data	Estaç M
17-07-01	0,00000		17-07-01	0,00000		17-07-01	0,00000
13-08-01	0,00000		13-08-01	0,00000		13-08-01	0,00000
14-09-01	0,00000		14-09-01	0,00000		14-09-01	0,00000
03-10-01	0,00171		03-10-01	0,00039		03-10-01	0,03307
29-11-01	0,02311		04-10-01	0,00026		25-10-01	0,12087
10-12-01	0,02290		25-10-01	0,00053		29-11-01	0,08285
04-01-02	0,02261		29-11-01	0,00059		10-12-01	0,14043
28-02-02	0,02132		10-12-01	0,00132		04-01-02	0,19800
01-04-02	0,02636		04-01-02	0,00206		28-02-02	0,05941
22-04-02	0,03140		27-02-02	0,00507		06-03-02	0,08021
07-05-02	0,02115		06-03-02	0,00320		22-04-02	0,06389
25-06-02	0,00031		22-04-02	0,00132		13-05-02	0,03058
31-07-02	0,00052		07-05-02	0,00000		25-06-02	0,00098
27-08-02	0,00077		25-06-02	0,00000		31-07-02	0,00000
23-09-02	0,01380		31-07-02	0,00000		27-08-02	0,00000
29-10-02	0,00387		27-08-02	0,00000		23-09-02	0,16923
25-11-02	0,74790		23-09-02	0,00062		29-10-02	0,02004
19-12-02	2,00000		29-10-02	0,00111		25-11-02	0,80883
			25-11-02	0,90842		19-12-02	10,72553
			19-12-02	4,00000		03-01-03	1,98400
			03-01-03	1,59200		11-02-03	0,27313
			29-01-03	0,00792		06-03-03	0,39900
			11-02-03	0,00000		08-04-03	0,14960
			06-03-03	0,00000		14-04-03	1,03873
			08-04-03	0,00000		12-05-03	0,08930
			14-04-03	0,00625		02-06-03	0,02250
			20-05-03	0,00180		14-07-03	0,00300
			02-06-03	0,00000		04-08-03	0,00000
			14-07-03	0,00090		08-09-03	0,00000
			04-08-03	0,00000		29-09-03	0,00000
			08-09-03	0,00000		08-10-03	0,01250
			29-09-03	0,00125		11-11-03	0,14570
			08-10-03	0,00000		15-11-03	1,99500
			25-11-03	0,00400		12-12-03	0,36209
			12-12-03	0,01296		29-12-03	0,27700
			29-12-03	0,00214		16-01-04	0,17442
			16-01-04	0,00144		11-02-04	0,21645
			12-02-04	0,00595		19-02-04	0,24663
			19-02-04	0,00410		10-03-04	0,25141
			10-03-04	0,00400		07-04-04	0,19200
			07-04-04	0,00270		10-05-04	0,09550
			10-05-04	0,00170		24-05-04	0,08823
			25-05-04	0,00150			

Valores de caudal em 19-12-02 nas estações A e D foram estimados com base em medições efectuadas e não determinados; este facto deveu-se à inexistência de uma secção adequada nessas condições de caudal, com o necessário escoamento laminar, o que impediu a determinação do caudal com o rigor desejado.

Precipitação - Estação Meteorológica do Divor

Ano	Mês	Precipitação mm
2001	JUL	17,51
2001	AGO	0,00
2001	SET	0,00
2001	OUT	78,23
2001	NOV	17,12
2001	DEZ	12,94
2002	JAN	71,05
2002	FEV	15,13
2002	MAR	102,09
2002	ABR	87,36
2002	MAI	27,07
2002	JUN	0,80
2002	JUL	0,00
2002	AGO	29,00
2002	SET	112,40
2002	OUT	73,80
2002	NOV	122,70
2002	DEZ	163,00
2003	JAN	101,80
2003	FEV	81,70
2003	MAR	41,10
2003	ABR	57,20
2003	MAI	4,50
2003	JUN	1,90
2003	JUL	0,30
2003	AGO	0,00
2003	SET	46,80
2003	OUT	165,40
2003	NOV	108,20
2003	DEZ	67,20
2004	JAN	49,90
2004	FEV	56,00
2004	MAR	33,40
2004	ABR	26,00
2004	MAI	28,40
2004	JUN	0,00

