



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Efeito da perturbação ambiental e antrópica
na variabilidade dos agrupamentos piscícolas
em cursos intermitentes.

Dissertação apresentada à Universidade de
Coimbra para cumprimento dos requisitos
necessários à obtenção do grau de Mestre
em Ecologia, realizada sob a orientação
científica da Professora Doutora Maria Ilhéu
(Universidade de Évora) e do Professor
Doutor Rui Ribeiro (Universidade de
Coimbra) .

António Pedro Teixeira Vareia

2012

Agradecimentos

Esta tese não trata-se só de um esforço individual, resulta do fruto de um coletivo de pessoas, que direta ou indiretamente, auxiliaram esta tarefa e às quais não poderia de deixar o meu agradecimento.

Um muito obrigado, à Professora Doutora Maria Ilhéu por toda a sua exigência, motivação de trabalho e apoio demonstrado ao longo de toda a elaboração deste trabalho.

Gostaria de agradecer ao Professor Doutor Rui Ribeiro por ter aceitado ser orientador desta tese.

À Dra. Paula Matono por toda a disponibilidade e auxílio no tratamento estatístico, pela motivação e conselhos prestados ao longo durante todo este processo.

Ao Dârcio Sousa por todo o auxílio em todo trabalho de campo e pelo grande companheirismo demonstrado em inúmeras horas de campo.

Ao Gonçalo e ao Paulo todo o esforço e apoio nas saídas de campo.

À Margarida pela imensa motivação e positivismo nos seus incansáveis “tu consegues!” durante o processo de escrita.

À Jacinta, à Carina, à Inês e à Cátia pela imensa disponibilidade e auxílio prestados mesmo estando longe, mas sobretudo, na integração e ajuda no início de todo este processo com a minha chegada a Coimbra.

À Joana, à Carla e à Filipa pela imensa paciência, motivação e sábios conselhos prestados, sobretudo no processo de escrita, mesmo estando a “alguns” quilómetros de distância.

À Adriana pelo enorme apoio, motivação, paciência durante todo o processo de escrita.

À Mariana pela motivação, paciência e ajuda na parte da escrita.

A todos os meus amigos que acreditaram e apoiaram-me.

E por ultimo, á minha família, á minha mãe, ao meu pai, á minha irmã Paula, ao meu irmão Manel, ao meu irmão Nuno, á minha cunhada Isabel e ao meu sobrinho Vasco, por todo o apoio, motivação e auxilio prestado, ao enorme investimento que têm feito em mim, acreditando sempre nas minhas capacidades, e principalmente, aos alicerces que representam na minha vida, sendo as peças fundamentais em todo este processo, pois sem eles nada disto seria possível.

Resumo

Os cursos de água do sul de Portugal apresentam grandes variações sazonais e inter-anuais nas condições ambientais, decorrentes da influência do clima Mediterrânico. Com o início do verão um grande número de cursos perdem a conectividade longitudinal ficando reduzidos a pegos onde o biota aquático fica confinado durante o estio. Muitos destes cursos de água apresentam-se degradados devido à pressão antrópica. Neste sentido, o objetivo deste estudo consistiu em avaliar o efeito da pressão antrópica sobre a persistência e estabilidade dos agrupamentos piscícolas entre a primavera e o verão, em 15 cursos de água intermitentes do sul de Portugal.

Os cursos de água sujeitos a pressão antrópica apresentaram elevados constrangimentos ambientais para a fauna piscícola, particularmente durante o verão devido à elevada concentração de nutrientes e à produção fitoplanctónica. Os locais com moderada degradação foram aqueles que sofreram maior agravamento das condições ambientais e conseqüentemente maior instabilidade nos agrupamentos piscícolas. Os cursos de água em bom estado apresentaram grande heterogeneidade no mosaico de habitat, com elevada disponibilidade de habitats com corrente, água com reduzida turvação e elevado ensombramento, proveniente da galeria ripária. Nestes locais observou-se maior riqueza e abundância de espécies nativas em comparação com os troços degradados. Em oposição, as espécies exóticas apresentaram maior representatividade e dominância em locais degradados.

