

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



AVALIAÇÃO DO ESTADO DA QUALIDADE AMBIENTAL  
TERRESTRE E AQUÁTICA NA RESERVA NATURAL DO PAUL DO  
BOQUILOBO (RNPB), PORTUGAL

Margarida Maria Rodrigues da Silva

MESTRADO EM ECOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

2007







UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



AVALIAÇÃO DO ESTADO DA QUALIDADE AMBIENTAL  
TERRESTRE E AQUÁTICA NA RESERVA NATURAL DO PAUL DO  
BOQUILOBO (RNPB), PORTUGAL

Margarida Maria Rodrigues da Silva

MESTRADO EM ECOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

Dissertação orientada pela Professora Doutora Maria Teresa Rebelo  
(DBA/CBA- FCUL)

2007







## ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	1
RESUMO	3
ABSTRACT	4
INTRODUÇÃO GERAL	5

## CAPÍTULO I

Hymenoptera como bioindicador da qualidade ambiental terrestre na Reserva Natural do Paul do Boquilobo (RNPB)

1. Resumo	8
2. Introdução	8
3. Metodologia	
3.1. Área de estudo	10
3.2. Trabalho de campo	12
3.3. Trabalho laboratorial	12
4. Resultados	15
5. Discussão	19

## CAPÍTULO II

Avaliação da qualidade da água na Reserva Natural do Paul do Boquilobo (RNPB)

1. Resumo	24
2. Introdução	24
3. Metodologia	
3.1. Área de estudo	27
3.2. Trabalho de campo	28
3.3. Trabalho laboratorial	29
4. Resultados	31
5. Discussão	34

CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
----------------------	----



ANEXOS

ANEXO I	i
ANEXO II	ii
ANEXO III	v
ANEXO IV	vii
ANEXO V	viii
ANEXO VI	ix
ANEXO VII	x
ANEXO VIII	xi
ANEXO IX	xiii



## AGRADECIMENTOS

É o momento de expressar os meus sinceros agradecimentos às pessoas que me acompanharam durante este ano. A realização do trabalho que conduziu à apresentação desta dissertação teria sido bem mais difícil sem o apoio de todos vós.

Orientadora Prof. M<sup>a</sup> Teresa Rebelo pela orientação, boa disposição, optimismo e apoio ao longo deste ano.

Co-orientador Nuno Oliveira, sempre um pouco à frente no seu tempo. Pela orientação e apoio em alturas críticas deste mestrado.

Beatriz Platineti, do laboratório de Limnologia, pelo apoio nas análises laboratoriais à água e a simpatia com que sempre me recebeu.

Professora Maria-José Boavida, pela ajuda preciosa no planeamento de parte deste trabalho e pelas sugestões ao mesmo.

António Cebola, antigo funcionário da RNPB, pelo apoio prestado relativamente à entrega de dados do Centro de Interpretação, pela simpatia e disponibilidade.

Pessoal do laboratório de entomologia, com quem con(vivi), pelo companheirismo e simpatia. Em particular ao: Mário Boieiro, cuja boa disposição e sorriso constante são contagiantes. Pela amizade e pequenas grandes dicas que me deu ao longo deste mestrado. Ao Israel Silva, pela companhia, bom humor e ajudas no dia-a-dia. E à Teresa Mexia, que se tornou numa grande amiga! Obrigado pela companhia durante os últimos meses, pelos cafezinhos, pelas pausas, pelas conversas e também pela revisão do trabalho.

Aos meus “assistentes de campo”, Mónia, mana Inês e pai Pedro, Miguel, Ritita, Nanda, Guida, Ruben, Eduardo, Catarina, Rita, pela vossa companhia e pronta disponibilidade em me acompanharem no campo. Pela ajuda preciosa a carregar o material de campo hehehe, pelo vosso interesse e simpatia. Sem vocês teria sido mil vezes mais difícil. Quero que saibam que “Adoro ver os meus amigos na lama!!”

Mana Inês, por tudo, pela ajuda incondicional em tudo e mais alguma coisa! Por todos os dias que passamos juntas. És um exemplo! “A força do dragão está contigo!!”



Família, pais, mana Joana e Miguel Gaspar, por estarem sempre lá! Pela compreensão da falta de tempo e pelas ausências durante este ano, pela ajuda que deram, pelos desenrasques!

Miguel, por tudo. Pelo amor, pela compreensão, pelo apoio, pela força, por me dizeres: “És capaz!”

Amigas e amigos, em particular, a Mónia, Nanda, Ritita e Teresa, pela amizade constante!, pela força, apoio, pelas conversas animadoras durante a madrugada, ajudas, revisões dos trabalhos, e muito mais!



## RESUMO

A Reserva Natural do Paul do Boquilobo é uma Zona Húmida e uma área protegida de importância internacional. Esta área encontra-se sujeita a um conjunto de pressões negativas, nomeadamente, à contínua utilização agrícola e florestal dos terrenos adjacentes à Reserva e seu interior; a perturbação humana; a poluição aquática no Rio Almonda, entre outros. Estes factores levam a uma inevitável degradação da área protegida, tornando-se urgente a avaliação do estado da sua qualidade ambiental.

Estudaram-se as guildes tróficas de Hymenoptera (*surrogate group*) para testar se a diversidade deste grupo respondia a indicadores de perturbação do habitat. Assumindo que as guildes tróficas presentes reflectem a diversidade ecológica de uma área, detectou-se uma tendência para haver uma relação entre a diversidade das guildes e a perturbação do habitat. Dos três métodos de amostragem utilizados (Armadilha de Moericke, Armadilha de Intersecção Amarela e Rede de Batimentos) foi o método da Armadilha de Intersecção Amarela a que se revelou mais eficiente na amostragem de guildes de Hymenoptera.

Na vertente aquática estudaram-se os macroinvertebrados aquáticos. Determinou-se o índice biótico BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*), que reflecte os efeitos da contaminação aquática continuada, revelando uma qualidade da água "Duvidosa" e uma Classe III- Águas Contaminadas. As análises realizadas à água do Rio Almonda indicam que esta chega à Reserva muito enriquecida em Fósforo Total. Observou-se ainda que a concentração deste nutriente diminui com a passagem da água pela Reserva, o que evidencia a importante função depuradora de nutrientes das zonas húmidas. A determinação da Clorofila *a* e a observação da cor verde da água na Reserva são indícios da ocorrência de eutroficação. O estudo revela ainda a existência de uma tendência ao longo dos últimos anos, para uma melhoria da qualidade da água, o que é desejável, na medida em que se trata de uma Reserva da Biosfera.

*Qualidade ambiental; Zona Húmida; Bioindicador; Hymenoptera; Gilde trófica; Macroinvertebrados aquáticos.*



## ABSTRACT

RNPB is a wetland and a protected area with international importance. This area is under a set of negative pressures, such as the continuous agricultural and forest use of the adjacent lands and on its interior; the human disturbance; the water pollution of Almonda River, among others, that lead to an inevitable degradation of the protected area. This situation requires an urgent evaluation of the status of the environment quality. Trophic guilds of Hymenoptera (surrogate group) were studied to test if this groups diversity responds to disturbance indicators of the habitat. Assuming that trophic guilds reflect the ecological diversity of an area, it was verified that there is a trend to the existence of a relationship between the guilds diversity and the disturbance of the habitat. From the three used sampling methods (Moericke Trap, Yellow Intersection Trap and Beating Net) the Yellow Intersection Trap was the most efficient in the guilds sampling.

In the aquatic approach, we studied the aquatic macroinvertebrates. The biotic index BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*), (which reflects the continuous aquatic contamination effects) was determined, revealing that the water quality was "Doubtful" and with a Class III- "Contaminated waters". Analyses made to River Almonda's water indicate the entrance of very enriched water with Total Phosphorus in the reserve. It was observed that the concentration of this nutrient decreases with its passage along the reserve. This evidences an important function of the wetlands - nutrient retention. Determination of Chlorophyll *a* and visual observation of the water's green colour are an indication of eutrofication existence. The study also reveals that throughout the last years there it seems be exist a trend for an improvement of the water quality, which is desirable, since this is a Biosphere Reserve.

*Environmental quality; Wetland; Bioindicator; Hymenoptera; Trophic guild; Aquatic Macroinvertebrates.*



## INTRODUÇÃO GERAL

A Reserva Natural do Paul do Boquilobo (RNPB) é uma área protegida com valor amplamente reconhecido, sendo actualmente a única Reserva da Biosfera de Portugal continental ([www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory](http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory)). As zonas húmidas são ecossistemas de transição entre ambientes aquáticos e terrestres, possuindo uma série de funções e valores insubstituíveis a nível global (Boavida, 1999; Farinha *et al.*, 2001). Estas zonas incluem-se actualmente entre os ecossistemas mais vulneráveis, sendo-o, directa ou indirectamente, aos impactos de actos e actividades que ocorrem nos sistemas terrestres adjacentes.

A qualidade ambiental numa zona húmida pode ser analisada ao nível terrestre e/ou aquático. Neste tipo de ecossistema, estas duas vertentes são indissociáveis quando se pretende obter uma imagem geral.

A escolha de um grupo como indicador da biodiversidade presente (*surrogate group*) é fundamental para poder-se obter a melhor informação possível sobre um dado local (e.g. Williams & Gaston, 1994; Humphries *et al.*, 1995). Os Hymenoptera constituem uma componente vital de todos os ecossistemas terrestres na medida em que são um grupo extremamente diverso (Gaston, 1991) e desempenham uma grande variedade de papéis ecológicos nos diferentes ecossistemas. A sua conservação implica necessariamente a conservação de um grande espectro de outros organismos (LaSalle & Gauld, 1993). O recurso à diversidade ecológica de Hymenoptera como um indicador potencial da biodiversidade geral é recomendado por vários autores, nomeadamente Oliveira (1998) e Santos (2003).

Uma das formas de ultrapassar um problema frequente, como o da limitação de recursos disponíveis, é a utilização de grupos supra-específicos, porque a sua identificação taxonómica permite uma poupança de tempo e ergonomia (e.g. Williams & Gaston, 1994; Cardoso *et al.*, 2004). As guildes (conceito definido por Root (1967)) são mais relevantes em estudos de ecologia do que os grupos taxonómicos supra-específicos, pois estes são grupos de espécies com ecologia semelhante, ao invés de terem uma filogenia semelhante (Wilson, 1999). Aliando o conceito de guilda à utilização de grupos supra-específicos, é possível obter-se uma ferramenta mais eficaz e económica, que permite prever a diversidade ecológica relativa de diferentes habitats (Oliveira, 1998; Santos, 2003).

De todos os potenciais grupos de organismos de água doce que têm sido considerados para uso em monitorização biológica, os macroinvertebrados são os mais recomendados (Hellawell, 1986). Estes organismos ocupam uma posição chave nas interacções da cadeia alimentar aquática. Existem muitas vantagens em usar os macroinvertebrados na monitorização da qualidade da água, nomeadamente, serem abundantes na maioria dos ecossistemas aquáticos,



sendo a sua captura bastante fácil e com reduzidos custos; constituírem comunidades com diferente sensibilidade aos diferentes tipos de poluentes (manifestando-se esses efeitos de forma rápida e gradual, em função da intensidade e magnitude); e serem comunidades relativamente sedentárias e representativas das condições locais (Metcalf-Smith, 1994).

Um dos problemas associados à utilização de medidas físico-químicas na avaliação da qualidade da água, reside no facto dos dados reflectirem primariamente condições existentes no momento da recolha da amostra de água.

Os índices bióticos constituem uma componente importante e comumente usada em programas de biomonitorização baseando-se na premissa de que a tolerância à poluição difere nos vários organismos (Hauer & Lambert, 1996). O BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*) (Alba-Tercedor *et al.*, 1988) foi adaptado para as condições ibéricas e reflecte impactos causados pela poluição orgânica (Zamora-Muñoz *et al.*, 1996), permitindo conhecer a situação de contaminação ambiental dos ecossistemas aquáticos através da recolha de macroinvertebrados aquáticos e apenas necessitando de conhecimentos básicos de taxonomia.

O conceito de “qualidade” referido às águas continentais não é um conceito absoluto e nem de fácil definição, uma vez que depende do destino final deste recurso. Considera-se aqui que um meio aquático apresenta uma boa qualidade biológica quando tem características naturais que permitem o desenvolvimento das comunidades de organismos que lhe são próprias (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1996).

### *Objectivos*

Neste trabalho tem-se como objectivo avaliar a qualidade ambiental terrestre e aquática numa área protegida, a RNPB. Na vertente terrestre pretende-se testar se a diversidade de Hymenoptera responde a indicadores de perturbação do habitat. Na vertente aquática pretende-se avaliar a qualidade da água, com a determinação um índice biótico (BMWPP) e análises químicas à água.



# Capítulo I

Hymenoptera como bioindicador da qualidade ambiental  
terrestre da Reserva Natural do Paul do Boquilobo (RNPB)

SILVA, Margarida; REBELO, Maria Teresa; OLIVEIRA, Nuno

Na elaboração da presente dissertação, este capítulo irá ser submetido a revista internacional, depois de sujeito a correcção. Tendo sido realizado em colaboração, a mestranda esclarece que participou integralmente no planeamento, análise e discussão dos resultados e na elaboração de todos os trabalhos apresentados.



## 1. RESUMO

A RNPB é uma Zona Húmida que se encontra sujeita a um conjunto de pressões negativas, nomeadamente a contínua utilização agrícola e florestal dos terrenos adjacentes à Reserva e no interior desta, a perturbação humana, entre outros que levam a uma degradação de zonas dentro da área protegida. Pretendeu-se neste trabalho estudar as guildes tróficas de Hymenoptera (*surrogate group*) para testar se a diversidade deste grupo respondia a indicadores de perturbação do habitat. Deste modo, realizaram-se amostragens na RNPB, em 4 locais com graus de perturbação distintos, utilizando três métodos de amostragem (Armadilha de Moericke, Armadilha de Intercepção Amarela e Rede de Batimentos). Assumindo que as guildes tróficas presentes reflectem a diversidade ecológica de uma área, verificou-se uma tendência para haver uma relação entre a diversidade das guildes tróficas e a perturbação do habitat. Dos três métodos de amostragem utilizados, a Armadilha de Intercepção Amarela foi a que se revelou mais eficiente.

*Hymenoptera; Bioindicador; Guilde trófica; Perturbação do habitat.*

## 2. INTRODUÇÃO

*Os Hymenoptera como bioindicadores*

Os Hymenoptera são um grupo extremamente diverso, aparentando ser uma das ordens com maior diversidade de espécies nas regiões temperadas (Gaston, 1991). Esta diversidade reflecte-se nas mais de 150 000 espécies descritas e numa grande variedade de papéis ecológicos (e.g. polinizadores, fitófagos, indutores de galhas, predadores, parasitóides) desempenhados nos diferentes ecossistemas. Os Hymenoptera constituem, deste modo, uma componente vital de todos os ecossistemas terrestres e a sua conservação implica necessariamente a conservação de um grande espectro de outros organismos (LaSalle & Gauld, 1993).