Temperatura (°C) nas Estações da Ribeira de Almansor

Data	D	B	C	M	P - ponte
01-06-2001	18,7		19,7		19,4
07-09-2001			18,7		19,2
03-10-2001	24		17,6	19	22,5
29-11-2001	11,7			8,7	13
04-01-2002	9,9		10,8	11,4	12,8
28-02-2002	13,4			12,5	15
22-04-2002	18,5		15,7	16,72	20
07-05-2002				15,93	19,7
27-05-2002		19,2	15,9	16,97	16,8
25-06-2002	24,70			25,84	26,2
31-07-2002	25,80		25,3		22,3
27-08-2002	22,50	25	18	19,8	19,9
29-10-2002		18,7	16,4	17,43	18,1
16-01-2003	12,70	13,1	12,7	12,43	12,7
11-02-2003		12	12	11,4	11,9
11-03-2003	15,70	15,9	15,9	14,4	15,2
08-04-2003		17,2	15,7	16,4	16,2
06-05-2003	17,50	17,3	16,7	16,1	15,7
04-06-2003		20,5	20,1	19,1	19,5
02-07-2003		21,3	17,8	20,2	19,8
08-10-2003	20,52	20,7	17,3	15,9	16,5
11-11-2003	13,50	14,4	14,1	14,85	14,3
12-12-2003	9,00	10,9	10,7	9,45	10
16-01-2004	10,50			10,8	
11-02-2004	12,00	12	12,3	11,61	12,5
10-03-2004	13,90	14,4	14,9	13,53	14,9
07-04-2004	14,80	17,9	16,7	16,6	16,6
10-05-2004	16,40	17,1	16,4	16,6	16,5
24-05-2004	17,86			17,4	

Oxigénio Dissolvido (mg/L) nas Estações da Ribeira do Almansor

Data	D	B	C	M	P - ponte
01-06-2001	7,2		6,2		6,9
07-09-2001			7,9		8,4
03-10-2001	8,0		4,9	3,6	6,6
29-11-2001	8,3			12,0	8,2
04-01-2002	7,5		7,3		8,7
28-02-2002	8,3			9,2	
06-03-2002			9,4	9,7	10,5
22-04-2002	5,2			9,4	9,3
13-05-2002	7,8			7,9	7,5
27-05-2002		4,9	4,6	5,6	4,7
25-06-2002	6,2			8,9	4,7
31-07-2002				8,7	3,8
27-08-2002	6,1	9,2	2,1	3,7	3,5
23-09-2002			7,3		8,9
29-10-2002		1,7	1,4	2,6	3,9
25-11-2002	5,8		6,9		7,6
16-01-2003	8,8	9,4	8,3	11,0	10,5
11-03-2003		10,8	10,2	10,6	11,2
08-04-2003		7,2	8,8	9,0	8,6
06-05-2003	8,6	9,5	9,3	9,7	8,0
04-06-2003	6,9	5,9	6,7	6,2	4,7
02-07-2003		5,7	1,8	3,7	4,0
29-09-2003	9,3			5,7	
08-10-2003	4,8	2,9	3,2	3,5	4,1
11-11-2003	8,5	6,5	4,7	9,3	9,1
12-12-2003		9,9	8,9	13,0	12,2
16-01-2004	8,1			9,2	
11-02-2004	9,3	10,1	9,9	11,9	11,1
10-03-2004		11,6	10,6	10,7	11,9
07-04-2004	8,0	10,4	7,3	7,4	7,0
10-05-2004	7,6	7,5	7,6	5,9	5,5
24-05-2004	3,9			5,1	6,3

Condutividade Eléctrica ($\mu\text{mhos/cm}$) nas Estações da Ribeira do Almansor