Os locais em bom estado exibiram elevada estabilidade e persistência das comunidades piscícolas, sobretudo durante o verão, tendo-se verificado um aumento da

instabilidade e perda de integridade dos agrupamentos com o incremento de pressão antrópica.

No contexto atual das condições dos cursos intermitentes do sul de Portugal, a estabilidade e integridade das comunidades piscícolas depende dos efeitos diretos e indiretos da variabilidade natural destes sistemas, tanto à escala inter-anual como sazonal, juntamente com a pressão antrópica a que estão sujeitos. Estes resultados enfatizam a elevada vulnerabilidade destes cursos à degradação e reforçam a necessidade de integrar a escala temporal nos programas de conservação e reabilitação destes cursos.

Abstract

The streams of the southern Portugal show high inter-annual and seasonal changes in the environmental conditions, resulting from the influence of Mediterranean climate. In early summer many of these water courses lose longitudinal connectivity and are reduced to pools, where the aquatic biota is confined during the dry season. Many of these streams are subjected to human-induced pressure. The aim of this was to evaluate the effect of anthropogenic pressure on persistence and stability of fish assemblages between spring and summer, in 15 intermittent streams from southern Portugal.

Streams subjected to human-induced pressure showed high environmental constraints to the fish community, especially during summer, due to high nutrients loads and eutrofication. Water courses with moderate degradation presented higher changes in the environmental conditions, and consequently, a higher instability on the fish assemblages throughout time. Streams with low degradation presented a higher heterogeneity in the habitat patchiness, higher availability of running habitats, higher water transparency, and shaded reaches, associated with a good stream riparian gallery. Those sites showed higher richness and abundance of native species, compared with degraded sites. In contrast, alien species presented higher abundance and dominance in degraded sites.

Stream sites in good conditions showed high stability and persistency of fish communities, especially during summer. The increase of human-induced pressure led to an increase in the instability and loss of integrity in fish assemblages. The stability and integrity of the fish communities depends on the direct and indirect effects of the natural disturbance of the intermittent streams both at inter-annual and seasonal

scale, and also on the antropic pressure to which they are subjected. These results emphasize the high vulnerability of these communities s to degradation and reinforce the need to integrate the temporal scale on the conservation and rehabilitation programs.

Índice

Agradecimentos.....	I
Resumo.....	II
Abstract.....	IV
Índice de Figuras.....	VIII
Índice de Tabelas.....	XI
Capítulo 1 – Introdução.....	1
Capítulo 2 Material e Método	6
2.1 – Área de estudo	7
2.2 – Amostragem.....	10
2.3 – Tratamento de dados e análise estatística.....	14
Capítulo 3 – Resultados.....	20
3.1 – Caracterização ambiental e da pressão antrópica nos locais amostrados.....	21
3.2 – Estrutura e composição dos agrupamentos piscícolas.....	26
3.3 – Estabilidade e persistência dos agrupamentos piscícolas.....	35
3.4 – Influência relativa da pressão antrópica e dos fatores ambientais.....	39

Capitulo 4 – Discussão.....	42
Capitulo 5 – Conclusão.....	49
Capitulo 6 – Referencias bibliográficas.....	51

Índice de Figuras

- Fig. 1 – Mapa da área de estudo com a localização das 15 estações amostradas.....7
- Fig. 2 - Valor médio da precipitação mensal acumulada do ano 2011/12 (P acumulada) e precipitação média acumulada dos últimos 30 anos.....8
- Fig. 3 – Biplot da Análise Discriminante dos locais por nível de degradação em função das variáveis de pressão.....21
- Fig. 4 – Diagrama de ordenação dos locais em função das variáveis ambientais, resultante da Análise de Componentes Principais (ACP). Os locais estão codificados em função do período de amostragem (1-primavera, 2-início verão, 3-fim verão) e do nível de degradação.....25
- Fig. 5 - Abundancia relativa das espécies capturadas de *Barbus bocagei* (bboc), *Barbus* spp. (juvebis) (Bsp), *Barbus steindachneri* (Bstein) *Barbus comizo* (Bcom), *Barbus microcephalus* (Bmic), *Squalius pyrenaicus* (Spir), *Squalius alburnoides* (Salb), *Anaocypris hispânica* (Ahis), *Iberochondrostoma lemmingii* (Chle), *Pseudochondrostoma willkomii* (Chwil), *Cobitis paludica* (Cpal), *Lepomis gibbusos* (Lgib.), *Alburnus alburnos* (Aalb), *Cyprinus carpio* (Ccar), *Carassius auratus* (Caur), *Micropterus salmonoides* (Msal) *Herichtys facetum* (Hfac) e *Gambusia hollbrookii* (Ghol) durante todo o período de amostragem.....26
- Fig. 6 - Proporção relativa das espécies capturadas nos quinze locais na primavera (período 1), início de verão (período 2) e final de Verão (período 3) de *Barbus bocagei* (bboc), *Barbus* spp. (juvenis) (Bsp), *Barbus steindachneri* (Bstein)