Muitas vezes, a “gestão da conservação” tem de ser realizada na ausência da informação mais básica sobre a distribuição e ocorrência das espécies (Lawler *et al.*, 2003). A escolha de um grupo como indicador da biodiversidade presente (*surrogate group*) é fundamental para poder-se obter a melhor informação possível sobre um dado local (e.g. Williams & Gaston, 1994; Humphries *et al.*, 1995). Uma das formas de ultrapassar um problema frequente, como o da limitação de recursos disponíveis (e.g. tempo, fundos e especialistas), é a utilização de grupos



supra-específicos, porque a sua identificação taxonómica permite uma poupança de tempo e ergonomia (e.g. Williams & Gaston, 1994; Cardoso *et al.*, 2004).

O recurso à diversidade ecológica de Hymenoptera como um potencial indicador da biodiversidade geral é recomendado por vários autores, nomeadamente Oliveira (1998) e Santos (2003).

#### *Guildes tróficas*

O conceito de guilda trófica foi definido por Root (1967) como sendo “um grupo de espécies que explora a mesma classe de recursos e de forma semelhante”. O autor pretendeu assim, agrupar espécies independentemente do grupo taxonómico a que pertenciam, e cujos requisitos ecológicos se sobrepunham significativamente (e.g. Hawkins & MacMahon, 1989; Simberloff & Dayan, 1991). Root sugeriu ainda algumas vantagens do uso de guildes no estudo de comunidades, tais como a sua utilidade no estudo comparativo de comunidades e o facto de se atribuir igual destaque e atenção a todas as espécies simpátricas em competição, independentemente da sua relação taxonómica. Uma vez que se torna (muitas vezes) impossível estudar todas as espécies de um dado ecossistema de uma só vez, desta forma é possível destacar um grupo específico com relações funcionais específicas (Root, 1967).

Mais tarde Hawkins & MacMahon (1989) reveram o conceito de guilda, destacando alguns aspectos importantes, tais como, i) o conceito de guilda fornece uma base biológica para a simplificação dos modelos do estudo dos ecossistemas; ii) se cada guilda explora diferentes tipos de recursos, a sua composição deve reflectir a disponibilidade dos mesmos; e iii) a estrutura de guilda pode ser mais previsível e estável que a abundância e composição específica. A utilização de guildes permite, deste modo, representar a estrutura ecológica da fauna/flora ou de uma comunidade, e usar essa estrutura para fazer “previsões” a um nível que é mais prático e mais abrangente que o nível específico.

As guildes são mais relevantes na ecologia do que os grupos taxonómicos supra-específicos, porque elas são grupos de espécies com ecologia semelhante, ao invés de terem uma filogenia semelhante (Wilson, 1999). Aliando o conceito de guilda à utilização de grupos supra-específicos, é possível obter-se uma ferramenta eficaz e económica, que permite prever a diversidade ecológica relativa de diferentes habitats (Santos, 2003).

Apesar de outros autores terem definido guildes tróficas para algumas famílias de Hymenoptera (e.g. Mills, 1994), os trabalhos de Oliveira (1998) e de Santos (2003) representaram uma inovação, uma vez que foram, ao que se sabe, as primeiras tentativas para dividir todas as famílias de Hymenoptera em guildes. Santos (2003), utilizou ainda pela primeira vez, a



informação resultante como uma medida de diversidade ecológica e na ordenação de áreas naturais para a conservação.

### *Diversidade e guildes*

Segundo Krebs (1989), a medição da diversidade não deveria ser restrita ao nível taxonómico da espécie, e enfatiza que, de facto, não há razão para que a diversidade geral ou unidades funcionais, como as guildes de Root (1967), não possam ser também utilizadas. A única suposição que deve ser feita é que o objecto de estudo deve estar bem definido. Deste modo, as medidas de diversidade aplicadas ao nível específico serão empregues neste trabalho, às unidades de diversidade (guildes) previamente definidas, tal como em Santos (2003).

Apesar do conceito de guilda não estar livre de críticas (Hawkins & MacMahon, 1989; Simberloff & Dayan, 1991), o seu uso é recomendado por outros autores, nomeadamente Oliveira (1998) e Santos (2003) em “Rapid Biodiversity Surveys”, porque, tal como o nome indica, consome menos tempo e recursos do que a utilização de espécies, para além de reflectir a diversidade ecológica de uma determinada área.

Neste trabalho, tem-se como objectivo testar se a diversidade de Hymenoptera responde a indicadores de perturbação do habitat. Para tal, pretende-se estudar as guildes tróficas de Hymenoptera em locais com diferentes níveis de perturbação na RNPB. Além disto, pretende-se analisar a eficiência na captura de guildes de Hymenoptera, dos métodos de amostragem usados.

## 3. METODOLOGIA

### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na RNPB, uma área protegida situada no concelho da Golegã, Portugal. Esta Reserva foi criada em 1980 e localiza-se na bacia hidrográfica do Rio Almonda, afluente da margem direita do Tejo (Raposo *et al.*, 2000). Trata-se de uma Zona Húmida com características de paul, correspondendo a um complexo mosaico de habitats aquáticos, semiaquáticos e terrestres, cuja paisagem é dominada por agregados e corredores de salgueiros e freixos (Quartau *et al.*, 1996), suportando, como seria de esperar, uma elevada riqueza natural (Raposo *et al.*, 2000). A Reserva é ainda atravessada por uma rede de linhas de água, valados e valas de drenagem, bem como o próprio Rio Almonda. São assim delimitadas várzeas, com configurações e características determinadas pelo antigo ou ainda actual aproveitamento agrícola (Raposo *et al.*, 2000).



Esta área está classificada como Zona Húmida de Importância Internacional (Convenção de Ramsar) e a importância dos seus valores naturais é ainda reconhecida pela UNESCO, através do Programa MAB- Man and Biosphere- com a sua integração na Rede Mundial de Reservas da Biosfera (Raposo *et al.*, 2000).

A RNPB é constituída por duas zonas distintas (ver Anexo I), com regulamentações específicas: Zona de Protecção Integral (ZPI), na zona central, na qual não é permitido o acesso de pessoas nem a prática de quase todo o tipo de actividade; e a Zona de Uso Extensivo (ZUE) que funciona como zona tampão, amortecendo eventuais impactos de práticas e actividades que ameacem a ZPI (Raposo *et al.*, 2000). Ainda assim, a Reserva encontra-se sujeita a factores de perturbação, relacionados directamente com a pressão humana, tais como: a linha ferroviária (que estabelece o limite Oeste da Reserva), actividades de observação da Natureza, pastoreio, caça nas proximidades da Reserva, pesca, entre outros (Farinha & Trindade, 1994). A agricultura praticada nas áreas adjacentes à Reserva e dentro dos seus limites, é um factor de perturbação importante, sendo que, apesar de recentemente as várzeas incluídas na ZPI terem sofrido um processo de renaturalização, as restantes continuam sujeitas à intensificação agrícola comum a toda a lezíria (Raposo *et al.*, 2000).

Foram amostrados quatro locais na Reserva com características distintas (Figura 1).



FIGURA 1: Vista aérea da Reserva Natural do Paul do Boquilobo. Os locais em estudo encontram-se assinalados com setas, A- Local A, B- Local B, C- Local C e D- Local D (Fonte: <http://maps.google.com>).



### 3.2. TRABALHO DE CAMPO

#### *Caracterização dos locais de amostragem*

O grau de perturbação (GP) de cada local foi classificado numa escala de 1 a 5, correspondendo o grau 1 a um local não sujeito a quaisquer factores de perturbação (aparentes) e o grau 5 a um local fortemente sujeito a factores de perturbação.

Tendo em conta as características próprias da RNPB, entende-se que os indicadores de perturbação correspondem a situações, tais como: i) Utilização da área para fins agrícolas ou florestais (e.g. eucaliptais, montado) ou, por outro lado, proximidade a estas zonas (e.g. a campos agrícolas); ii) Perturbação humana, através da presença de vias de acesso, trilho do percurso pedestre e observatório de aves, por exemplo; iii) Nível de protecção: Zona de Uso Extensivo (ZUE) ou Zona de Protecção Integral (ZPI); e iv) Tipo de habitat presente.

TABELA 1: Caracterização dos locais de amostragem (Raposo *et al.*, 2000) e respectiva classificação quanto ao Grau de Perturbação.

			Local de Amostragem			
			A	B	C	D
Prática Agrícola/ Florestal	Cultivada				*	*
	Inculta		*	*		
Nível de Protecção	Zona de Uso Extensivo				*	*
	Zona de Protecção Integral		*	*		
Vias de acesso (caminhos, estradas, etc)	Presente	Utilização Intensa				*
		Utilização pouco intensa			*	
	Nas proximidades		*	*		
Utilização turística	Presente	Observatório de aves		*		
		Percurso pedestre		*	*	
	Ausente		*			*1
Tipo de Habitat	Típico de Zona Húmida (proximidade à água, vegetação característica etc.)		*	*		
	Outro				*	*
Grau de Perturbação			1	2	4	5

(1) Note-se que não se considerou que o Local D possui utilização turística porque a via de acesso aí existente não faz parte do percurso pedestre existente na Reserva, nem está próximo do observatório de



aves. No entanto, esta via de acesso tem utilização muito intensa devido à sua localização periférica na Reserva.

Deste modo, um local não sujeito a indicadores de perturbação corresponderá, por exemplo, a um local com características de zona húmida, típica da zona mais interior da Reserva (que tem acesso limitado ao público por estar localizada na ZPI e que possui água durante quase todo o ano). Ou, por outro lado, um local que não tendo características típicas de zona húmida, por ser outro tipo de habitat, se encontra bem preservado e não sujeito a factores de perturbação.

#### *Amostragem de Hymenoptera*

As amostragens foram realizadas quinzenalmente durante o período de Maio a Agosto. A escolha deste período recai no facto do melhor período de amostragem (menor período de tempo em que é possível capturar o máximo de diversidade) das guildes de Hymenoptera ser entre Junho e Julho- pequeno período para o qual se obtêm todas as guildes (Santos, 2003).

Neste trabalho foram utilizados três métodos de amostragem diferentes:

Montaram-se 8 Armadilhas de Intercepção Amarelas de cola, duas por cada local. Estas armadilhas são barradas com uma resina própria e penduradas na vegetação, permanecendo no campo durante todo o tempo de amostragem. Quinzenalmente foram substituídas por armadilhas novas e levadas para o laboratório para se proceder à identificação do material capturado.

Foi utilizada uma Rede Entomológica para a realização de um transecto por local. Cada transecto consistiu na realização de 50 batimentos na vegetação. O material recolhido foi guardado em álcool a 70% e devidamente identificado.

Utilizaram-se-se ainda duas Armadilhas de Moericke, nos Locais B e C. Esta é uma armadilha de água e fototrópica (cor amarela), consistindo numa tina de metal com um volume de cerca de 5L, foi colocada num suporte a cerca de 30 cm do solo. Estas armadilhas permaneceram montadas no campo durante todo o tempo de amostragem. O material entomológico foi recolhido quinzenalmente e conservado em frascos com álcool a 70%, devidamente identificados.

### 3.3. TRABALHO LABORATORIAL

Foi realizada a triagem do material entomológico obtido nos processos de amostragem e identificados os exemplares de Hymenoptera até ao nível taxonómico da família. A identificação foi baseada em diversas chaves dicotómicas (e.g. Goulet & Huber, 1993; Noyes, 1998; Noyes, 2003, HymATol, 2006).



### *Análise dos dados e tratamento estatístico*

*Cálculo das guildes tróficas.* Os espécimes de Hymenoptera, identificados até ao nível taxonómico da família, foram colocados em guildes tróficas (Root, 1967; Hawkins & MacMahon, 1989; Simberloff & Dayan, 1991; Meyer & Root, 1996) que foram definidas no geral com base nos hábitos alimentares do estágio imaturo. Utilizaram-se como base trabalhos anteriores, particularmente de Oliveira (1998) e Santos (2003).

As guildes de Hymenoptera parasitóides foram definidas de acordo com a ordem do hospedeiro atacado pela larva de Hymenoptera. Para a sua definição foram ainda usados dois critérios dados por Mills (1994): a) o estágio do hospedeiro morto (ovos/sacos de ovos ou estágio larvar/adulto), e b) o tipo de parasitismo (cleptoparasitismo/predador, ectoparasitismo, endoparasitismo ou hiperparasitismo). As guildes de Hymenoptera não-parasitóides foram definidas de acordo com os hábitos alimentares dos estádios imaturos.

Cada família de Hymenoptera pode pertencer a mais do que uma guilda, pelo que, a abundância de cada família foi dividida de acordo com a probabilidade de uma dada família ser atribuída a uma dada guilda (ver Anexo II), segundo Santos (2003).

A família Formicidae foi excluída porque os métodos de amostragem utilizados neste trabalho não foram adequados, por si só, para amostrar devidamente a sua diversidade (New, 1998).

*Análise dos Dados.* Utilizaram-se três tipos de índices de diversidade (Magurran, 2004): a Riqueza observada de guildes, Sobs; Estimadores de Riqueza das guildes, Chao 2 (Chao, 1987) e Jackknife de 1ª ordem (Burnham & Overton, 1979; Heltshe & Forrester, 1983) - que são métodos não-paramétricos; e Índices de abundância proporcional, Shannon-Wiener e Brillouin (Krebs, 1989; Magurran, 2004) (ver equações no Anexo III). Utilizou-se o programa *Species Diversity and Richness 4.0* (Seaby & Henderson, 2006) no cálculo dos índices referidos. Os quatro locais foram então ordenados de acordo com os valores dos índices.

Foram aplicadas curvas de acumulação aos dados das guildes para verificar se o esforço de amostragem foi suficiente. Utilizou-se o programa *Species Diversity and Richness 4.0* (Seaby & Henderson, 2006).

A abundância e riqueza das guildes foram analisadas por local de amostragem e por método de amostragem, utilizando o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis, para a análise da variância (Zar, 1999). Sempre que se verificaram diferenças significativas, foi aplicado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (Estatística U) (Zar, 1999). Estas análises foram efectuadas utilizando o software *Statistica 7.0* (StatSoft, 2004).



A “Correlação Ordinal de Spearman” (Spearman Rank Correlation) (Zar 1999), foi usada para comparar os resultados baseados em cada uma das várias medidas e estimadores, medindo a associação entre as amostras.