Data	D	B	C	M	P - ponte
01-06-2001	457		472		483
07-09-2001			482		476
03-10-2001	515		496	400	487
29-11-2001	260			315	340
04-01-2002			350	300	380
28-02-2002	272			323	365
01-03-2002	315		405	449	411
22-04-2002	389			430	460
07-05-2002				452	504
27-05-2002	430	493	480	488	512
25-06-2002				574	511
31-07-2002	440		495		500
27-08-2002	520	685	528	669	553
29-10-2002		583	505	564	560
16-01-2003		467	468	415	472
11-02-2003	250	256	299	242	288
11-03-2003		303	292	268	305
08-04-2003		340	322	310	332
06-05-2003	355	330	340	275	340
04-06-2003		365		352	355
02-07-2003		450	420	415	425
08-09-2003			430	458	
08-10-2003	603	636	505	608	553
11-11-2003	495	502	500	484	487
12-12-2003	445	409	418	339	458
16-01-2004	403			366	
11-02-2004	483	430	420	385	432
10-03-2004	485	427	425	374	432
07-04-2004	527	419	431	292	437
10-05-2004	459	463	459	436	473
25-05-2004	521			444	

pH nas Estações da Ribeira do Almansor

Data	D	A	M
01-06-2001	8,3		8,5
07-09-2001	7,5		8,5
03-10-2001	8,7	8,6	8,3
25-10-2001	7,3		
29-11-2001	7,8	8,6	7,6
04-01-2002	7,6	8,4	7,7
28-02-2002	8,3	8,4	7,8
22-04-2002	7,8	8,5	7,9
07-05-2002		7,9	8,1
25-06-2002	7,2	7,2	8,0
31-07-2002		6,9	
27-08-2002		6,8	8,1
29-10-2002	7,2		7,3
19-12-2002	7,3		7,5
11-02-2003	7,6		7,4
08-04-2003	7,8		7,6
12-05-2003	7,8		7,9
01-08-2003	8,2		8,4
29-09-2003	7,5		
08-10-2003			7,1
11-11-2003			7,7
25-11-2003	7,8		
12-12-2003	7,8		8,2
29-12-2003	8,0		
16-01-2004	7,8		7,7
11-02-2004	8,1		8,4
19-02-2004	7,8		8,4
10-03-2004	8,1		8,3
07-04-2004	7,4		8,2
10-05-2004	7,7		7,6
24-05-2004	6,9		7,5

Turvação (turbidez) (NTU) na Ribeira de Almansor

Montante: Sector entre Barragem e Estação B

Jusante: Sector entre Estação P (ponte) e M

Data	Montante	Jusante
01-06-2001	33	18
07-09-2001	18	15
03-10-2001	47	35
25-10-2001	34	28
29-11-2001	53	38
04-01-2002	17	68
22-04-2002	21	16
13-05-2002	17	12
05-06-2002	31	27
23-09-2002	41	47
19-12-2002	23	15
11-02-2003	45	23
08-04-2003	28	41
02-06-2003	10	3
30-09-2003	304	48
08-10-2003	35	10
11-11-2003	69	48
25-11-2003	19	
12-12-2003	15	58
29-12-2003	10	
16-01-2004	10	25
12-02-2004	15	22
19-02-2004	27	30
10-03-2004	36	40
07-04-2004	25	31
25-05-2004	87	32