Barbus comizo (Bcom), *Barbus microcephalus* (Bmic), *Squalius pyrenaicus* (Spir),
Squalius alburnoides (Salb), *Anaocypris hispânica* (Ahis), *Iberochondrostoma*
lemmingii (Chle), *Pseudochondrostoma willkomii* (Chwil), *Cobitis paludica* (Cpal),
Lepomis gibbosus (Lgib.), *Alburnus alburnus* (Aalb), *Cyprinus carpio* (Ccar), *Carassius*
auratus (Caur), *Micropterus salmonoides* (Msal) *Herichtys facetum* (Hfac) e *Gambusia*
hollbrookii (Ghol).....27

Fig. 7 - Proporção média de espécies exóticas (Dens exóticas%) em locais pouco degradados (1), degradação intermédia (2) e elevada degradação (3).....28

Fig. 8 - Proporção média de espécies nativas (Dens nativas %) em locais pouco degradados (1), degradação intermédia (2) e elevada degradação (3).....29

Fig. 9 - Variação da densidade dos agrupamentos piscícolas em locais com bom estado (Degradação1), locais com degradação intermédia (Degradação 2) e locais medíocres (Degradação 3) durante a primavera (1), início de verão (2) e final de verão (3).....31

Fig. 10 - Proporção média, das espécies bentónicas (Bent.), espécies pelágicas (Pelag.), espécies generalistas (Gen.), espécies limnofílicas (Limn.), espécies reofílicas (Reo), espécies fitofílicas (Fito.), espécies litofílicas, (Lito), espécies insectívoras (Insc.), espécies omnívoras (Omniv.), espécies diadromas (Diadr), espécies potamodromas (Potam.), espécies com longevidade superior a 5 anos (Long.), espécies intolerantes (Intoleran.), espécies tolerantes (tolerant.) e especies com tolerância intermedia (Toleran. Inter.) em locais com bom estado (1), com degradação moderada (2) e medíocres (3) ao longo do período de estudo.....34

Fig. 11 – Diagrama de ordenação dos locais em função da composição piscícola resultante da Análise de Correspondência (AC). Os locais estão codificados em função do período de amostragem (1-primavera, 2- início verão, 3- final verão) e da degradação (Locais com bom estado (▲), moderados (■) e medíocres (●)).....36

Fig. 12 - Valor da Persistência, para os locais com bom estado (1), degradação intermédia (2) e medíocres (3), entre a primavera e o início do verão e o durante o verão.....38

Fig. 13 – Valor da concordância de Kendall para os locais com bom estado (1), degradação intermédia (2) e medíocres (3), entre a primavera e o início do verão e o durante o verão.....39

Fig. 14 -Esquema da partição da variância efetuada com a percentagem de explicação das variáveis ambientais puras (a), das de pressão antrópica puras (p), a interceção entre ambas (c) e a parte não explicada pela análise (I).....40

Fig. 15 - Diagrama de ordenação das espécies em função das variáveis ambientais (em cima) e das variáveis de pressão antrópica (em baixo) resultante da Análise Canónica de Correspondência (ACC).....42

Índice de Tabelas

Tabela I - Características das estações amostradas: as coordenadas geográficas (Coord. Geo.), tipo de rio (Tip.rio), ordem do curso (Ord cur.), área de drenagem (Área dren.) e distância à nascente (Dist. Nas.).....12