#### 4. RESULTADOS

Foram colectados 10 539 exemplares de Hymenoptera nos quatro locais em estudo, utilizando os três métodos de amostragem. Estes exemplares foram identificados em 34 famílias (ver Anexo IV) e distribuídos por 28 guildes.

##### *Comparação entre locais- Guildes Tróficas*

Nesta análise, utilizaram-se apenas os métodos de amostragem comuns aos 4 locais em estudo (Armadilha de Intersecção Amarela e Rede de Batimentos). No cálculo da riqueza de guildes tróficas por local (Tabela 1), o Local A (GP =1) foi o que registou o maior número de guildes (27), apresentando os restantes locais um valor igual (26). A guilda “Hiperparasitóide de Outros” nunca foi registada.

Relativamente aos valores de abundâncias de guildes (Tabela 1), foi o Local B (GP=2) que registou o maior valor, com 2798 indivíduos. As guildes “Endoparasitóides de Diptera”, “Parasitóides de Ovos + Ovos-sacos” e “Endoparasitóides de Lepidoptera” registaram as maiores abundâncias. Foi o Local B que registou, na maior parte dos casos, o maior número de exemplares colectados nas guildes mencionadas.

O teste de Kruskal-Wallis mostrou que o número de guildes nos diferentes locais é significativamente diferente ( $(H_{3, 28}) = 9,59$ ;  $p = 0,022$ ), e que a abundância das guildes por local também é significativamente diferente ( $(H_{3, 28}) = 12,416$ ;  $p = 0,006$ ).

De acordo com o Teste de Mann-Whitney (Estatística U) (Tabela 2), verificou-se, relativamente à riqueza de guildes (Tabela 2), que o Local B (GP= 2) é significativamente diferente do Local C (GP= 4) e Local D (GP= 5). Ao aplicar este teste às abundâncias das guildes (Tabela 3), observou-se que o Local A (GP= 1) é significativamente diferente do Local B (GP= 2) e do Local D (GP= 5), e que o Local C (GP= 4) difere do Local B (GP= 2) e do Local D (GP= 5).

Foi adoptado um nível de significância de 0,05 para a rejeição da hipótese nula em todos os testes.



TABELA 1: Guildes tróficas de Hymenoptera e respectivo número de indivíduos colectados em cada local de amostragem. Os métodos utilizados foram a Armadilha de Intersecção Amarela e a Rede de Batimentos.

Guilde trófica	Local A	Local B	Local C	Local D	TOTAL
"Indutor de galha" + associados a galhas	63	57	38	66	225
Fitófago	39	67	25	42	172
Pólen/Néctar-"Nest Feeder"	3	6	12	15	35
Cleptoparasitóide/ Predador de Arachnida	13	24	4	9	49
Cleptoparasitóide/ Predador de Hemiptera	46	80	7	13	146
Cleptoparasitóide/ Predador de Orthoptera	26	46	4	7	83
Cleptoparasitóide/ Predador de Lepidoptera	7	11	1	2	21
Cleptoparasitóide/ Predador de Hymenoptera	8	16	17	4	45
Cleptoparasitóide/ Predador de Diptera	20	34	3	5	63
Cleptoparasitóide/ Predador de Coleoptera	7	11	1	2	21
Predador Generalista	8	11	2	2	23
Parasitóide de ovos/saco de ovos	279	266	241	635	1420
Ectoparasitóide de Arachnida	14	22	15	17	68
Ectoparasitóide de Homoptera	8	31	24	8	71
Ectoparasitóide de Lepidoptera	15	25	16	17	73
Ectoparasitóide de Hymenoptera	1	2	2	0	5
Ectoparasitóide de Diptera	1	3	1	3	9
Ectoparasitóide de Coleoptera	5	16	9	9	39
Ectoparasitóide de Outros	15	24	15	16	71
Endoparasitóide de Homoptera	83	80	59	139	362
Endoparasitóide de Lepidoptera	243	332	221	283	1079
Endoparasitóide de Hymenoptera	68	134	55	63	320
Endoparasitóide de Diptera	530	1161	386	733	2810
Endoparasitóide de Coleoptera	162	278	136	175	751
Endoparasitóide de Outros	21	40	17	32	110
Hiperparasitóide de Homoptera	19	20	10	9	58
Hiperparasitóide de Lepidoptera	1	0	0	2	3
Hiperparasitóide de Outros	0	0	0	0	0
Indivíduos (Total)	1705	2798	1320	2309	8132
Guildes (Total)	27	26	26	26	28



TABELA 2 e 3: Valores obtidos com o teste de Mann-Whitney na comparação entre os locais em estudo. Este teste foi calculado com base na riqueza de guildes (Tabela 2) em cada local e com base nas abundâncias das guildes (Tabela 3) de cada local, respectivamente.

Tabela 2)

Comparações	Valor de U	Valor de p
Local A vs Local B	10,5	0,0736
Local A vs Local C	18,0	0,4062
Local A vs Local D	20,5	0,6093
Local B vs Local C	3,5	0,0073
Local B vs Local D	6,5	0,0215
Local C vs Local D	13,0	0,1417

Tabela 3)

Comparações	Valor de U	Valor de p
Local A vs Local B	4,0	0,0088
Local A vs Local C	11,0	0,0845
Local A vs Local D	8,0	0,0350
Local B vs Local C	6,0	0,0181
Local B vs Local D	22,0	0,7494
Local C vs Local D	6,0	0,0181

#### *Análise de Índices de Diversidade*

Procedeu-se ao cálculo das diferentes medidas de diversidade e à ordenação dos locais em estudo de acordo com estes índices. Os valores são apresentados na Tabela 4.

TABELA 4: Índices de diversidade calculados para os quatro locais em estudo: Riqueza Observada de Guildes (Sobs), Chao 2, Jackknife de 1ª ordem, Shannon-Wiener e Brillouin, e respectiva ordenação.

Local de amostragem	Nº de guildes (Sobs)		Chao 2		Jackknife 1ª ordem		Shannon-Wiener		Brillouin	
	Valor do índice	ORD E M	Valor do índice	ORD E M	Valor do índice ± variância	ORD E M	Valor do índice ± variância	ORD E M	Valor do índice	ORD E M
A	27	1	27,05	1	27,0±0	3	2,284±0,0008	1	2,249	1
B	26	2	27,01	2	27,5±0,5	2	2,168±0,0006	3	2,145	3
C	26	2	27,00	3	27,67±0,67	1	2,218±0,001	2	2,177	2
D	26	2	27,00	3	27,0±0	3	2,002±0,0006	4	1,977	4

A ordem determinada pela riqueza observada de guildes diferiu da ordem determinada pelos índices de diversidade. Os estimadores de riqueza das guildes, Chao 2 e Jackknife 1, apresentaram a ordenação dos locais de forma distinta entre si, atribuindo apenas ao Local B e Local D a mesma posição na ordem, respectivamente, segundo e terceiro lugar na ordem.



Discordaram da ordenação dos Locais A e C. Os índices de Shannon-Wiener e Brillouin apresentaram a ordenação semelhante dos locais, Local A, Local C, Local B e Local D.. Nenhum dos índices está significativamente correlacionado com outro índice ( $p > 0,05$ ), pela Correlação de Spearman (Tabela 5).

TABELA 5: Valores obtidos com o cálculo da Correlação Ordinal de Spearman, na comparação entre os índices de diversidade calculados. Foi adoptado um nível de significância de 0,05 para a rejeição da hipótese nula.

	Nº de guildes (Gobs)	Chao2	Jackknife 1ª ordem	Shannon-Wiener	Brillouin
Nº de guildes (Sobs)	1,000000	0,816497	-0,544331	0,774597	0,774597
Chao 2	0,816497	1,000000	-0,388889	0,632456	0,632456
Jackknife 1ª ordem	-0,544331	-0,388889	1,000000	0,105409	0,105409
Shannon-Wiener	0,774597	0,632456	0,105409	1,000000	1,000000
Brillouin	0,774597	0,632456	0,105409	1,000000	1,000000

#### *Desempenho dos métodos de amostragem*

Os métodos de amostragem utilizados foram comparados entre si, graficamente (Figura 2). Obteve-se um total de 22 guildes com a Armadilha de Moericke, 27 guildes com a Armadilha de Intersecção e 16 guildes com a Rede de Batimentos. Além de ter registado o maior número de guildes, a Armadilha de Intersecção Amarela registou ainda a maior abundância de exemplares capturados (7079 exemplares) (ver Anexo V). Através do teste de Kruskal-Wallis, verificou-se que o número de guildes obtidas com os diferentes métodos é significativamente diferente ( $H_{2, 21} = 17,99$ ;  $p = 0,0001$ ). O teste de Mann-Whitney mostrou que o número de guildes de todas as armadilhas são significativamente diferentes entre si ( $U=0$ ;  $p < 0,05$ , para todas as comparações).

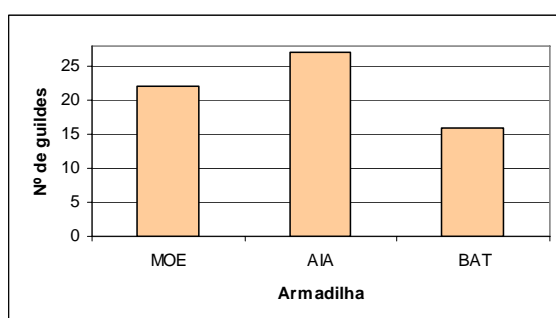


FIGURA 2: Número de guildes de Hymenoptera amostradas com os diferentes métodos (MOE- Armadilha de Moericke; AIA- Armadilha de Intersecção Amarela e BAT- Rede de Batimentos).



A curva de acumulação das guildes (Figura 3) mostra graficamente o número cumulativo de guildes registadas como função do esforço de amostragem (Collwell & Coddington 1994). Em nenhum dos métodos de amostragem se capturaram todas as guildes, nem se registaram novas guildes a partir da sexta amostragem (1 de Agosto), inclusive. Nenhum dos métodos de amostragem capturou todas as guildes.

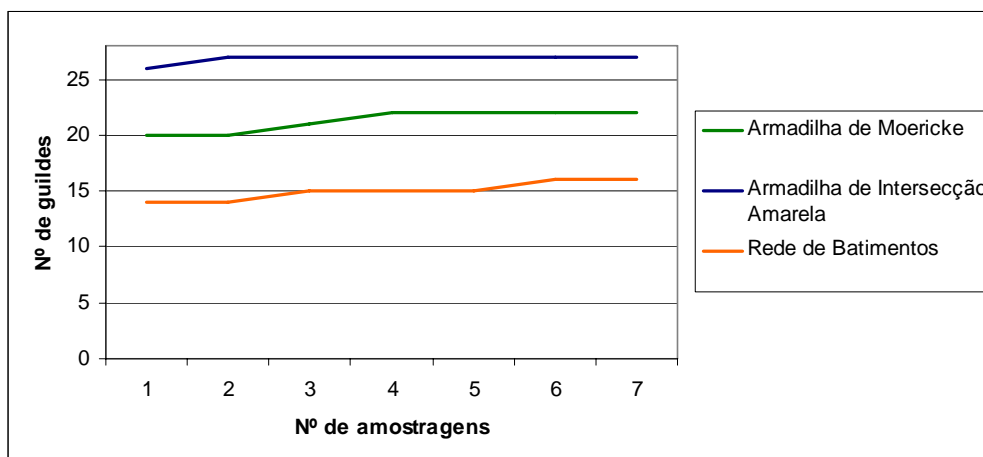


FIGURA 3: Curva de acumulação do número de guildes registadas, para cada um dos três métodos de amostragem, ao longo do período de amostragem.

Ao analisar o número de guildes registadas com a Armadilha de Moericke (montada apenas nos Locais B e C), verificou-se através do teste de Mann-Whitney, que estes valores não são significativamente diferentes ( $U=23,5$ ;  $p= 0,898$ ). Realizando a mesma análise para os mesmos locais, recorrendo aos dados da Armadilha de Moericke e da Armadilha de Intersecção, obteve-se uma diferença significativa entre eles, pelo teste de Mann-Whitney ( $U=2,5$ ;  $p= 0,005$ ).

## 5. DISCUSSÃO

A eficiência e utilidade da Armadilha de Malaise na captura de Hymenoptera é enfatizada em vários estudos (e.g. González *et al.*, 2000; Santos, 2003), no entanto em situações particulares em que a integridade da armadilha não é garantida, o recurso a este método deixa de ser viável devido aos elevados custos envolvidos. Deste modo, neste trabalho optou-se por se utilizar um conjunto de três métodos de amostragem, adequados à amostragem do grupo Hymenoptera e que envolvem custos reduzidos. Ao utilizar conjuntamente diferentes métodos de amostragem, pretendeu-se compensar o enviesamento da aplicação de um único método (New, 1998; Triplehorn & Johnson, 2005).



Os resultados obtidos com as curvas de acumulação mostraram que o esforço de amostragem parece ter sido suficiente. Dos três métodos utilizados, o mais eficiente foi a Armadilha de Intersecção Amarela, que registou o maior número de guildes (27), seguido da Armadilha de Moericke e por fim da Rede de Batimentos. A riqueza de guildes revelou-se significativamente diferente entre todos os métodos.

Adoptando as curvas de acumulação das guildes e índices de diversidade, como os índices de Chao ou Jackknife é possível obter não só uma “representação significativa” da diversidade das espécies da comunidade, mas também uma boa estimativa da sua riqueza total (Magurran 2004).

As medidas de diversidade utilizadas para ordenar os diferentes locais estudados deram resultados um pouco diferentes. Quando os índices de diversidade são utilizados para comparar comunidades, as diferentes medidas podem originar diferentes ordenações (*ranks*) dos locais (Patil & Taillie, 1992), o que se observou. Uma solução para este problema é, por exemplo, comparar apenas as comunidades que são ordenadas de forma consistente quando diferentes índices são utilizados (Magurran, 2004).

Os índices Chao 2 e Jackknife 1 apresentaram a ordenação dos locais de forma distinta entre si, colocando apenas os Locais B e D nas mesmas posições (segundo e terceiro lugar, respectivamente). A diferente ordenação dos locais A e C pode-se justificar talvez pelo facto do índice Chao ser enviesado pelo número de guildes que ocorrem em apenas uma ou apenas duas amostras (“únicos” e “duplos”), enquanto que o Jackknife de 1ª ordem é enviesado somente pelas guildes que ocorrem apenas uma única vez (“únicos”). Uma vez que se está a avaliar a diversidade dos locais, o índice Jackknife de 1ª ordem parece ser o mais informativo para este caso.