Fitopigmentos – Estação B

DATA	Clorof. a Lorenzen	Feopigmentos Lorenzen	Clor. a (met. tricrom.)	Clor. b (met. tricrom.)	Clor. c1+c2 (met. tricrom.)	Carotenoides	Ind diversidade pigmentar	Ind degradação
27-05-02	8,79	37,48	17,47	0,00	0,19	13,16	2,01	0,81
05-06-02	166,65	469,89	187,24	19,63	0,10	178,33	2,03	0,78
22-07-02	324,50	902,30	357,01	39,25	0,01	343,50	2,06	0,74
27-08-02	113,76	333,65	134,99	23,62	0,86	120,64	2,26	0,75
23-09-02	179,63	499,06	107,68	18,66	0,43	126,56	2,02	0,74
29-10-02	70,99	201,52	80,37	13,70	0,00	48,64	2,02	0,74
25-11-02	9,84	28,10	11,32	0,00	0,59	6,56	2,10	0,74
19-12-02	6,25	19,03	7,87	0,22	0,33	4,83	2,17	0,77
08-01-03	2,67	9,97	4,42	0,43	0,08	3,10	2,24	0,79
11-02-03	16,68	47,96	19,46	0,79	1,04	10,88	2,03	0,74
11-03-03	8,27	23,64	9,49	0,76	0,33	4,91	1,96	0,74
08-04-03	1,92	5,97	2,46	0,09	0,00	1,84	2,56	0,76
06-05-03	1,71	6,65	2,91	0,14	0,34	2,00	2,14	0,79
04-06-03	14,75	67,30	32,09	2,82	0,38	21,92	1,89	0,85
02-07-03	48,97	153,00	63,49	8,44	2,34	35,44	1,79	0,76
01-08-03	31,86	110,15	47,79	5,63	1,36	28,68	1,84	0,77
29-09-03	40,42	131,58	55,64	7,03	1,85	32,06	1,82	0,76
08-10-03	23,09	68,90	28,04	3,01	1,97	20,64	2,02	0,75
11-11-03	1,71	5,00	2,08	0,24	0,19	1,04	1,73	0,75
12-12-03	1,28	5,03	2,44	0,21	0,27	0,80	1,88	0,80
16-01-04	2,99	11,38	5,19	0,15	0,36	2,88	1,90	0,79
11-02-04	4,28	15,65	7,06	0,60	0,91	1,28	1,55	0,79
10-03-04	11,76	34,81	14,03	1,36	0,85	7,60	1,86	0,75
08-04-04	2,35	8,64	3,82	0,19	0,22	1,76	1,76	0,79
10-05-04	91,74	228,25	83,63	4,59	7,20	53,12	1,98	0,72

Fitopigmentos - Estação C

DATA	Clorof . a Lorenzen	Feopigmentos Lorenzen	Clor. a (met. tricrom.)	Clor. b (met. tricrom.)	Clor. c1+c2 (met. tricrom.)	Carotenoides	Ind diversidade pigmentar	Ind degradação
27-5-02	9,17	42,31	20,31	0,00	1,14	12,53	1,95	0,82
8-6-02	60,44	182,49	75,37	4,66	1,56	56,66	1,99	0,78
22-7-02	111,72	322,67	130,44	9,33	1,98	100,78	2,03	0,74
27-8-02	215,55	614,62	248,84	9,43	14,72	147,84	2,02	0,74
23-9-02	8,71	25,03	130,86	4,71	7,36	7,46	2,28	0,74
29-10-02	12,52	32,84	12,88	0,00	0,00	5,26	2,14	0,72
25-11-02	10,69	29,85	12,05	0,00	0,76	6,40	2,00	0,74
17-12-02	6,84	19,96	8,18	0,08	0,38	4,74	2,09	0,75
8-1-03	2,99	10,07	4,30	0,15	0,00	3,08	2,19	0,77
11-2-03	4,56	13,24	5,38	0,42	0,39	2,83	2,00	0,74
11-3-03	1,92	6,27	2,64	0,15	0,05	0,64	1,84	0,77
8-4-03	0,43	2,22	1,09	0,09	0,18	1,44	3,54	0,87
6-5-03	1,92	6,27	2,54	0,15	0,45	1,84	2,27	0,77
4-6-03	60,30	177,81	71,84	7,49	4,75	31,92	1,73	0,75
2-7-03	186,04	568,04	231,56	51,95	8,35	124,16	1,76	0,75
1-8-03	142,85	417,67	168,77	6,69	10,75	70,08	1,67	0,75
12-9-03	81,47	237,82	95,96	3,95	6,63	43,80	1,86	0,74
8-10-03	20,10	57,97	23,15	1,21	2,52	17,52	2,04	0,74
11-11-03	1,28	4,28	1,91	0,01	0,14	1,20	2,01	0,78
12-12-03	1,07	3,46	1,44	0,25	0,01	0,40	1,88	0,77
16-1-04	2,35	8,34	3,63	0,30	0,05	2,00	1,88	0,78
11-2-04	7,27	25,23	11,06	0,92	0,65	4,96	1,82	0,78
10-3-04	7,70	24,76	10,51	0,89	0,46	5,76	1,96	0,76
8-4-04	2,14	8,72	4,01	0,11	0,19	2,32	1,93	0,80
10-5-04	23,09	70,10	28,89	1,48	2,29	18,16	2,00	0,75

Fitopigmentos - Estação P (ponte)