Tabela II - Classificação das espécies em função de guildas de habitat: espécies pelagicas (Pelag.), espécies bentónicas (Bent.) e espécies generalistas (Gen.), grau de reofilia (espécies limnofílicas (Limnof.) e espécies reofílicas (Reof.), reprodução (espécies fitofílicas (Fitof.) e espécies Litofílicas (Litof.) e alimentação (espécies insectívoras (Insec.) e espécies omnívoras (Omniv.).....15

Tabela III - Classificação das espécies em função de guildas de migração e ciclo de vida: espécies diadromas (Diadr.) espécies potamodromas (Potamód.) espécies com longevidade superior a 5 anos (Long.), espécies tolerantes (Tol.) espécies intolerantes (Intol.) e espécies com tolerância intermédia (Tol.interm.) e origem, espécies nativas (nat.) e espécies exóticas (exot.).....16

Tabela IV- Caracterização dos locais amostrados e função dos diferentes tipos de pressão: uso de solo, área urbana (Área urb.), zona riparia (Zona rip.), carga de sedimentos (Carga sedim.), regime hidrologico (Reg. hidrol.), Acidificação e toxicidade (Acidif. Toxic.), condição morfológica (Cond. morf.), contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes (Cont. org.), presença de massas de águas lentas artificiais (M. ág. lânt.) e conectividade do curso (Conect.), e a pressão total (Total) e o nível de degradação (Nível de deg.). Na variável Contaminação Orgânica apresentam-se valores relativos a cada período de amostragem (primavera/ início verão/ fim de verão), assim como para a Pressão Total.....23

Tabela V – Valores de Riqueza específica (S), riqueza específica para as espécies nativas (S nat.), diversidade específica /H') equitabilidade (E), densidade para todo o agrupamento piscícola (Dens Total) e percentagem de espécies exóticas (Exót%) para todos os locais com o nível de degradação (Deg.). apresentando valores relativos a cada período de amostragem (primavera/ início verão/ fim de verão)30

Tabela VI – Índice de dispersão dos agrupamentos piscícolas durante o período de estudo em locais com bom estado (D1), locais com degradação intermédia (D2) e locais medíocres (D 3).....35

Capitulo 1- Introdução

Na Península Ibérica, a maioria dos rios enfrentam condições ambientais que decorrem da influência do clima Mediterrâneo (Gasith & Resh, 1999). Estes ecossistemas são intrinsecamente caracterizados pela previsibilidade de eventos sazonais, os quais variam muito em intensidade, periodicidade e frequência associado aos padrões de precipitação e temperatura (Ferreira *et al.*, 2007, Pinto; *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2009, 2012). Especialmente nos rios temporários ou intermitentes, a elevada variabilidade hidrológica tem implicações importantes nas condições ambientais ao nível físico e químico e determina as formas e ciclos de vida dos organismos aquáticos, bem como dos processos ecológicos (Vidal-Abarca *et al.*, 1992; Gasith & Resh, 1999; Martínez-Capel *et al.*, 2000; Morais *et al.*, 2002; Magalhães *et al.*, 2002a; Magalhães *et al.*, 2007; Matono *et al.*, 2012). Os rios intermitentes, sobretudo os de pequena e média dimensão, localizados nas cabeceiras, apresentam-se secos ou reduzidos a pegos, durante três ou mais meses no verão, acarretando a perda de habitats e conectividade na rede hídrica. Durante este período, as comunidades piscícolas enfrentam condições ambientais extremas, exibindo elevada vulneráveis a vários fatores de pressão (Almaça, 1995; Gasith & Resh, 1999; Collares-Pereira *et al.*, 2000; Magalhães *et al.*, 2002a; Ilhéu, 2004; Pinto *et al.*, 2008).