Os índices de Shannon-Wiener e Brillouin atribuíram aos locais uma ordem semelhante: Local A, Local C, Local B e por fim, Local D. Esta ordenação parece assim distinguir, um local com um grau de perturbação baixo (Local A, com  $GP = 1$ ), de um local com grau de perturbação elevado (Local D, com  $GP = 5$ ). Os índices de Brillouin e Shannon dão estimativas de diversidade semelhantes e muitas vezes correlacionadas (não se observou neste trabalho). Devido às suas características, o índice de Brillouin gera geralmente valores mais baixos que o Shannon, sendo mais adequado quando a aleatoriedade das amostras não pode ser garantida (Magurran, 2004). Em Santos (2003), os índices de diversidade Shannon-Wiener ou de Brillouin são aconselhados, em detrimento, do Chao 2 e Jackknife 1, quando é importante utilizar informação relativa às abundâncias. Segundo Laxton (1978), o índice de Brillouin é, matematicamente falando, o superior das duas medidas informativas de diversidade.



Todos os locais em estudo foram considerados diferentes entre si na análise. A sua ordenação revelou-se, de uma forma geral, concordante com o grau de perturbação a que estão sujeitos. Deste modo observou-se uma distinção entre o Local A (GP= 1) e o Local D (GP= 5), colocados em primeiro e último lugar, respectivamente. Relativamente aos Locais B e C, considerados significativamente diferentes (pelo teste de Mann-Whitney), foram ordenados em terceiro e segundo, respectivamente, pelos índices de abundância proporcional. Já os índices de riqueza de guildes foram concordantes apenas na atribuição do segundo lugar ao Local B.

Analisando estes mesmos locais com base apenas na Armadilha de Moericke, observou-se que por si só, este método de amostragem não consegue separar os dois locais. No entanto se fizer a análise destes dois locais com base na Armadilha de Moericke + Armadilha de Intersecção, por exemplo, já se verifica que estatisticamente os dois locais são significativamente diferentes. O facto da Armadilha de Moericke não fazer a distinção entre os dois locais pode dever-se ao facto de ser um método de amostragem pouco específico (Riba & Siny, 1989). A metodologia relativamente fácil que está associada à instalação e montagem desta armadilha, à recolha expedita e fácil separação dos insectos capturados leva a que muitas vezes seja escolhida.

Apesar do conceito de guildes já ser antigo, a sua aplicação em estudos relacionados com a biologia da conservação tem sido diminuta. Santos (2003) fez pela primeira vez a ordenação (*rank*) de áreas naturais com base em guildes tróficas, ou seja, baseada em informação respeitante a diversidade ecológica. Neste trabalho pretendeu-se aplicar o mesmo conceito ao estudo da qualidade ambiental numa determinada área, ao que se sabe, pela primeira vez.

Assumindo que o número de guildes presente reflecte a diversidade ecológica de uma área, pretendeu-se testar se a diversidade de guildes tróficas de Hymenoptera responde a indicadores de perturbação do habitat. Verificou-se uma tendência para haver uma relação entre a diversidade das guildes tróficas e a perturbação do habitat, sendo no entanto aconselhável em trabalhos futuros, adoptar metodologias de colheita de indivíduos mais robustas, especialmente em número e diversidade de locais em análise.

Apesar das críticas apontadas ao conceito de guilda (e.g. Hawkins & MacMahon, 1989), em Santos (2003) e no presente trabalho considera-se que este conceito deveria ser mais empregue em estudos de conservação, uma vez que simplifica o estudo dos ecossistemas, consome menos recursos e permite abordar a conservação da diversidade ecológica. A utilização da diversidade dos Hymenoptera em estudos relacionados com a conservação da biodiversidade e qualidade ambiental em determinadas áreas, deveria ser aprofundada, tendo em conta que:



constitui uma componente vital nos ecossistemas, e o seu potencial como grupo indicador de diversidade. E que a sua conservação implica a conservação de um vasto e diverso grupo de organismos (e.g. LaSalle & Gauld, 1993).

A RNPB é uma área protegida com valor amplamente reconhecido, sendo actualmente a única Reserva da Biosfera de Portugal continental. No entanto, tal como qualquer outra área protegida, encontra-se sujeita a inúmeros factores de perturbação externos, nomeadamente contínua utilização agrícola dos terrenos adjacentes à Reserva e no interior desta; utilização frequente de estradas e caminhos que atravessam a Reserva (na maior parte dos casos associado à prática agrícola); actividades de turismo da Natureza, entre outras. Estes acontecimentos levam inevitavelmente a uma degradação de zonas dentro da área protegida, incluindo a Zona de Protecção Integral.

Considera-se relevante a realização de estudos futuros que venham complementar o trabalho aqui apresentado e as conclusões dele retiradas, de modo a poder dotar o Plano de gestão da RNPB com as melhores e mais precisas ferramentas de decisão no que se refere à escolha do critério de classificação interno das zonas de acesso livre, condicionado e restrito.



# Capítulo II

## Avaliação da qualidade da água na Reserva Natural do Paul do Boquilobo (RNPB)

SILVA, Margarida; REBELO, Maria Teresa

Na elaboração da presente dissertação, este capítulo irá ser submetido a revista internacional, depois de sujeito a correcção. Tendo sido realizado em colaboração, a mestranda esclarece que participou integralmente no planeamento, análise e discussão dos resultados e na elaboração de todos os trabalhos apresentados.



## 1. RESUMO

As zonas húmidas incluem-se actualmente entre os ecossistemas mais vulneráveis, sendo-o, directa ou indirectamente, devido aos impactos de actos e actividades que ocorrem nos sistemas terrestres adjacentes. Neste trabalho pretendeu-se avaliar o estado da qualidade ambiental aquática na RNPB através da determinação de um Índice Biótico (BMWP') e de parâmetros relacionados com a qualidade da água, Fósforo Total e Clorofila *a*. O índice BMWP' reflectiu os efeitos da contaminação aquática continuada, revelando uma qualidade da água "Duvidosa", com uma Classe III- Águas Contaminadas, observando-se um baixo número de famílias de macroinvertebrados aquáticos, que são essencialmente famílias tolerantes à poluição (e.g. Chironomidae). As análises realizadas à água indicam que a água do Rio Almonda entra na Reserva muito enriquecida em Fósforo Total. Observou-se ainda que a concentração de Fósforo Total diminui com a passagem da água pela r

Reserva, o que evidencia a função depuradora de nutrientes - importante característica das zonas húmidas. A determinação da Clorofila *a* e a observação da cor verde da água na Reserva são indícios da ocorrência de eutroficação. Parece existir uma tendência, ao longo do tempo, para uma melhoria da qualidade geral da água, o que é desejável, na medida em que se trata de uma Reserva da Biosfera.

Zona Húmida; Qualidade da água; Macroinvertebrados aquáticos; Poluição aquática.

## 2. INTRODUÇÃO

### *Zonas Húmidas*

As Zonas Húmidas são ecossistemas de transição entre ambientes aquáticos e terrestres, encontrando-se entre os mais produtivos do mundo. Possuem uma série de funções (e.g. controlo de inundações, manutenção dos lençóis freáticos, retenção de sedimentos e nutrientes e purificação da água, mitigação de alterações climáticas, etc.) e valores (e.g. reservatório de biodiversidade, valor cultural, etc.) insubstituíveis a nível global (Boavida, 1999; Farinha *et al.*, 2001). Estas zonas incluem-se actualmente entre os ecossistemas mais vulneráveis, sendo-o, directa ou indirectamente, aos impactos de actos e actividade que ocorrem nos sistemas terrestres adjacentes. Através do ciclo natural da água, estes impactos podem ter uma causa distante e menos óbvia. Deste modo, a conservação e utilização sustentável das zonas húmidas deve desenvolver-se através de uma abordagem integrada que considere a bacia hidrográfica



como uma unidade de gestão, onde se integram todos os ecossistemas associados e os processos de troca de matéria/energia entre eles (Farinha *et al.*, 2001).

As fontes de poluição nas zonas húmidas são sobretudo os efluentes urbanos e industriais e as actividades agrícolas (em particular devido aos produtos/químicos utilizados, como os fertilizantes, herbicidas e pesticidas). As escorrências (*runoff*) de nutrientes provenientes dos terrenos agrícolas constituem um problema, sendo a maior fonte poluente dos habitats aquáticos (Allan, 1995). Outro tipo de perturbação relaciona-se directamente com a pressão humana através da pesca, caça, observação da Natureza, entre outros (Farinha & Trindade, 1994).

#### *Macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade ambiental*

O estudo de organismos vivos para determinar a qualidade da água é uma área com mais de um século de existência, mas o seu uso generalizado é mais recente na América do Norte e Reino Unido do que na Europa continental (Cairns & Pratt, 1993). Estes países têm utilizado principalmente medidas químicas e físicas, apesar da poluição aquática ser essencialmente um problema biológico (Hauer & Lambert, 1996). Um dos problemas associados à utilização de medidas físico-químicas para avaliar a qualidade da água, reside no facto dos dados reflectirem primariamente condições existentes no momento da recolha da amostra de água (Hauer & Lambert, 1996).

De todos os potenciais grupos de organismos de água doce que têm sido considerados para uso em monitorização biológica, os macroinvertebrados são os mais recomendados (Hellawell, 1986). Estes organismos ocupam uma posição chave nas interacções da cadeia alimentar aquática. São essencialmente moluscos e insectos, na sua forma larvar e/ou adulta. Existem muitas vantagens em usar os macroinvertebrados na monitorização da qualidade da água, nomeadamente: serem abundantes na maioria dos ecossistemas aquáticos; serem de captura bastante fácil e com reduzidos custos; constituírem comunidades com diferente sensibilidade aos diferentes tipos de poluentes (manifestando-se esses efeitos de forma rápida e gradual, em função da intensidade e magnitude); e serem comunidades relativamente sedentárias e representativas das condições locais (Metcalf-Smith, 1994).

#### *Índice Biótico BMWP'*

Os índices bióticos constituem uma componente importante e comumente usada em programas de biomonitorização, baseando-se na premissa de que a tolerância à poluição difere nos vários organismos (Hauer & Lambert, 1996). Os “pontos de tolerância” atribuídos a cada táxone são geralmente específicos para um único tipo de poluição: poluição orgânica,



acidificação da água, entre outros (Palma, 2003). De facto, as comunidades bióticas são sensíveis e afectadas por diversos factores de stress, e não apenas pela poluição directa, pelo que os índices bióticos constituem uma ferramenta mais fidedigna na caracterização ambiental dos cursos de água do que somente a caracterização físico-química da mesma (Vieira & Ferreira, 1998).

O BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*) (Alba-Tercedor *et al.*, 1988) é um dos índices mais utilizados na Europa, tendo sido adaptado do índice BMWP (Hellawell, 1978) para as condições ibéricas. De acordo com a Sociedade Espanhola de Limnologia, em função de uma apreciação global de vários índices, o BMWP' é o que melhor se adapta às condições ibéricas e pode ser aplicado para toda a Península Ibérica. Este índice é largamente utilizado e permite resultados bastante consistentes, estando adaptado para reflectir impactos causados pela poluição orgânica (Zamora-Muñoz *et al.*, 1996). Permite assim, através da recolha de macroinvertebrados aquáticos e apenas necessitando de conhecimentos básicos de taxonomia, conhecer a situação de contaminação ambiental dos ecossistemas aquáticos.

Este tipo de índice, sendo qualitativo, não necessita do factor abundância (i.e., trabalha sobre presença/ausência), o que o torna bastante expedito (Metcalf-Smith, 1994).

As pontuações atribuídas a cada família são função da sensibilidade à poluição, sendo que os valores mais baixos agrupam famílias mais tolerantes (principalmente dípteros, coleópteros e oligoquetas), enquanto os valores mais elevados agrupam as famílias mais sensíveis à poluição (principalmente plecópteros e odonatos). Assim, com base numa lista de tolerância à poluição, determina-se um valor a que corresponde uma determinada qualidade de água.

O conceito de “qualidade” referido às águas continentais não é um conceito absoluto e nem de fácil definição, uma vez que depende do destino final deste recurso. Ao avaliar a qualidade das águas através do estudo da composição e estrutura das comunidades de organismos surge o conceito de “qualidade biológica” da água. Considera-se aqui que um meio aquático apresenta uma boa qualidade biológica quando tem características naturais que permitem que se desenvolvam as comunidades de organismos que lhe são próprias (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1996).

Tem-se como objectivo neste trabalho avaliar a qualidade da água na RNPB, conjugando com esse propósito a informação proveniente do cálculo de um índice Biótico (BMWP') e de análises realizadas à água, com determinação de parâmetros relacionados com a qualidade da água (Fósforo Total e Clorofila *a*).



### 3. METODOLOGIA

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na RNPB, uma área protegida com cerca de 529 ha, situada em Portugal, concelho da Golegã. Esta é uma Zona Húmida palustre, com características de paul, correspondendo a um complexo mosaico de habitats aquáticos, semiaquáticos e terrestres, cuja paisagem é dominada por agregados e corredores de salgueiros e freixos (Quartau *et al.*, 1996). A Reserva é atravessada pelo Rio Almonda, sendo composta por um complexo mosaico de valas de irrigação que suportam corredores de vegetação ripícola e delimitam várzeas temporária ou permanentemente inundadas. O alagamento destas várzeas ocorre sazonalmente na época das chuvas, pela queda de pluviosidade, pela subida do lençol freático, pela escorrência superficial, e também pelo transbordo do Rio Almonda, que atravessa a Reserva (Raposo *et al.*, 2000).

O Rio Almonda, integrante da bacia hidrográfica do Rio Tejo (Palma, 2003), possui uma qualidade da água, no geral, bastante degradada (Anónimo, 2001). A RNPB encontra-se sujeita a diversos impactos, tais como, a poluição resultante de efluentes domésticos, de actividades agrícolas e industriais; bem como problemas causados pela pressão da agricultura, no sentido de aumentar a área de cultivo por drenagem da Zona Húmida. A infestação do paul por uma espécie exótica, o jacinto-aquático (*Eichornia crassipes*) é igualmente um motivo de preocupação (Farinha & Trindade, 1994; Pereira, 2004). Deste modo, os valores de poluição existentes resultam principalmente da escorrência das águas provenientes da actividade agrícola e dos efluentes domésticos das povoações mais próximas (Anónimo, 2001). Esta bacia apresenta níveis de tratamento de águas residuais ainda incipientes, com poluição industrial importante (Anónimo, 2001). No entanto, ao longo do tempo tem-se verificado uma tendência global para a melhoria da sua qualidade, ao longo do tempo (Pereira, 2004).