DATA	Clorof . a Lorenzen	Feopigmentos Lorenzen	Clor. a (met. tricrom.)	Clor. b (met. tricrom.)	Clor. c1+c2 (met. tricrom.)	Carotenoides	Ind diversidade pigmentar	Ind degradação
27-5-02	0,56	5,28	2,84	0,00	0,00	1,47	2,46	0,90
8-6-02	24,11	74,58	30,65	5,56	0,53	27,54	2,34	0,83
22-7-02	47,66	143,88	58,46	11,12	1,06	53,60	2,21	0,75
27-8-02	15,40	45,63	18,74	0,72	0,54	11,20	2,13	0,75
23-9-02	42,98	114,38	51,34	9,72	2,13	31,60	2,38	0,73
29-10-02	56,82	162,03	65,04	5,44	0,08	36,91	2,00	0,74
25-11-02	7,27	23,44	10,02	0,18	0,51	6,08	2,19	0,76
17-12-02	5,04	17,38	7,58	0,37	0,56	3,04	1,75	0,78
8-1-03	2,81	11,32	5,14	0,56	0,62	0,00	1,31	0,80
11-2-03	11,12	32,18	13,03	1,36	0,35	6,08	1,94	0,74
11-3-03	3,42	10,76	4,54	0,35	0,00	1,60	1,86	0,76
8-4-03	1,28	3,38	1,29	0,00	0,00	1,04	2,86	0,73
6-5-03	1,28	5,03	2,28	0,00	0,22	0,80	1,88	0,80
4-6-03	81,26	243,52	99,21	17,52	2,36	34,56	1,58	0,75
2-7-03	21,38	79,01	35,11	4,81	1,85	18,16	1,82	0,79
1-8-03	35,93	116,16	48,96	3,94	2,49	27,84	1,84	0,76
8-9-03	12,83	37,98	15,26	3,29	0,66	11,20	1,98	0,75
8-10-03	5,77	22,39	10,01	1,38	0,99	5,12	1,70	0,80
11-11-03	11,55	36,10	15,12	0,14	1,53	7,68	1,87	0,76
12-12-03	1,07	4,21	2,10	0,00	0,11	0,88	2,05	0,80
16-1-04	0,86	4,45	2,17	0,18	0,37	0,96	1,83	0,84
11-2-04	1,50	5,69	2,43	0,38	0,21	1,36	1,93	0,79
10-3-04	5,56	18,43	7,90	0,38	0,73	4,08	1,93	0,77
8-4-04	1,28	5,62	2,53	0,36	0,00	1,36	1,93	0,81
10-5-04	0,86	3,70	1,71	0,25	0,30	0,00	1,37	0,82

Fitopigmentos – Estação M

DATA	Clorof . a Lorenzen	Feopigmentos Lorenzen	Clor. a (met. tricrom.)	Clor. b (met. tricrom.)	Clor. c1+c2 (met. tricrom.)	Carotenoides	Ind diversidade pigmentar	Ind degradação
27-5-02	2,43	11,60	5,62	0,00	0,00	2,73	2,00	0,83
8-6-02	2,50	12,60	13,60	14,60	15,60	16,60	2,08	0,80
22-7-02	4,96	16,88	7,37	0,08	0,00	3,93	2,11	0,79
27-8-02	7,48	22,15	9,13	0,15	0,00	5,12	2,22	0,75
23-9-02	4,60	14,70	20,71	0,25	0,00	4,22	2,20	0,76
29-10-02	28,65	80,60	32,29	0,34	0,00	20,96	1,99	0,74
25-11-02	5,70	18,18	7,65	0,00	0,00	3,73	2,11	0,76
17-12-02	4,16	14,33	6,31	0,00	0,00	4,04	2,32	0,78
8-1-03	2,62	10,48	4,97	0,00	0,00	4,34	2,54	0,80
11-2-03	6,84	20,02	8,24	0,42	0,36	4,21	2,02	0,75
11-3-03	2,14	6,63	2,73	0,10	0,03	1,12	1,92	0,76
8-4-03	1,07	3,02	1,18	0,04	0,17	0,88	2,85	0,74
6-5-03	1,50	5,39	2,27	0,15	0,16	1,04	1,91	0,78
4-6-03	32,93	98,94	40,40	4,93	2,00	17,92	1,72	0,75
2-7-03	2,99	14,82	7,17	0,46	0,37	3,68	1,84	0,83
1-8-03	6,84	23,61	10,06	2,03	0,54	5,44	1,75	0,78
8-9-03	8,98	29,64	12,40	2,49	0,37	8,32	1,91	0,77
8-10-03	9,84	37,98	17,16	2,19	1,04	10,00	1,87	0,80
11-11-03	3,42	16,59	8,01	0,21	0,38	4,00	1,86	0,85
12-12-03	1,28	5,47	2,55	0,00	0,32	0,80	1,92	0,82
16-1-04	0,86	4,45	2,19	0,03	0,23	1,52	2,06	0,85
11-2-04	1,28	4,28	1,81	0,20	0,29	1,12	2,02	0,77
10-3-04	3,64	12,32	5,28	0,13	0,15	2,00	1,75	0,77
8-4-04	1,07	5,71	2,82	0,04	0,22	1,28	1,88	0,84
10-5-04	1,28	5,03	2,16	0,34	0,31	0,56	1,74	0,80