As condições ambientais dos rios determinam a estrutura e composição dos agrupamentos piscícolas assim como a condição física das populações mediada por alterações na qualidade da água e do habitat e a diversidade e dinâmica trófica (Grossman *et al.*, 1990; Scott & Hall; 1997; Taylor, 1997; Magoulick, 2000; Pusey & Arthington 2003; Morán-López *et al.*, 2006; Magalhães *et al.*, 2007). A maioria dos peixes endémicos de rios intermitentes encontram-se bem adaptados às condições severas do período seco (Almaça, 1995; Magalhães *et al.*, 2002b; Ilhéu, 2004). No entanto, vulnerabilidade das espécies aumenta exponencialmente quando à perturbação

natural se adiciona a pressão antropogénica, nomeadamente associada a má qualidade da água e introdução de espécies exóticas (Collares-Pereira *et al.*, 2000; Ferreira *et al.*, 2007; Magalhães *et al.*, 2002b, 2007; Ribeiro & Leunda, 2012). Os locais com maiores extensões preservadas potencialmente detêm mais espécies nativas (Corbacho & Sánchez, 2001).

A introdução de espécies exóticas é atualmente um dos principais fatores de declínio das espécies nativas (Corbacho & Sánchez, 2001; Ribeiro & Leunda, 2012). Para além da predação e competição pelos recursos, acarretam problemas como a hibridização e transmissão de doenças. A proliferação de espécies não nativas pode ainda conduzir à alteração da estrutura dos habitats e do funcionamento dos ecossistemas, nomeadamente ao nível trófico, promovendo a eutrofização dos sistemas (ver Ribeiro & Leunda, 2012).

Os cursos de água do tipo mediterrâneo da Península Ibérica, são um exemplo ilustrativo do impacto da forte pressão antrópica sobre as comunidades piscícolas nativas (Godinho & Ferreira, 2000; Magalhães *et al.*, 2007; Matono *et al.*, 2012). O aumento populacional nas regiões de clima Mediterrâneo resultou na intensificação da competição por água entre os diferentes usuários (e.g. consumo agrícola, doméstico, industrial, funcionamento dos ecossistemas dos). As perturbações antropogénicas nos cursos de águas, como por exemplo a drenagem e captação de água, a regularização dos cursos, ou ainda a contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes resultantes da atividade agrícola, são muitas vezes permanentes e tendem a serem amplificadas com o impacto das áreas urbanas (Ferreira *et al.*, 2007; Pinto, *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2009; Stoate *et al.* 2009; Grantham *et al.*, 2010).

Com a Directiva Quadro da Água – DQA (European Commission, 2000), a Comunidade Europeia estabelece um novo modelo de gestão da água, por bacia hidrográfica, e dá prioridade ao estatuto ecológico. O bom estado ecológico dos cursos é definido em termos da qualidade da comunidade biológica, características hidrológicas e químicas. A DQA exige modificações nas práticas agrícolas através de códigos de boas práticas, esperando-se assim uma redução na concentração de nitratos e na contaminação por pesticidas, assim como menor impacto da captação de água entre outros (Morais *et al.*, 2002; Pinto *et al.*, 2008; Rodríguez-Rodríguez & Benavente, 2008; Stoate *et al.*, 2009; Maceda-Veiga & Sostoa, 2011). A ictiofauna enquanto elemento biológico de avaliação do estado ecológico, apresenta vantagens nomeadamente por apresentar maior longevidade, em comparação com outros elementos biológicos da DQA, o que lhes permite integrar melhor os impactos antrópicos a longo prazo (Griffiths, 2006; Maceda-Veiga & Sostoa, 2011)

As alterações climáticas podem agravar as condições de estio dos nos cursos de água intermitentes, com implicações na disponibilidade e da água devido ao aumento de temperatura e às variações no padrão regional da precipitação, com eventos de precipitação mais concentrados e intensos e com uma maior suscetibilidade a períodos de seca (Hall *et al.*, 2008). Este cenário agrava o problema da competição por este recurso, pois trata-se um dos principais fatores de suporte das populações humanas (Kolkwitz & Marsson, 1908).

Nos cursos intermitentes de tipo Mediterrânico, a estação de estio corresponde a um dos períodos mais críticos para o biota aquático e em particular para a fauna piscícola, devido sobretudo à elevada redução de habitat, em termos de área e de complexidade (Capone & Kushlan, 1991; Taylor, 1997; Gasith & Resh, 1999; Ilhéu,

2004; Moran-Lopez *et al.*, 2006) assim como ao constrangimento natural das condições físico-químicas (Ilhéu, 2004; Lillebø *et al.*, 2007), agravadas muitas vezes pela pressão antrópica (Gasith & Resh, 1999; Ferreira *et al.*, 2007; Stoate *et al.*, 2009; Grantham *et al.*, 2010).