Consideraram-se duas estações de amostragem, ambas no Rio Almonda, o Braço do Cortiço e a Ponte do Rio Almonda (assinaladas na Figura 1). O Braço do Cortiço está localizado numa zona central da Reserva, próxima do observatório de aves, estando incluída na Zona de Protecção Integral. É uma zona rica em vegetação ripícola, em que o rio alarga bastante e tem pouca corrente. A Ponte do Rio Almonda, localiza-se numa zona a montante da Reserva, localizada à entrada da Quinta do Paul do Boquilobo (na estrada que vai para o Centro de Interpretação da RNPB) e integrada na Zona de Uso Extensivo. É num troço do rio, mais “cavado”, com muita corrente.



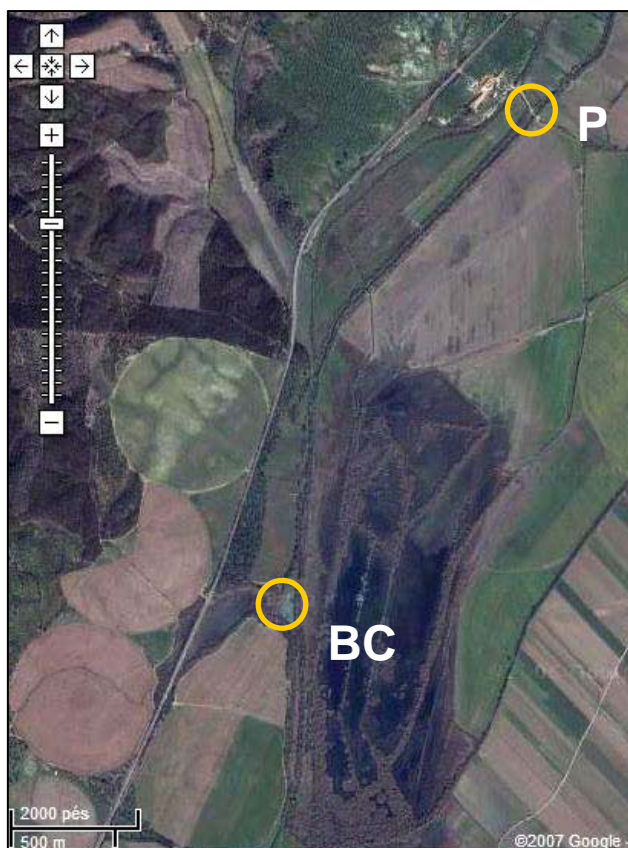


FIGURA 1: Localização das estações de amostragem, BC- Braço do Cortiço e P- Ponte do Rio Almonda, na RNPB. (Fonte: <http://maps.google.com>).

### 3.2. TRABALHO DE CAMPO

#### *Amostragem de Macroinvertebrados Aquáticos*

As amostragens de macroinvertebrados aquáticos foram efectuadas quinzenalmente durante o período de Novembro de 2006 a Junho de 2007. Foram realizadas apenas na estação do Braço do Cortiço, uma vez que na Ponte, as condições de acessibilidade à água eram difíceis e as zonas de margem impraticáveis. Considerou-se pois, que o Braço do Cortiço reunia as condições necessárias para o objectivo do trabalho, nomeadamente, possuir água durante todo o período de amostragem e incluir habitats diversos (e.g. com vegetação aquática e sem vegetação aquática; água com corrente e água com pouca corrente).

Para a captura dos macroinvertebrados aquáticos foi utilizada uma Rede aquática com malha de 75  $\mu$ m e uma abertura circular em plástico com 22 cm de diâmetro. A rede possuía um frasco de rosca acoplado para permitir uma recuperação mais eficiente do material recolhido.

Foram realizadas duas “séries” de batimentos, durando cada uma, 5 minutos no total, divididos em intervalos de 3 e 2 minutos cada, para a captura de espécies bênticas e pelágicas, respectivamente (Fontoura, 1985; Afonso, 1989). Nos batimentos dirigidos à zona pelágica, foi



feito o revolvimento dos sedimentos pelo operador com os pés (método conhecido como “kick”, segundo a terminologia inglesa (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1996)), de modo a libertar quaisquer organismos aí localizados. Os batimentos foram realizados na água, num percurso sempre que possível linear, com uma altura média da coluna de água de cerca de 30 cm.

O material recolhido em cada batimento foi retirado da rede e transposto para frascos com álcool a 70%, devidamente identificados, e levado para o laboratório para posterior análise.

#### *Recolha de água para análise*

Foram recolhidas amostras de água para análise quinzenalmente, durante o período de Novembro de 2006 a Junho de 2007, e numa data adicional em Agosto (ver Tabela 1). As recolhas foram realizadas na estação de amostragem do Braço do Cortiço (a mesma utilizada para a amostragem dos macroinvertebrados aquáticos), que corresponde à zona central da Reserva, e também na Ponte, a montante da Reserva. Foram utilizados frascos com cerca de 0,5 L para a recolha e transporte das amostras. Cada frasco foi primeiro passado com água do local de recolha e só depois cheio. As amostras de água foram levadas para o laboratório para posterior análise.

TABELA 1: Datas de realização das amostragens e actividades realizadas nas mesmas.

Data	Actividade
Novembro de 2006 a Junho de 2007, quinzenalmente	Amostragem de macroinvertebrados aquáticos Recolha de água para determinação do Fósforo Total
14 Fevereiro 2007	
6 Junho 2007	Recolha de água para determinação da Clorofila <i>a</i>
29 Agosto 2007	

### 3.3. TRABALHO LABORATORIAL

#### *Macroinvertebrados aquáticos*

O material recolhido no campo foi sujeito a uma filtragem, seguida de uma triagem minuciosa à lupa (Nikon, 8 a 40 X), de forma a separar todos os macroinvertebrados aquáticos do restante material orgânico.

Foi feita a quantificação e identificação dos exemplares até ao nível taxonómico da família, tendo as identificações sido feitas com base em diversas chaves dicotómicas de identificação e



material bibliográfico (e.g. Tachet *et al.*, 1984; Anónimo, 2004). Os exemplares foram posteriormente conservados em álcool a 70%, em tubos devidamente identificados.

**Análise dos dados:** A informação obtida foi sintetizada na Tabela 2 (nos Resultados), e utilizada para calcular o Índice Biótico BMWP'. Este, permite conhecer a situação de contaminação ambiental dos ecossistemas aquáticos, estando adaptado para reflectir impactos causados pela poluição orgânica (Marques, 1998). Este índice atribui uma pontuação de 1 a 10 a cada família de macroinvertebrados presente (ver Anexo VI), obtendo-se o valor do índice através da soma total da pontuação correspondente a cada família (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1996). Quanto mais alto for o valor de BMWP', melhor é a qualidade biológica da água (ver Tabela 2 no Anexo VI) (Alba-Tercedor *et al.*, 1988; Zamora-Muñoz *et al.*, 1995).

#### *Análise da água*

As amostras de água foram analisadas em laboratório, tendo-se determinado os parâmetros: Fósforo Total e Clorofila *a*, que estão relacionados com a qualidade da água (Wetzel, 1993). Para o efeito, foram seguidos os protocolos descritos no Anexo VIII.

**Análise dos dados:** Os valores obtidos neste trabalho foram analisados graficamente. No que diz respeito ao Fósforo Total, foram ainda comparados os valores do Braço do Cortiço com valores de anos anteriores, utilizando o SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) e Pité *et al.* (1994), como fonte. Esta análise é referente ao período de 1994-2007. Relativamente à Clorofila *a*, não foi possível fazer o mesmo tipo de análise comparativa por não existirem dados disponíveis.

Uma vez que, neste trabalho apenas foi possível determinar laboratorialmente dois parâmetros, o Fósforo Total e Clorofila *a*, devido a limitações logísticas, foram também analisados graficamente valores de Nitrato (NO<sub>3</sub>) referentes ao período entre 1999 e 2004, disponíveis no SNIRH.



#### 4. RESULTADOS

##### *Calculo do Índice Biótico BMWP'*

Foi obtido um valor de BMWP' igual a 58, tendo-se contabilizando-se um total de 15 famílias amostradas (de entre 142 exemplares amostrados), sendo os grupos mais frequentes correspondentes a Moluscos, Coleópteros e Dípteros. Este índice corresponde a uma Classe de qualidade III (Valor BMWP' 36-60), cujo significado é Águas Contaminadas (ver Anexo VI, com as Classes de qualidade da água e seu significado).

TABELA 2: Famílias identificadas e respectiva pontuação (ver Anexo VII, com as pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para a obtenção do BMWP'), e cálculo do Índice Biótico.

Grupo	Família	Pontuação	Nº de exemplares
Diptera	Blephariceridae	10	3
Decapoda	Astacidae	(8)	(6)
Tricoptera	Hydroptilidae	6	3
Coleoptera	Hydraenidae	5	4
Diptera	Tipulidae	5	1
Coleoptera	Curculionidae	4	1
Coleoptera	Chrysomelidae	4	2
Hemiptera	Notonectidae	3	1
Coleoptera	Hydrophilidae	3	6
Molusca	Physidae	3	8
Molusca	Planorbidae	3	4
Molusca	Bythinellidae	3	5
Molusca	Sphaeridae	3	38
Isopoda	Asellidae	3	1
Diptera	Chiromonidae	2	63
Oligochaeta	"Oligochaeta"	1	2

Pontuação Final	58
Nº Famílias Total	15
<i>Nº de Exemplares Total</i>	142



Note-se que todos os representantes da família Astacidae amostrados eram de uma espécie exótica, o Lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*), cuja presença se deve a uma introdução de origem americana, pelo que não foi contabilizada no índice (Marques, 1998).

#### *Determinação do Fósforo Total*

O Fósforo Total apresentou uma média de 100,33 µg/l para a Ponte e de 23,05 µg/l para o Braço do Cortiço, durante o período de amostragem (Figura 2).

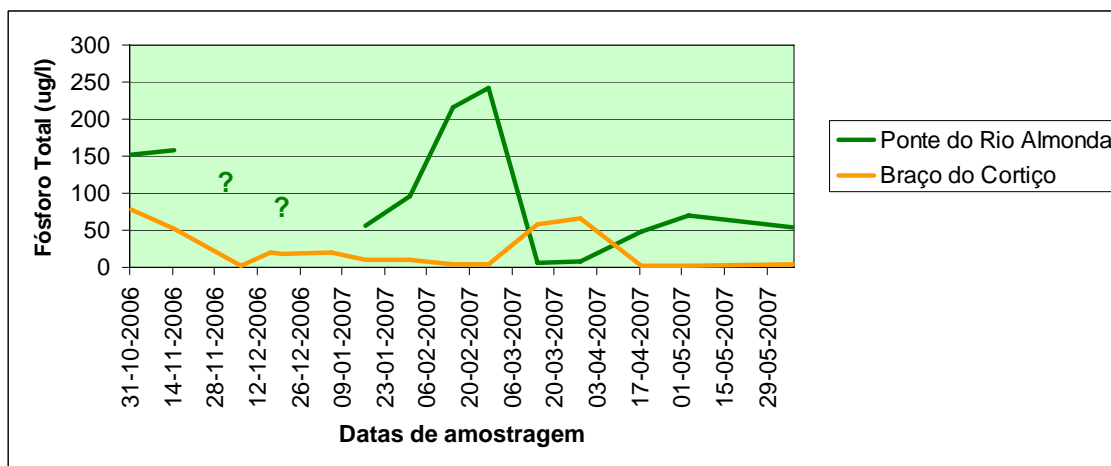


FIGURA 2: Valores determinados para o Fósforo Total, na Ponte do Rio Almonda e Braço do Cortiço, dois locais do Rio Almonda, na RNPB.

A análise do Fósforo Total (média) ao longo dos últimos anos (Figura 3) revelou uma tendência para diminuir. O valor médio mais alto deste nutriente foi registado no ano de 2000.

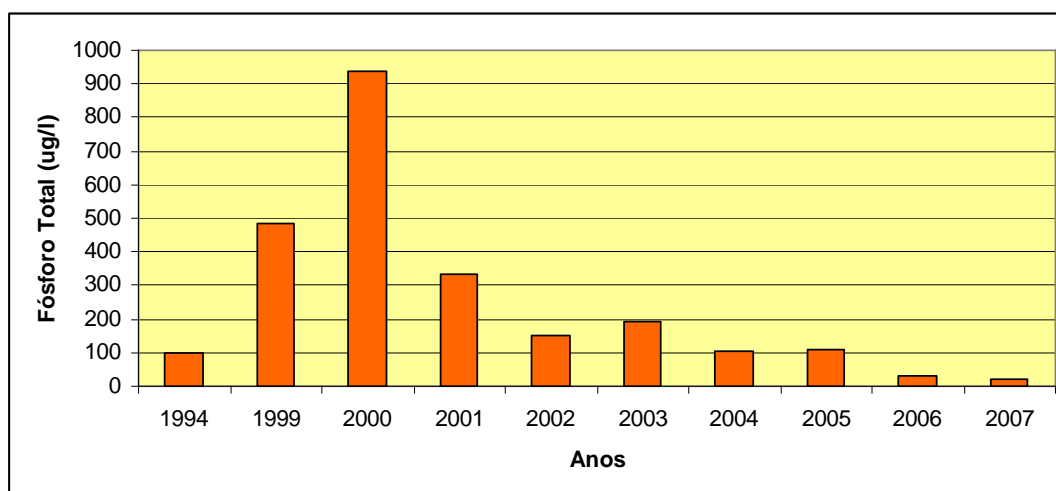


FIGURA 3: Variação do Fósforo Total, em média para cada ano, ao longo dos anos 1994 (Fonte: Pité *et al.* 1994); 1999 a 2005 (Fonte: SNIRH); e 2006 - 2007 (dados obtidos neste trabalho), na RNPB. A estação de amostragem utilizada foi o Braço do Cortiço, em todas as datas.



### Determinação da Clorofila *a*

Foram determinados os seguintes valores: 47.4, 132.4 e 3709.5 µg/l no Braço do Cortiço, e 35.9, 70.4, 178.6 µg/l na Ponte do Rio Almonda (Figura 4).

Foi possível observar o estado eutrófico da água pela sua cor verde, tanto na Ponte do Rio Almonda, como no Braço do Cortiço (ver Figuras no Anexo IX), tendo-se verificado o acentuado desenvolvimento do jacinto-aquático (macrófita infestante). Os valores registados de Clorofila *a* foram bastante acentuados no mês de Agosto, principalmente no Braço do Cortiço, onde se registou um valor máximo de 3709,5 µg/l.