RIBEIRA de ALMANSOR – Química

Data	Sector	Conductiv	Oxig dissolv	pH	Alcalinid	CQO	CBO5	Sulfatos	Cloretos	Fosfatos	Nitratos	N amoniac	Fe	Mn	Mg	K	Na
		uS/cm	%sat		mg/L HCO3	mg/L O2	mg/L O2	mg/L SO4	mg/L Cl	mg/L P2O5	mg/L NO3	mg/L NH4	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
							LQ<3			LQ=<0.1	LQ<1,0	LQ=<0.08					
17 jul 01	jusante	580	115	8,2		29	LQ	42	41	0,4	2	0,2	0,9	0,1	23	5,3	34
4 jan 02	jusante	300	68	7,7	130	11	LQ	26	34	LQ	4,2	0,08	0,5	0,1	18	2,2	26
22 abr 02	jusante	430	54	7,9		17	3	24	34	0,1	3,6	0,14			19	1,9	27
27 ago 02	jusante	620		8,1	180	31	4	48	73	0,3	1	0,24	0,8	0,2	24	4,2	38
19 dez 02	jusante	390	53	7,5		11	LQ	24	34	0,1	4	0,07	0,4	0	18	2,1	23
8 abr 03	jusante	310	65	8,2	158	14	LQ	26	38	0,1	2,3	0,1	0,5	0,1	20	2	28
01 jul 03	jusante	435	80	7,0	170	48		56	47	LQ	LQ	0,14			22	6,1	36
04 jan 04	jusante	385	92	8,4	140	10	LQ	28	37	LQ	8,4	LQ	0,5	0,1	19	1,9	24
18 mar 04	montante	485	130	8,1			LQ	26	39	LQ	2,5	0,08	0,31	0,1	22	3,3	32
18 mar 04	jusante	374	103	8,3			LQ	24	34	0,14	4,1	0,09	0,5	0,1	20	2,2	27
21 abr 04	montante	527	82	7,4		12	4	24	37	LQ	2,4	0,11	0,39	0,17	22	1,5	29
21 abr 04	jusante	292	76	8,2	177	13	LQ	24	37	0,11	2,3	0,09	0,87	0,1	18	2,1	29
28 jun 04	montante	520	41	6,9		27	3	24	69	LQ	LQ	0,2	0,32	0,1	22	6,3	37
28 jun04	jusante	450	54	7,5	180	22	3,5	37	17	0,51	LQ	0,18	0,6	0,1	23	3,9	36