Em pegos estivais, as variações diárias na concentração de oxigénio dissolvido são frequentemente elevadas, podendo ser letal para um grande número de espécies aquáticas (Alabaster & Lloyd, 1980; Ilhéu, 2004). Além da grande amplitude diária no nível de oxigénio, as situações de hipoxia também são frequentes, conduzindo a cenários de mortandade (Pers. obs.; Gasith & Resh, 1999; Diaz, 2001). Os fenómenos de mortalidade estival devido a fatores físico-químicos tendem a acentuar-se em pegos com elevado grau de eutrofização, resultante da elevada contaminação orgânica-nutrientes provocada pelas atividades humanas (Ilhéu, 2004).

A elevada dinâmica dos cursos intermitentes determina o comportamento reprodutivo, migração e estratégia de vida das espécies endémicas (Collares-Pereira *et al.*, 1996; Gasith & Resh, 1999; Lucas, 1999; Magalhães *et al.*, 2007). No entanto prevê-se que a estabilidade e persistência destas comunidades sejam determinadas pela perturbação natural destes cursos de água assim como pelo agravamento das condições ambientais devido à pressão antrópica.

Neste sentido o objetivo deste trabalho consistiu em estudar o efeito da pressão antrópica na estabilidade e persistência intra-anual (primavera-verão) dos agrupamentos piscícolas em rios intermitentes do Sul de Portugal.

Capítulo 2 – Material e Método

2.1- Área de estudo

O estudo foi efetuado em 15 troços de cursos de água localizados no sul de Portugal, nas bacias hidrográficas do Guadiana e do Sado (Fig. 1).



Fig. 1- Mapa da área de estudo com a localização das 15 estações amostradas.

A orografia da região é dominada pela cadeia montanhosa de São Mamede (1025 metros de altitude) e as elevações de Ossa (653 metros de altitude). O clima é tipicamente Mediterrâneo, com 80% do período húmido a ocorrer entre Outubro e Março e um período de seca entre Julho e Setembro (Miranda *et al.* 2002). As regiões Mediterrânicas estão envoltas, naturalmente, num défice hídrico, onde as perdas anuais por evapotranspiração são maiores que a entrada por parte da precipitação. A temperatura média, na região, é 16°C (INAG 2008). O padrão de precipitação deste tipo de clima é conjeturável (Gasith & Resh 1999). A área húmida, nesta região, encontram-

se em S. Mamede (1000mm) no entanto também encontram-se áreas com um baixo nível de precipitação (<400mm). A precipitação média anual decresce em direção a sul e ao interior da região.

O ano em estudo apresentou-se um padrão de precipitação relativamente regular com uma primavera húmida e um verão seco com um com valores precipitação anormalmente elevados em Julho (SNIRH, 2011) (Fig. 2).