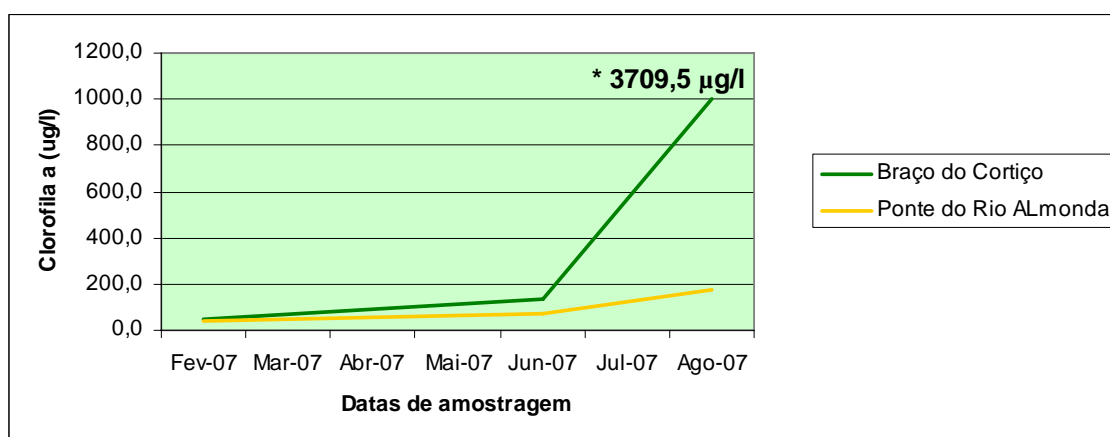


FIGURA 4: Valores determinados de Clorofila *a* determinados para a Ponte do Rio Almonda e Braço do Cortiço, dois locais do Rio Almonda. (\*) Note-se o valor muito superior de Agosto no Braço do Cortiço.

Ao verificar-se a tendência do fósforo, considerou-se interessante averiguar se o mesmo acontecia com o Nitrato ( $\text{NO}_3$ ), pelo que se fez uma análise gráfica (Figura 5) semelhante para este nutriente, usando dados de base do SNIRH. Usaram-se os dados disponíveis, referentes aos anos de 1999 a 2002 e 2004. Observou-se assim que este parâmetro teve uma média de 1970 µg/l e uma variação semelhante à do Fósforo Total ao longo dos anos, com uma tendência para diminuir.



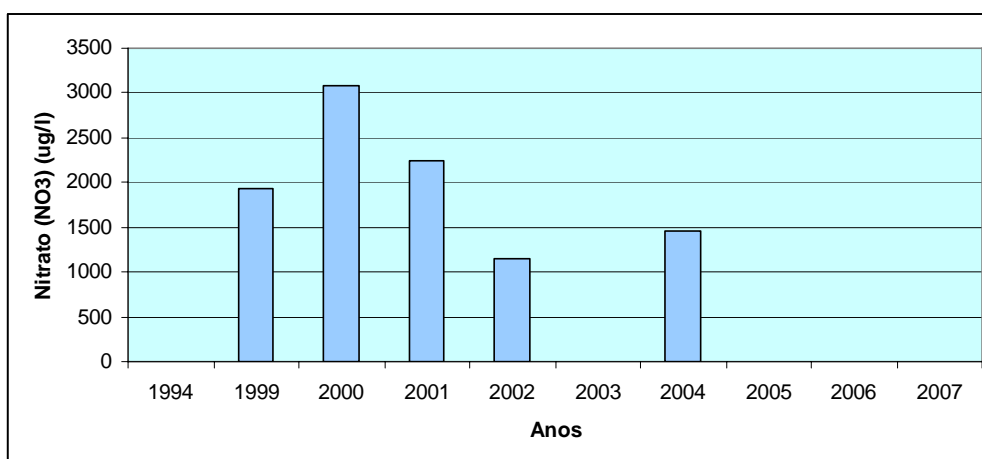


FIGURA 5: Valores de Nitrato (NO<sub>3</sub>) em µg/l para o Braço do Cortiço, RNPB. Note-se que os valores dos anos 2003 e 2005 não foram tidos em conta, uma vez que existiam poucas medições nos dados de base do SNIRH. Para os anos de 2006 e 2007 não foi encontrada qualquer fonte com valores de Nitrato naquela estação de amostragem.

## 5. DISCUSSÃO

O valor de 58 do *Índice Biótico BMWP'* significa que a água se encontra contaminada, neste caso, por poluição orgânica. De entre as 118 famílias tidas em conta neste índice, apenas foram encontradas 15 neste estudo, em 142 exemplares amostrados. Verifica-se assim, que existe um número de famílias muito reduzido, correspondendo estas, na sua maioria, a famílias tolerantes à poluição (com pontuações baixas). Por exemplo, a família Chironomidae (Diptera), correspondeu a cerca de 43% dos exemplares amostrados. Esta família possui uma elevada tolerância à poluição e suporta situações de hipoxia (Coimbra *et al.*, 1996), sendo comum a sua abundância aumentar com a diminuição da qualidade da água (Thorne & Williams, 1997).

Apesar de não ser relevante para este índice, também se observou uma baixa abundância de exemplares, tal como em Palma (2003).

### *Fósforo Total*

Verifica-se que ao longo do período de amostragem, a Ponte (local de recolha de água a montante da Reserva), apresentou sempre valores superiores ao Braço do Cortiço (local na zona central da Reserva), excepto em duas datas, em que a tendência se inverteu (14 e 28 de Março). Na Ponte obteve-se uma média de 100,33 µg/l durante o período de amostragem, com um valor máximo de 241,25 µg/l. E para o Braço do Cortiço obteve-se um valor médio de 23,05 µg/l, com um valor máximo observado de 77,49 µg/l.



Considerando que a concentração de Fósforo Total da maior parte das águas de superfície não contaminadas varia entre 10 a 50 µg/l (Wetzel, 1993), pode-se inferir que a água que chega à Reserva vem com uma concentração de Fósforo Total muito alta. Esta concentração diminui com a passagem pela Reserva. Tal pode dever-se ao enriquecimento gradual de nutrientes que acontece ao longo do curso do Rio Almonda, uma vez que este passa por uma grande extensão de terrenos agrícolas a montante da Reserva. Este facto pode justificar-se por as zonas húmidas serem ecossistemas onde se dá uma forte retenção de nutrientes, nos sedimentos e também na biomassa dos organismos (Wetzel, 1982; Boavida, 1999). O facto do Braço do Cortiço ser um sistema mais fechado e possuir uma corrente com menor velocidade que a Ponte, faz com que tenha uma produção primária maior, com maior densidade de fitoplâncton. Deste modo, estes organismos consomem mais fósforo nesta zona do que na Ponte e isso contribui para que o seu valor seja menor no Braço do Cortiço (Pereira, 2004).

Na análise feita aos valores deste parâmetro, ao longo dos vários anos, observa-se que têm vindo a decrescer. A tendência também decrescente do teor de Nitrato (NO<sub>3</sub>), aliada à do Fósforo Total poderá ser explicada provavelmente devido à adopção e aplicação de medidas de boas práticas agrícolas (e.g. Directiva Nitratos (91/676/CEE) ([www.confagri.pt/Ambiente/](http://www.confagri.pt/Ambiente/)) e Directiva Quadro da Água 2000 (<http://dqa.inag.pt/>)). Pode estar em curso uma diminuição do enriquecimento de nutrientes da água do Rio Almonda.

#### *Clorofila a*

Os valores obtidos para a Clorofila *a* no Braço do Cortiço, foram sempre superiores aos da Ponte. Este parâmetro aumentou ao longo do período de amostragem, em ambas as estações, como é natural com a chegada do Verão (Wetzel, 1993). Verifica-se assim, a existência de uma produção primária mais acentuada no Braço do Cortiço.

Este facto pode ser explicado devido às características do local. É um sistema mais fechado que o local de recolha na Ponte e possui menor velocidade da corrente, e portanto, apresentar maior densidade de fitoplâncton que a Ponte e maior produção primária.

A sobrecarga de nutrientes nos cursos de água e lagos tornou-se um dos maiores problemas ambientais que a sociedade dos países desenvolvidos enfrenta actualmente (Hauer & Lambert, 1996; Smith, 1999). O fósforo desempenha um papel principal no metabolismo biológico relativamente à pequena quantidade que está à disposição na hidrosfera. Quando comparado com a abundância natural de outros componentes nutricionais e estruturalmente importantes



para os biota, o fósforo é o menos abundante de todos, sendo portanto o que mais vezes limita a produtividade biológica. A variação é no entanto muito grande, podendo estar relacionada com características regionais (Wetzel, 1993).

O conceito de sobrecarga de nutrientes implica uma relação entre a quantidade de um nutriente- e.g. Fósforo Total - que entra numa massa de água e a resposta dada a essa entrada. Os efeitos desta relação podem ser expressos por uma variável relacionada com a qualidade da água- a concentração de Clorofila *a* (Wetzel, 1993).

Em estudos anteriores (Raposo *et al.*, 2000; Pereira, 2004), já se tinha observado que, no geral não existiam problemas muito graves de poluição na RNPB. Contudo, nenhum dos locais amostrados satisfazia completamente os requisitos de qualidade da água para suporte da vida piscícola. Adicionalmente, observou-se que a água apresentava valores elevados de nutrientes (nitritos, nitratos e fosfato total) (Raposo *et al.*, 2000).

De acordo com os resultados obtidos neste estudo, verifica-se que, apesar dos valores do Fósforo Total continuarem altos na RNPB, são apesar de tudo, inferiores aos de anos anteriores e com tendência para diminuir. É natural que muito daquele fósforo esteja na forma química que pode ser absorvida pelos produtores (ortofosfato). Observa-se uma concentração acentuada de Clorofila *a* na zona central da Reserva, devida provavelmente ao enriquecimento da água em nutrientes (e.g. Fósforo Total) e às características específicas daquele local. A importante função das zonas húmidas como depuradoras de nutrientes é aqui evidenciada.

Ao contrário das medições de parâmetros químicos (de carácter pontual), as comunidades de macroinvertebrados reflectem a exposição prolongada às condições variáveis de qualidade da água, acumulando/integrando os efeitos de longo termo dos contaminantes (Rosenberg & Resh 1993). Neste trabalho, o índice biótico BMWP' revelou os efeitos nocivos de longo termo, da qualidade da água degradada, na baixa diversidade dos macroinvertebrados aquáticos. O ecossistema aquático revela sinais de contaminação (poluição orgânica), levando a que se encontrem principalmente famílias tolerantes à poluição. Os parâmetros determinados, do Fósforo Total e Clorofila *a*, apoiam o resultado do índice biótico, revelando um enriquecimento de nutrientes. Parece existir uma tendência, ao longo do tempo, para uma melhoria da qualidade da água, o que é desejável, na medida em que se trata de uma Reserva da Biosfera.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A RNPB é uma área protegida com valor amplamente reconhecido, sendo actualmente a única Reserva da Biosfera de Portugal continental. Esta é composta por um complexo mosaico de habitats aquáticos, semiaquáticos e terrestres (Quartau *et al.*, 1996), suportando uma elevada riqueza natural (Raposo *et al.*, 2000). Tal como qualquer outra área protegida continental, encontra-se sujeita a inúmeros factores de perturbação externos, nomeadamente a contínua utilização agrícola dos terrenos adjacentes à Reserva e no interior desta; a perturbação humana consequente (e.g. utilização frequente de estradas e caminhos que atravessam a Reserva); a poluição aquática no Rio Almonda proveniente de fontes várias; ocorrência de actividades de turismo da Natureza, entre outros. Estes acontecimentos levam a uma inevitável degradação de zonas dentro da área protegida, incluindo a Zona de Protecção Integral, o que se reflecte de forma negativa na diversidade desta área protegida.

Ao abordar a qualidade ambiental na RNPB em duas vertentes, terrestre e aquática, pretendeu-se obter uma imagem geral sobre o estado desta área protegida. Sendo uma Zona Húmida, estas duas vertentes são indissociáveis. Na vertente terrestre, testou-se se a diversidade de Hymenoptera responde a indicadores de perturbação de habitat. Aliando este grupo indicador de diversidade à utilização de guildes tróficas, chegou-se à conclusão de que realmente existe uma tendência para ocorrer uma relação entre a diversidade das guildes tróficas e a perturbação do habitat. Verificou-se também que dos três métodos utilizados, a Armadilha de Intersecção Amarela se revelou o mais eficiente. Trata-se pois de um método de amostragem que alia a eficiência na amostragem de guildes de Hymenoptera a custos reduzidos associados.

Apesar das críticas apontadas ao conceito de guilda (e.g. Hawkins & MacMahon, 1989), em Santos (2003) e no presente trabalho considera-se que este conceito deveria ser mais utilizado em estudos de conservação, uma vez que simplifica os modelos de estudo dos ecossistemas, consome menos recursos e permite abordar a conservação da diversidade ecológica. A utilização da diversidade dos Hymenoptera em estudos relacionados com a conservação da biodiversidade e qualidade ambiental em determinadas áreas, deveria ser aprofundada, tendo em conta que constitui uma componente vital nos ecossistemas, tem potencial como grupo indicador de diversidade e a sua conservação implica a conservação de um vasto e diverso grupo de organismos (e.g. LaSalle & Gauld, 1993).

Na vertente aquática, a água da Reserva foi classificada como possuindo uma qualidade “Duvidosa”, tendo-se obtido uma Classe III- Águas contaminadas. A contínua classificação da



qualidade da água da RNPB como pobre ou má, reconhecida em diversos trabalhos anteriores (e.g. Raposo, 2000; Palma, 2003; Pereira, 2004), continua assim a verificar-se.

A aplicação do índice biótico BMWP' reflecte os efeitos da contaminação aquática continuada nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos. Estes organismos respondem directamente a múltiplos factores e stresses ambientais e integram os seus efeitos ao longo do tempo. É por esta razão que a “medição” de um único factor abiótico não resulta numa resposta ecologicamente significativa. Assim, o resultado do índice BMWP' foi complementado com a determinação de parâmetros químicos relacionados com a qualidade da água- Fósforo Total e Clorofila *a*. A água do Rio Almonda parece chegar à Reserva muito enriquecida em fósforo (Fósforo Total), facto provavelmente resultante da grande extensão de terrenos agrícolas que este rio atravessa no seu percurso a montante da Reserva. A importante função da Reserva como depuradora de nutrientes é evidenciada, havendo uma diminuição deste nutriente à medida que passa pela Reserva. A concentração de Clorofila *a* e a análise visual da água revelam sinais de eutroficação.

Parece existir uma tendência, ao longo do tempo, para uma melhoria da qualidade da água (relativamente ao Fósforo Total e Nitratos), o que é desejável, na medida em que se trata de uma Reserva da Biosfera.