Fitoplancton na Ribeira de Almansor

Data	Sector	Fitoplanct	Cyanophyta	Pyrrhophyta	Euglenophyta	Chrysophyta	Chrysof/	Bacillariophyta	Chlorophyta	Cryptophyta	Flagellata
		x1000 cel/mL	x1000 cel/mL	x1000 cel/mL	x1000 cel/mL	s/ <i>Uroglena</i>	/Cyanoph	x1000 cel/mL	x1000 cel/mL	x1000 cel/mL	x1000 cel/mL
						s/ <i>Synura</i>					
17 jul 01	jusante	513,6	420,8	0	0,21	0	0	19,6	72,5	0,12	0,42
4 jan 02	jusante	0,59	0	0	0	0	0	0,21	0,36	0	0,02
22 abr 02	jusante	1,47	0,004	0	0	0,08	20	0,63	0,71	0,05	0
27 ago 02	jusante	131	97	0	0	0	0	18	16	0	0
19 dez 02	jusante	0,41	0,003	0	0	0	0	0,09	0,38	0,006	0,01
8 abr 03	jusante	7,91	0,005	0	0,006	0	0	2,83	5,04	0,03	0
01 jul 03	jusante	608,3	562,2	0,149	0,329	0	0	26,9	17,9	0,09	0,75
04 jan 04	jusante	0,55	0,071	0	0	0,017	0,239	0,16	0,21	0,031	0,06
21 abr 04	jusante	0,99	0	0	0,004	0,16	Não calculável	0,32	0,48	0,02	0
17 jul 01	jusante	473,4	387	0,06	0,176	0	0	31,76	53,8	0,02	0,6

Cianobactérias (x1000 cel/mL) na Ribeira de Almansor

Data	Total células	Total cianobact	%Cianobact	Anabaena	%Anabaena	%Anabaena	Oscillatoria	%Oscillat	%Oscillat	% cianof toxicas	
					Em relaç cianob	Em relaç total		Em relaç cianob	Em relaç total	Em relaç cianob	Em relaç total
17 Jul-01	513,6	420,8	81,90	96,3	22,9	18,8	228,5	54,3	44,5	77,2	63,3
27 Ago-02	131	97	74,00	18	18,6	13,74	31,7	32,7	24,2	51,3	37,9
1 Jul-03	608,335	565,55	93,00	83,3	14,7	13,7	371,5	65,7	61,1	80,4	74,8
28 Jun-04	473,4	387	81,70	34,4	8,9	7,3	284,8	73,6	60,2	82,5	67,5

Microbiologia na Ribeira de Almansor

Data	Sector	Estreptococos fecais	Salmonella spp	Coliformes totais	Coliformes fecais
		UFC/100mL	em 1L	UFC/100mL	UFC/100mL
17 jul 01	jusante	25	0	4800	2800
4 jan 02	jusante	18	0	7500	120
22 abr 02	jusante	22	0	4500	1900
27 ago 02	jusante	32	0	6800	2800
19 dez 02	jusante	20	0	1800	300
8 abr 03	jusante			3600	2100
01 jul 03	jusante	28	0	70	36
04 jan 04	jusante		0	1530	30
18 mar 04	jusante	56	0	4500	2100
21 abr 04	jusante	62	0	6300	2600
28 jun 04	montante			5800	1300
17 jul 01	jusante	58	0	8000	3000