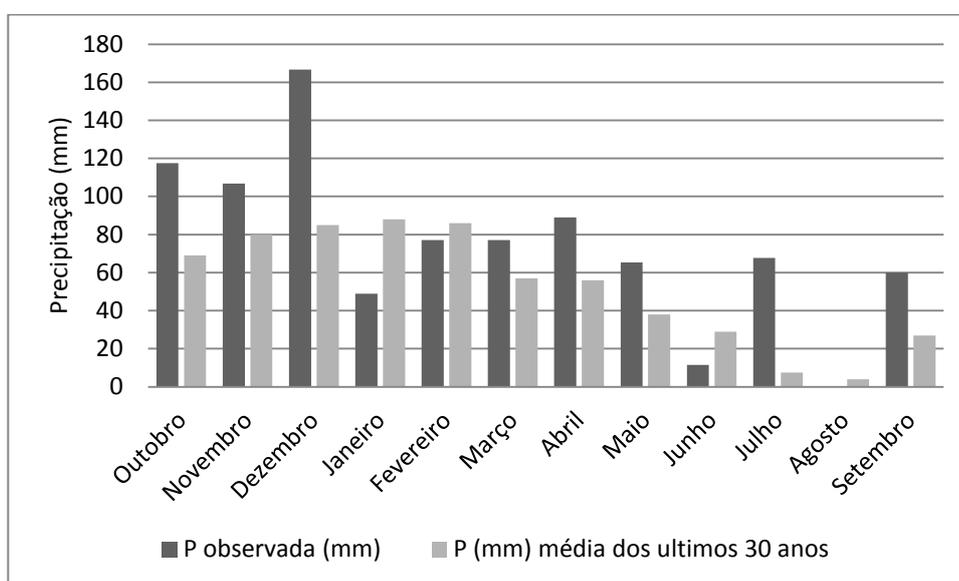


Fig. 2 – Precipitação mensal observada em ano 2010/11 (P observada) e precipitação média mensal dos últimos 30 anos na bacia do Guadiana.

O escoamento, nestas regiões, é altamente dependente da época das chuvas, com grandes cheias a ocorrerem no Inverno, e período de secas a prevalecerem no Verão. O período de seca acentua-se mais para o interior da região. Na bacia do Guadiana encontra-se encaixada a Barragem de Alqueva, com o início das inundações a iniciaram-se em 2002.

O armazenamento de água em albufeiras nos vários sistemas hídricos diminui a dependência do regime natural da água. Estas importantes e essenciais reservas de água para abastecimento público e industrial, produção de energia elétrica, irrigação, recreio

e lazer, são também, muitas vezes, o meio recetor de efluentes domésticos e industriais e ainda, das escorrências dos solos agrícolas e florestais. A necessidade de água da região para sistemas de rega são cerca de 165,6 hm³, onde 59% refere-se a regadios individuais e 41% a regadios coletivos (INAG, 2004) Há uma concentração e incremento, nesta região, de suiniculturas, lagares de azeite ou outras atividades agro-indústrias ou de pecuárias acarretando grandes níveis de poluição (ENEAPAI, 2007). Apenas 215 dos 606 dos sistemas agro-indústrias ou de pecuárias encontram-se ligados a sistemas de águas residuais, ou seja, existe uma enorme quantidade de afluentes, provenientes destas indústrias que vão diretamente para os sistemas aquáticos (INAG, 1999). A afluência excessiva de nutrientes, materiais sólidos e matéria orgânica, conduz à deterioração da qualidade da água. Este registo juntamente com o baixo escoamento e temperaturas elevadas, principalmente no período estio, poderá dar origem a uma situação com fortes sinais de eutrofização e poluição (INAG, 1999; Matono *et al.* 2009).

A fauna piscícola que domina, a área de estudo, pertence à família *Cyprinidae*. A maioria das espécies presentes é endémica da Península Ibérica, sendo o Escalo (*Squalius alburnoides*, Steindachner) a dominante. No entanto também se encontram frequentemente algumas espécies exóticas com carácter invasivo, como por exemplo, a Perca-sol (*Lepomis gibbosus*, L.) (Fig. 2) e a Gambusia (*Gambusia holbrooki*, Girard) (Almaça, 1995; Bernardo, *et al.*, 2003; Ilhéu, 2004; Cabral *et al.*, 2005; Benejam, 2008). A área encontra-se a espécie endémica, saramugo (*Anaocypris hispânica*, Steindachner) que apresenta estatuto de criticamente em perigo (Collares-Perreira, *et al.*, 2000; Cabral *et al.*, 2005).

Nesta região junto aos cursos é comum encontrar-se predadores de várias ordens, como por exemplo o guarda-rios (*Alcedo atthis*) e a cobra-de-colar (*Natrix*

natrix). Muitas vezes a presença de algumas dos predadores é identificada apenas por vestígios, como dejetos ou pegadas, como é o caso da lontra (*Lutra lutra*).

2.2 - Amostragem

A rede de estações contemplou um total de 15 troços de rio; quatro situados no rio Degebe (sector intermédio da bacia do rio Guadiana), quatro no rio Caia (sector superior da bacia do rio Guadiana), dois no rio Ardila (situado no sector medio da bacia do Guadiana), um no rio Vascão (situado no sector inferior do rio Guadiana) e por ultimo um troço da Ribeira de Alcaçovas situado na bacia do rio Sado (Fig. 1, Tabela I).