Considera-se relevante a realização de estudos futuros que venham complementar o trabalho aqui apresentado e as conclusões nele retiradas, de modo a poder dotar o Plano de Gestão da RNPB com as melhores e mais precisas ferramentas de decisão no que se refere à escolha do critério de classificação interno das zonas de acesso livre, condicionado e restrito.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, O. (1989). Contribution to the knowledge of the macroinvertebrate communities of the Tejo river (Portugal). Publicações do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre" 211: 1–17 in Correia, A.M. (2002). Niche breadth and trophic diversity: feeding behaviour of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) towards environmental availability of aquatic macroinvertebrates in a rice field (Portugal). *Acta Oecologica*, 23: 421–429.
- 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.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía*, 2: 203-213.
- Allan, J.D. (1995). *Stream Ecology-Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall.
- Anónimo (2001). Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Tejo. Instituto da Água. Relatório Final. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- Anónimo (2004). Benthic Macroinvertebrate Key. IOWATER-Volunteer Water Quality Monitoring. Disponível em <http://www.iowater.net/PDFs/BMIKey2002.pdf>. [Consultado em 2007].
- Boavida, M.J. (1999). Wetlands: most relevant structural and functional aspects. *Limnética-Revista de la Asociación Española de Limnología. Volumen Especial. IX Congreso de la Asociación Española de Limnología y I Congreso Ibérico de Limnología*, 17: 57-63.
- Burnham, K.P. & Overton, W.S. (1978). Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika*, 65: 623-633.
- Cairns, J.R. & Pratt, J. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. pp. 10-27 in Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall New York, NY.
- Cardoso, P., Oliveira, N.G., Silva, I., Serrano, A.R.M. (2004). Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 120 (4), 517-524.
- Chao, A. (1987). Estimating the population size for capture-recapture data with unequal matchability. *Biometrics*, 43: 783-791.



Coimbra, C.N., Graça, M.A., Cortes, R.M. (1996). The effects of a basic affluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental Pollution*, Vol. 94, No. 3, pp. 301-307.

Colwell, R.K. & Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 345: 101-118.

Contaminação das Águas e Solos- Aplicação da Directiva Nitratos. Disponível em: [www.confagri.pt/Ambiente/AreasTematicas/Solo/Documentos/dados/nitratosaplicacaodirectiva.htm](http://www.confagri.pt/Ambiente/AreasTematicas/Solo/Documentos/dados/nitratosaplicacaodirectiva.htm). [Consultado em 2007].

Directiva da Água. Instituto da Água. Disponível em: <http://dqa.inag.pt/>. [Consultado em 2007].

Farinha, J.C. & Trindade, A. (1994). Contribuição para o Inventário e Caracterização de Zonas Húmidas em Portugal Continental. Publicação MedWet/ Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.

Farinha, J., Costa, L., Trindade, A., Araújo, P., Silva, E. (2001). Zonas Húmidas Portuguesas de Importância Internacional. Sítios Inscritos na Convenção de Ramsar. Instituto da Conservação da Natureza.

Fontoura, H.P. (1985). Manual de Vigilância da Qualidade das Águas Superficiais. Avaliação Biológica da Qualidade da Água, Instituto de Zoologia “Dr. Augusto Nobre”. Faculdade de Ciências do Porto, Porto *in* Correia, A.M. (2002). Niche breadth and trophic diversity: feeding behaviour of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) towards environmental availability of aquatic macroinvertebrates in a rice field (Portugal). *Acta Oecologica*, 23: 421-429.

Gaston, K.J. (1991). The magnitude of global insect species richness. *Conservation Biology*, 5: 283–296.

González, J.A., Tomé, M.A.M., Gayubo, S.F., Torres, F. (2000). Himenópteros aculeados capturados mediante trampas Malaise en un sector arenoso de la Submeseta Norte (España) (Hymenoptera, Aculeata). *Nouvelle revue d'Entomologie*, 17: 337-353.

Goulet, H. & Huber, J.T. (1993). Hymenoptera of the World: An identification guide to families. Agriculture Canada.

Hauer, F.R. & Lambert, G.A. (1996). Methods in Stream Ecology. Academic Press Inc. California.



Hawkins C.P. & MacMahon J.A. (1989). Guils-The Multiple Meanings of a Concept. *Annual Review of Entomology*, 34: 423-451.

Hellawell, J.M. (1978). Biological Surveillance of Rivers. Water Research Center. Stevenage.

Hellawell, J.M. (1986). Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science, Instituto de la Grasa, London *in* Zamora-Muñoz, C.Z.,

Ainz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Alba-Tercedor, J. (1995). Are Biological Indices BMWP' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. Departamento de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Spain. *War. Res.*, Vol. 29, No. I, pp. 285-290.

Heltsh, J. & Forrester, N.E. (1983). Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, 39: 1-11.

Humphries, C.J., Williams, P.H., Vane-Wright, R. (1995). Measuring biodiversity value for conservation. *Annu. Rev.Ecol.Syst*, 26: 93-111.

Hymenoptera-Assembling the tree of life (HymATol) (2006). Disponível em: <http://www.hymatol.org/keys.html>. [Consultado em de 2007].

Krebs, C.J. (1989). Ecological Methodology. HarperCollins Publishers, University of British Columbia.

LaSalle, J. & Gauld, I.D. (1993). *Hymenoptera and Biodiversity*. CAB International, Oxon. *in* Santos, A.M. (2003). Biodiversidade e Conservação de Hymenoptera (Insecta), com ênfase nas vespas das galhas (Cynipidae), em algumas Áreas Naturais Portuguesas. Tese de Estágio Profissionalizante. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.

Lawler, J.J., White, D., Sifneos, J.C., Mastes, L.L. (2003). Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology*, 17: 875-882.

Laxton, R.R. (1978). The measure of diversity. *J. Theor. Biol.*, 70: 51-67.

Magurran, A.E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing.

Marques, T. (1998). Os macroinvertebrados como indicadores biológicos da qualidade da água em sistemas sazonais mediterrânicos - A situação na bacia do Guadiana. Relatório Final de Licenciatura. FCUL. Lisboa.



- Metcalf-Smith, J.L. (1994). Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. pp. 144-170 in *The Rivers Handbook*, vol II, Calow, P., Petts, G.E. (eds.). Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- Meyer, G.A. & Root, R.B. (1996). Influence of feeding guild on insect response to host plant fertilization. *Ecological Entomology*, 21: 270-278.
- Mills, N.J. (1994). Parasitoid Guilds: Defining the Structure of the Parasitoid Communities of Endopterygote Insect Hosts. *Environmental Entomology*, 23: 1066-1083.
- New, T. R. (1998). *Invertebrate Surveys for Conservation*. Oxford University Press: Oxford.
- Noyes, J.S. (1998). Taxonomy and Biology of Parasitica Hymenoptera. 18-25 April at Imperial College Silwood Park. Circulação restrita.
- Noyes, J.S. (2003). Universal Chalcidoidea Database. Disponível em: [www.nhm.ac.uk/entomology/chalcidoids/index.html](http://www.nhm.ac.uk/entomology/chalcidoids/index.html). [Consultado em de 2007].
- Oliveira, N.G. (1998). Abundância, variação sazonal e diversidade da comunidade de Hymenoptera numa vinha do Alentejo (Portugal). Tese de Estágio Profissionalizante. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Palma, C. (2003). Estudo dos macroinvertebrados aquáticos da RNPB - Uma primeira abordagem. Relatório.
- Patil, G.P. & Taillie, C. (1982). Diversity as a concept and its measure. *J. Am. Stat. Assoc.*, 77: 548-561.
- Pereira, L. (2004). Qualidade das águas superficiais na bacia do rio Almonda. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento de Lisboa e Vale do Tejo-Direcção de Serviços de Monitorização Ambiental-Divisão de Monitorização Ambiental. Lisboa.
- Pité, M.T. (coord.), Serrano, A., Coelho, M.M., Reis, M., Catarino, F., Boavida, M.J., Quartau, J.A., Collares-Pereira, M.J., Caetano, M.L., Matos, L., Mathias, M.L. (1994). Estudo Preliminar de Caracterização Ecológica da Reserva Natural do Paul do Boquilobo. Relatório.
- Quartau J.A., Pité, M.T., Serrano, A., Aguiar, C., André, G. (1996). On the terrestrial insect communities of the "Paul do Boquilobo" biosphere reserve wetlands in Portugal. *Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. Sr. nat. Ferrara.*, 10: 7-20.



Raposo, H., Sousa, M., Mira, M., Santos, A., Mendes, S., Galhardo, F., Marques, A., Noivo, C., Canais, F., Faria, G. (2000). Plano de Ordenamento- Reserva Natural do Paul do Boquilobo- Versão Provisória + Anexos. Instituto da Conservação da Natureza.

Riba, G. & Siny, C. (1989). Combattre les ravageurs des cultures: enjeux et perspectives. Institut National de la Recherche Agronomique. Paris.

Root, R.B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs*. 37: 317-350.

Santos, A.M. (2003). Biodiversidade e Conservação de Hymenoptera (Insecta), com ênfase nas vespas das galhas (Cynipidae), em algumas Áreas Naturais Portuguesas. Tese de Estágio Profissionalizante. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.

Seaby, R.M. & Henderson, P.A. (2006). Species Diversity and Richness. Version 4. Pisces Conservation Ltd. Lymington, England.

Simberloff, D. & Dayan, T. (1991). The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecological Systematics*. 22: 115-143.

Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) (2007). Disponível em <http://snirh.pt/>. [Consultado em 2007].

Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179-196.

StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA 7.0 for Windows (Computer program manual). Tulsa, Oklahoma.

Tachet H., Bournaud M., Richoux P. (1984). Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique). 2<sup>nd</sup> Ed. *Université Lyon I. Association Française de Limnologie, Ministère de l'Environnement*.

The MAB programme: UNESCO-MAB Biosphere Reserves Directory. Disponível em [www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?mode=all&code=POR+01](http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?mode=all&code=POR+01). [Consultado em 2007].



Thorne, R.S. & Williams, W.P. (1997). The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37: 671-686. in Ntengwe, F. (2006). Pollutant loads and water quality in streams of heavily populated and industrialized towns. *Physics and Chemistry on the Earth*. 31. 832-839.

Triplehorn, C.A. & Johnson, N.F. (2005). Borror & DeLong's Introduction to the Study of Insects. 7<sup>th</sup> edition. Thompson, Brooks/ Cole. USA.

Vieira, P.A. & Ferreira, M.T. (1998). Qualidade biológica das Ribeira do Oeste. Actas 4º Cong da Água. APRH. Lisboa. Disponível em [www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/110.pdf](http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/110.pdf) [Consultado em 2007].

Webb, R. (site manager). Aquatic Macroinvertebrate Identification Key. Disponível em <http://people.virginia.edu/~sos-iwla/Stream-Study/Key/MacroKeyIntro.HTML>. [Consultado em 2007].

Wetzel, R. (1982). Wetlands: Unrecognized jewels in our environment. *Ecology*, 63 (4): 1193-1194.

Wetzel, R. (1993). Limnologia. Fundação Calouste Gulbenkian. Serviço de Educação.

Williams, P.H. & Gaston, K.J. (1994). Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation*, 67: 211-217.

Wilson, J.B. (1999). Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos*, 86: 507-522.

Zamora-Muñoz, C, Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 15, N. 3, pp. 332-352.

Zamora-Muñoz, C., Sainz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Alba-Tercedor, J. (1995). Are Biological Indices BMWP' and ASP' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Research*. Vol 29, N. 1: pp. 285-290.

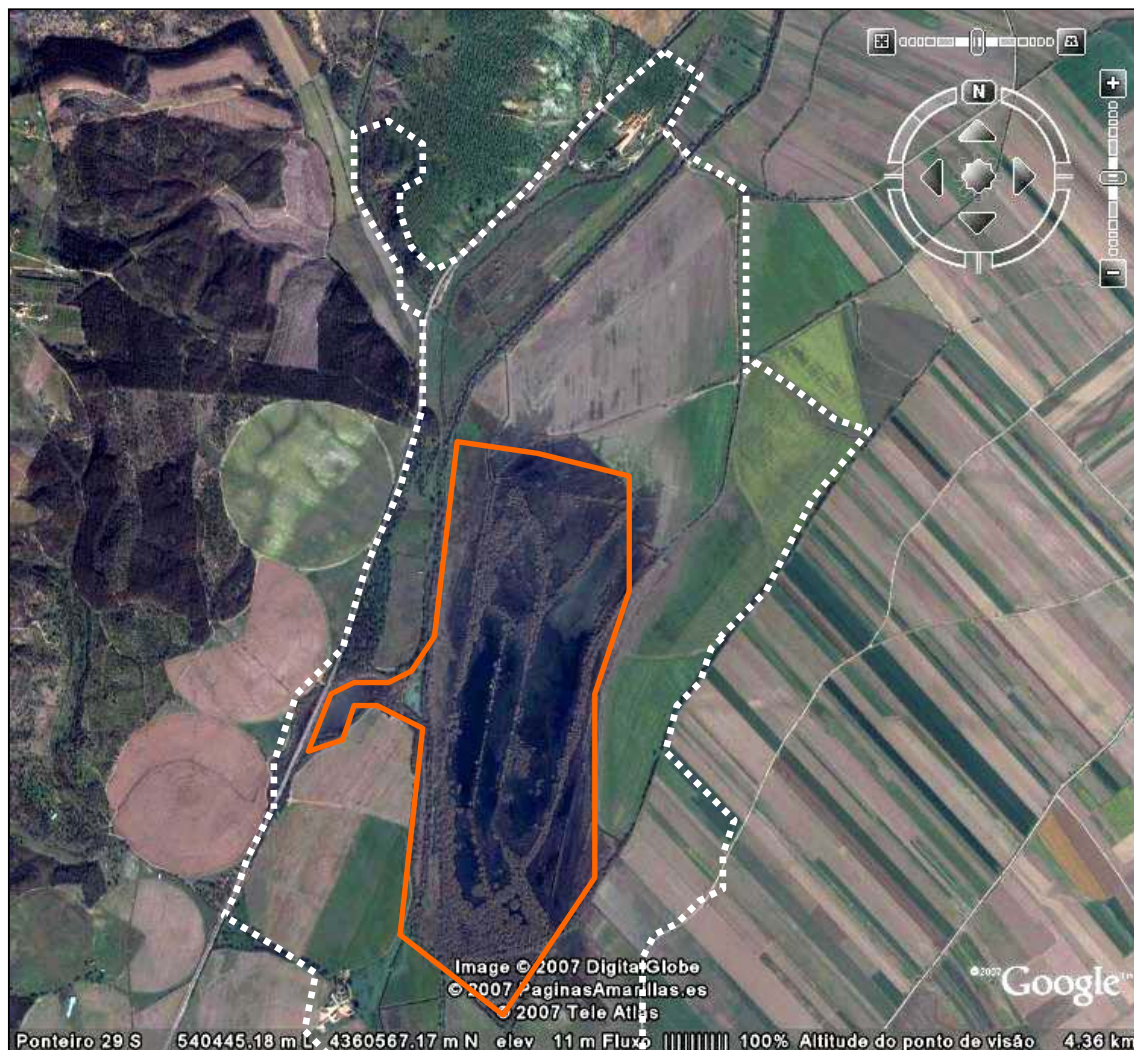
Zar, J.H. (1999). Biostatistical Analysis. Prentice Hall International Editions, 3<sup>rd</sup> Edition, New Jersey.