ÁGUA SUBTERRÂNEA – POÇOS/FUROS

ID	M (m)	P (m)	LOCALIDADE / DESIGNAÇÃO	Uso do solo / Observações de campo
1	199812	188205	Monte do Cabido	Regadio; suinicultura _ fertilização com chorume
2	200693	188438	Herdade dos Hospitais	Sequeiro, pastagem
3	202634	189006	Monte Martim Mendes	pastagem, ovinos e bovinos; água com turvação, férrea
4	200813	190263	Herdade Serra de Lebres	água para consumo
5	199969	190969	Caminho para o Monte dos Nabos	tem um furo próximo e uma charca
6	199406	189938	Herdade Pedras Alvas	furo sem bomba
7	203625	184938	Monte Peromogão	pastagem
8	203656	185063	Peromogão	regadio (água com lentilhas)
9	203750	185375	Caminho para a Amoreirinha	poço abandonado
10	203719	186500	Prox. Albufeira Minutos	poço abandonado (água com lentilhas)
11	203504	186319	Picota	pastagem natural poço com picota (abeberamento de gado)
12	202938	185625		bovinos (abeberamento de gado)
13	202297	185813	Pomar (Herdade do Zambujal)	Pastagem natural, água límpida
14	201309	186118	Ribeira Zambujal	Sequeiro, abeberamento de gado
15	200418	186309	Casão	Pastagem natural
16	199076	186427	Curral da Léqua	Pastagem natural, bovinos; poço de grande diâmetro com peixes
17	199313	186444	Herdade dos Padres	pastagem (água turva)
18	200813	184688	Herdade Pégoras	abeberamento de gado
19	202469	183813	Monte da Serra	vinhas
20	203594	183188	Peromogo	pastagem
21	195125	189569	Monte da Terrinha	pastagem (em uso, com tubagem)
22	195000	191075	Monte do Sobral	Pastagem, proximidade de uma lagoa de decantação (vacaria)
23	194438	192750	Monte Belnafange	Sistema de bombagem (em uso) pastagem
24	195875	192438	Fonte do Prior	campo de trigo
25	196125	192125	Monte do Prior	Pastagem: água azulada
26	197188	192500	Monte da Caravela	água turva com algas, sistema de bombagem
27	197188	192263	Monte da Caravela	pastagem
28	198194	192188	Sobralinho	Sobrado (água turva)
29	198550	192813	Serrões de Trás	Sobrado
30	199188	191750	Azinheirinha	tem lentilhas; pastagem
31	199375	190675	Herdade das Pedras Alvas	Furo; próximo de charca
32	198080	187478	Quinta da Amoreira da Torre	regadio; poço de grande diâmetro; zona de regadio
33	198253	187345	Quinta da Amoreira da Torre	regadio; poço de grande diâmetro; zona de regadio (gota-a-gota); vinha
34	198404	187911	Monte Amoreira de Cima	sequeiro
35	201458	186077	Ribeira Zambujal	sequeiro; poço próximo linha de água (tem peixes)
36	202651	186552		pastagem natural
37	196597	187138	Monte Amendoeira	pastagem, bovinos
38	202165	187121	Monte das Navalhas	regadio e sequeiro

POÇOS - QUÍMICA

Identificação Poços: Amoreira-33, Picota-11, Cabido-1, Amendoeira-37, Curral da Légua-16, Martim Mendes-3. Níveis: S – superfície, F – fundo.

	POÇOS	Sulfatos	Cloretos	Fosfatos	Nitratos	N amoniacal	Mg	K	Na
		mg/L SO4	mg/L Cl	mg/L P2O5	mg/L NO3	mg/L NH4	mg/L	mg/L	mg/L
		LQ<15		LQ=<0,1	LQ<1,0	LQ=<0,08			
1Jul03	Amoreira	58	59	LQ	21	0,19			
	Picota	58	45	LQ	2,2	0,11			
	Cabido	49	64	0,66	80	0,58			
7Jan04	Amoreira		60	LQ	14		34	1,2	48
	Cabido		60	LQ	88		46	2,3	39
	Casão		13	LQ	LQ		8,8	0,78	19
	Amendoeira		16	LQ	9,7		19	0,54	23
18Mar04	Amoreira	67	72	LQ	20	0,20	35	1,5	44
	Picota	55	49	LQ	LQ	0,10	31	1,7	34
	Cabido	43	75	0,11	83	0,49	43	2,5	36
	Casão	11	11	0,12	LQ	LQ	11	0,96	19
	Amendoeira	22	15	LQ	8,5	0,14	18	0,64	21
24Abr04	Amoreira	74	79	LQ	22		38	1,6	46
	Picota	56	46	LQ	LQ		31	1,9	34
	Cabido	44	62	0,12	81		44	2,5	36
	Casão	LQ	13	LQ	LQ		12	1,1	21
	Amendoeira	24	15	LQ	9		18	0,57	21
28Jun04	Amoreira	76	9,3	LQ	14		33	1,2	41
	Picota	64	18	LQ	LQ		29	2,3	34
	Cabido	40	30	0,27	50		33	4,1	34
	Casão	17	12	LQ	LQ		14	1,2	21
	Amendoeira	30	36	LQ	4,8		18	0,78	20
	Curral Legua	32	10	LQ	27		30	1,1	29
10Nov05	Picota S		25,6			LQ			
	F		25,4			LQ			
	Cabido S		55			LQ			
	F		55			LQ			
	Casão S		2,4			0,24			
	F		2,4			0,27			
	Amendoeira		16,7						
	Martim Mendes		56,9						
19Dez07	Cabido				110				