ANEXOS



ANEXO I- Vista aérea da Reserva Natural do Paul do Boquilobo. O tracejado branco marca os limites desta área protegida, e portanto da Zona de Uso Extensivo. A linha cor de laranja marca os limites da Zona de Protecção Integral (Raposo *et al.* 2000) (Fonte: maps.google.com).





ANEXO II- Valores de probabilidade de uma determinada família pertencer a uma determinada guilda (adaptado de Santos, 2003).

	Tenthredinidae	Apiformes	Spheciformes	Bethylidae	Chrysididae	Dryinidae	Mutillidae	Pompilidae	Sapygidae	Scoliidae	Tiphidae	Vespidae	Eumenidae	Ceraphronidae	Megaspilidae	Platygasteridae	Scelionidae	Diapriidae
"Indutor de galha" + associados a galhas	10																	
Fitófago	90																	
Pólen/Néctar- "Nest Feeder"		90																
Clept./ Predador de Arachnida			10					70										
Clept./ Predador de Hemiptera			35															
Clept./ Predador de Orthoptera			20															
Clept./ Predador de Lepidoptera			5	0	0													
Clept./ Predador de Hymenoptera		10	5	0	90				100									
Clept./ Predador de Diptera			15															
Clept./ Predador de Coleoptera			5															
Pred. Generalista			5									100						
Paras. de ovos/saco de ovos																20	100	
Ectop. de Arachnida								30										
Ectop. de Homoptera						70									25			
Ectop. de Lepidoptera				30			5						40					
Ectop. de Hymenoptera					10		80						30					
Ectop. de Diptera							5								10			
Ectop. Coleoptera				70			5			100	100		30					
Ectop. de Outros							5								10			
Endop. de Homoptera						30									30	10		
Endop. de Lepidoptera														10				
Endop. de Hymenoptera																		10
Endop. de Diptera														80	15	70		80
Endop. de Coleoptera																		10
Endop. de Outros														10	10			
Hiperp. de Homoptera																		
Hiperp. de Lepidoptera																		
Hiperp. de Outros																		



ANEXO II- Cont.

	Heloridae	Proctotrupidae	Evanidae	Gasteruptionidae	Cynipidae	Figitidae	Aphelenidae	Chalcididae	Elasmidae	Eucharitidae	Encyrtidae	Eulophidae	Eupelmidae	Eurytomidae	Leucospidae	Myrmecidae	Ormyridae
"Indutor de galha" + associados a galhas					100							20		60			100
Fitófago												10		10			
Pólen/Néctar- "Nest Feeder"																	
Clept./ Predador de Arachnida																	
Clept./ Predador de Hemiptera																	
Clept./ Predador de Orthoptera																	
Clept./ Predador de Lepidoptera																	
Clept./ Predador de Hymenoptera				100						100							
Clept./ Predador de Diptera																	
Clept./ Predador de Coleoptera																	
Pred. Generalista																	
Paras. de ovos/saco de ovos			100				10				10	10	20			100	
Ectop. de Arachnida																	
Ectop. de Homoptera							30										
Ectop. de Lepidoptera									70				5	10			
Ectop. de Hymenoptera													5		100		
Ectop. de Diptera													5	10			
Ectop. de Coleoptera													60	10			
Ectop. de Outros													5				
Endop. de Homoptera							30				80						
Endop. de Lepidoptera								60			10	20					
Endop. de Hymenoptera						10			10								
Endop. de Diptera		20				75		10				20					
Endop. de Coleoptera		80						10				20					
Endop. de Outros	100					5											
Hiperp. de Homoptera						10	30										
Hiperp. de Lepidoptera								20	20								
Hiperp. de Outros																	



ANEXO II- Cont.

	Perilampidae	Pteromalidae	Signiophoridae	Torymidae	Trichogrammatidae	Braconidae	Ichneumonidae
"Indutor de galha" + associados a galhas				80			
Fitófago							
Pólen/Néctar- "Nest Feeder"							
Clept./ Predador de Arachnida							
Clept./ Predador de Hemiptera							
Clept. Predador de Orthoptera							
Clept./ Predador de Lepidoptera							
Clept./ Predador de Hymenoptera							
Clept./ Predador de Diptera							
Clept./ Predador de Coleoptera							
Pred. Generalista							
Paras. de ovos/saco de ovos		10		5	100		5
Ectop. de Arachnida							5
Ectop. de Homoptera							
Ectop. de Lepidoptera							5
Ectop. de Hymenoptera				5			
Ectop. de Diptera				5			
Ectop. de Coleoptera				5			
Ectop. de Outros							5
Endop. de Homoptera			40				
Endop. de Lepidoptera		25				40	40
Endop. de Hymenoptera		10					10
Endop. de Diptera		40				50	10
Endop. de Coleoptera	25	10				10	20
Endop. de Outros							
Hiperp. de Homoptera		5	60				
Hiperp. de Lepidoptera	50						
Hiperp. de Outros	25						



### ANEXO III- Equações dos índices de diversidade aplicados.

#### 1. Riqueza de guildes observada (Krebs, 1989; Magurran, 2004)

$$S_{obs} = \sum_{i=1}^g gi \quad , \text{ onde } gi \text{ corresponde a cada guilde observada.}$$

#### 2. Estimador Chao 2 (Chao, 1987; Magurran, 2004)

$$\hat{S}_{Chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

, onde  $S_{obs}$  corresponde ao número total de espécies (neste caso, guildes) presentes na amostra,  $Q_1$  corresponde ao número de espécies (neste caso, guildes) presentes em apenas uma amostra (únicos (“uniques”)) (Colwell & Coddington, 1994)) e  $Q_2$  corresponde ao número de guildes presentes em exactamente duas amostras (duplos (“doubles”)) (Colwell & Coddington, 1994)).

#### 3. Jackknife de 1ª ordem (Burnham & Overton's, 1979; Heltche & Forrester, 1983)

$$\hat{S}_{max} = S_{obs} + a(n - 1 / n)$$

, onde “ $S_{obs}$ ” corresponde ao número total de espécies neste (caso, guildes) presentes na amostra, “ $n$ ” corresponde ao número de amostras e “ $a$ ” ao número de espécies (neste caso, guildes) presentes em apenas uma amostra (únicos (“uniques”)) (Colwell & Coddington, 1994)).

A variância de Jackknife de 1ª ordem é dada por:

$$\text{var}(\hat{S}_{max}) = \frac{n-1}{n} \left( \sum_0^{S_{obs}} j^2 f_j - \frac{L^2}{n} \right)$$

, onde  $f_j$  é o número de amostras possuindo  $j$  de  $L$  espécies (neste caso, guildes) apenas encontradas em uma única amostra.



4. Índice de Shannon-Wiener (Krebs, 1989; Magurran 2004)

$$H = - \sum_{i=1}^{S_{obs}} p_i \log_e p$$

, onde  $p_i$  corresponde à proporção de indivíduos na espécie  $i$  (neste caso, da guilda) (número de indivíduos da guilda  $i$  dividido pelo número total de indivíduos nessa amostra), e  $S_{obs}$  corresponde ao nº total de guildas.

5. Índice de Brillouin (Krebs, 1989; Magurran, 2004)

$$H = \frac{\ln N! - \sum_{i=1}^S \ln n_i!}{N}$$

, onde  $N$  corresponde ao número total de indivíduos na amostra,  $n_i$  é o número de indivíduos pertencentes à espécie  $i$  (neste caso, guilda) e  $S$  é o número de guildas.



ANEXO IV- Famílias de Hymenoptera identificadas e respectivas abundâncias totais.

Família	Nº de exemplares
Thenthredinidae	112
Apiformes	116
Spheciformes	449
Bethylidae	14
Chrysididae	27
Dryinidae	71
Mutilidae	0
Pompilidae	24
Sapygidae	0
Scolidae	1
Tiphidae	1
Vespidae	10
Eumenidae	0
Ceraphronidae	777
Megaspilidae	41
Platygasteridae	448
Scelionidae	1171
Diapriidae	2407
Heloridae	26
Proctotrupidae	152
Evanidae	24
Gasteruptidae	0
Cynipidae	15
Figitidae	341
Aphelinidae	45
Chalcididae	13
Elasmidae	0
Eucharitidae	0
Encyrtidae	400
Eulophidae	925
Eupelmidae	46
Eurytomidae	26
Leucospidae	0
Mymaridae	335
Orymidae	8
Perilampidae	0
Pteromalidae	272
Signiphoridae	8
Torymidae	18
Trichogrammat.	5
Braconidae	780
Ichneumonidae	1583



ANEXO V- Número de exemplares amostrados nas várias guildes, em cada método de amostragem.

	Armadilha Moericke	Armadilha Intersecção Amarela	Rede de Batimentos
"Indutor de galha" + associados a galhas	25	117	108
Fitófago	24	123	49
Pólen/Néctar- "Nest Feeder"	69	19	16
Cleptoparasitóide/ Predador de Arachnida	12	49	0
Clept./ Predador de Hemiptera	11	146	0
Clept./ Predador de Orthoptera	6	83	0
Clept./ Predador de Lepidoptera	2	21	0
Clept./ Predador de Hymenoptera	15	34	10
Clept./ Predador de Diptera	5	62	0
Clept./ Predador de Coleoptera	2	21	0
Predador Generalista	10	23	0
Parasitóide de ovos/saco de ovos	460	1188	231
Ectoparasitóide de Arachnida	19	66	2
Ectop. de Homoptera	3	70	1
Ectop. de Lepidoptera	16	70	3
Ectop. de Hymenoptera	1	3	2
Ectop. de Diptera	1	7	2
Ectop. De Coleoptera	4	33	6
Ectop. de Outros	15	68	2
Endoparasitóide de Homoptera	53	319	43
Endop. de Lepidoptera	253	920	153
Endop. de Hymenoptera	142	306	12
Endop. de Diptera	1198	2546	253
Endop. de Coleoptera	224	628	119
Endop. de Outros	15	104	6
Hiperparasitóide de Homoptera	8	51	7
Hiperp. de Lepidoptera	0	2	0
Hiperp. de Outros	0	0	0
<b>Total</b>	<b>2592</b>	<b>7079</b>	<b>1023</b>



**ANEXO VI- Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para o cálculo do BMWP' (adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1996).**

Famílias	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 Nemouridae Rhyacophilidae, Prosopistomatidae Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae	5
Baetidae, Caenidae Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae Notonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chiromonidae, Culicidae, Ephrydidae, Thaumaleidae	2
<i>Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae</i>	1



ANEXO VII- Classes de qualidade e significado dos valores de BMWP' (adaptado de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1996).

Classe	Qualidade	Valor	Significado
I	"Boa"	>150	Águas muito limpas
		101-120	Águas não contaminadas ou não alteradas
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



## Anexo VIII- Protocolos para a determinação laboratorial do Fósforo Total e a Clorofila *a*.

### DETERMINAÇÃO DO FÓSFORO TOTAL

Faça 5 réplicas da amostra+ 1 zero (H<sub>2</sub>O (d))\*

2 séries de standards

Curva padrão: (fazer curva padrão sempre que se faça um reagente de novo)

A partir da solução stock de ortofosfato (50,0 mg/l de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) faça uma série de diluições.

1. Dilua a solução stock 1:100=500µg/l.
2. Faça duas séries de diluições a partir desta (séries de standards) e.g. 100 µg/l, 50 µg/l, 25 µg/l, 10 µg/l, 0 µg/l.
3. Trate os frascos com as soluções de ortofosfato exactamente do mesmo modo que os frascos com a água para a análise.
4. Construa uma curva padrão com os valores de A<sub>885</sub> obtidos para estas soluções de concentração conhecida e a partir dela determine a concentração de fósforo na amostra.

Tratamento da amostra:

10,0 ml amostra filtrada

2,0 ml persulfato de potássio

0,4 ml 12N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

1. Misture
2. Tape os frascos (folha de alumínio)
3. Autoclave durante 60 minutos
4. Deixe arrefecer até à temperatura ambiente

Aqui é um bom ponto de paragem

1. Junte 4-6 gotas de fenolftaleína
2. Faça a titulação com 10 N NaOH, juntando este reagente gota a gota agitando (fim do processo: quando a cor rosa não desaparece após agitação)
3. Retrotitulação: junte 1N H<sub>2</sub> SO<sub>4</sub>, também gota a gota, agitando, até a solução voltar a ficar transparente.



Aqui é um bom ponto de paragem

1. Filtre (0,45µm) o conteúdo de cada frasco para um frasco limpo (se houver turbidez).
2. Pipete 5,0 ml de cada filtrado para um tubo de ensaio limpo
3. Junte 1,0 ml de reagente molibdato; misture
4. Junte 0,4 ml de ascorbato; misture
5. Deixe em repouso durante 20-25 minutos
6. Leia a absorvância a 885 nm (A885)

Nota: Leitura efectuada num Espectrofotómetro da marca Jasco V-530.

\*antes de determinar a concentração de fósforo (amostra) faça o zero tratado exactamente do mesmo modo que a amostra

DETERMINAÇÃO DA CLOROFILA *a* (método fluorimétrico)

(todas as operações devem ser realizadas com baixa intensidade de luz ambiente)

1. Filtra-se 300ml de água da amostra (filtro GF/C);
2. Activa-se a bomba de vácuo.

Nota: Filtro com 45 µm de poro; 47mm de diâmetro; Marca Gelman Sciences, S-Pack Sterilized, GN-6Grig.

**1ª parte**

1. Coloca-se o filtro, enrolado, dentro de um tubo de ensaio ou de um pequeno frasco de laboratório;
2. Deita-se sobre o filtro 6,0ml de metanol pró-análise.
3. Deixa-se incubar no frigorífico durante 1 hora, protegido da luz.

**2ª parte**

1. Retira-se o filtro com uma pinça.
2. Ler a fluorescência contra um “branco” de metanol (excitação 420 nm, emissão 675nm).

Nota: Fluorímetro JASCO FP 750



Anexo IX- Imagens das estações de amostragem. A- “Ponte do Rio Almonda” e B- “Braço do Cortiço” tiradas a 29 de Agosto de 2007. Pode observar-se a cor verde da água nos dois locais.