Os conjuntos de pontos amostrados enquadram-se os tipos de rios S1 e S2 (INAG, 2008) do sul de Portugal (Tabela I); quatro estações apresentam maior altitude com a tipologia S2 e com as menores dimensões de bacia. O local com maior dimensão de bacia é Santo Amador, que detém a ordem 4 no curso, juntamente com o Albardão. Existe apenas um local com ordem 3 (Rib. da Azambuja), e os restantes locais apresentam ordem de curso de 1 e 2. Os locais com maior distância à nascente são Vascão Jusante e Montante. (Tabela I).

O período de amostragem decorreu entre o início da primavera e o fim do verão de 2011, em três períodos: primavera, início do verão e final do verão. A amostragem da ictiofauna foi efetuada com recurso a pesca elétrica seguindo o protocolo da Diretiva Quadro da Água (INAG, 2008) que está de acordo com a norma CEN (2003). Todos os indivíduos capturados foram medidos, identificados até a espécie e imediatamente devolvidos vivos ao curso de água. Este tipo de amostragem é o mais adequado por ser mais eficiente e menos seletivo em cursos de água de tipo

Mediterrânico (Magalhães *et al.*, 2007). As capturas foram quantificadas em termos de densidade (número de indivíduos/100 m²).

A caracterização ambiental dos locais amostrados foi baseada em variáveis regionais e locais. As variáveis regionais foram obtidas com recurso a cartografia digital de acesso livre, especificamente as variáveis topográficas foram obtidas a partir do Modelo Digital de Elevação, com uma resolução de células de 90 metros (CGIAR-CSI, 2005) com recurso a ArcMap 9.1. As variáveis regionais incluíram a área de drenagem da bacia (km²), distância à nascente (km), altitude (m), escoamento médio anual (mm), temperatura média anual (°C) e pluviosidade média anual (mm). As variáveis pluviosidade, temperatura e escoamento foram obtidos a partir de série de 30 anos de dados.

As variáveis locais foram obtidas *in situ* durante a amostragem, incluíam temperatura da água (°C) temperatura do ar (°C), condutividade (μS.cm⁻¹), pH, concentração de oxigénio dissolvido (mg.L⁻¹ e % saturação), largura média do troço (m), profundidade média da água, velocidade da corrente média e máxima (m.s⁻¹), substrato dominante (adotando a escala Wentworth – (Giller & Malmqvist, 1998): 1- vasa; 2- areia; 3- cascalho; 4- pedras; 5- blocos e lajes, tipo de vegetação aquática (% hidrófitas, helófitas e briófitas), disponibilidade de detritos (%), ensombramento (%) e proporção dos vários tipos de meso-habitat (*pool*, *riffle* e *run*). O comprimento do troço amostrado foi definido como 20 vezes a largura média do curso, num máximo de 150 m.

Tabela I – Características das estações amostradas: coordenadas geográficas (Coord. Geo.), tipo de rio (Tip.rio), ordem do curso (Ord curs.), área de drenagem (Área dren.) e distância à nascente (Dist. nas.)

Local	Código	Curso de água	Coord. Geo.		Tip. rio	Ord curs.	Área dren (km ²)	Dist. nas (m)
Albardão	Alb	Rio Degebe	38°27'22"N	7°40'41"W	S1>10 0	4	548,1	43000,0
Alegrete	Alg	Rib. Arronches	39°15'11"N	7°18'21"W	S2	1	10,2	9287,2
Assumar	Ass	Rio Caia	39°08'45"N	7°20'03"W	S2	2	47,2	24000,0
Cabroeira de Baixo	Cbx	Rio Xévora	39°16'10"N	7°14'36"W	S2	1	30,6	13426,8
Garraia	Garr	Rio Degebe	38°37'09"N	7°52'07"W	S1<10 0	1	60,0	12000,0
Moinho Mestras Baixo	MMBx	Rio Degebe	38°29'16"N	7°41'42"W	S1>10 0	4	493,1	38000,0
Mosteiros jusante	Mos	Rib. Arronches	39°11'51"N	7°17'19"W	S2	2	46,4	19286,6
Murtigão	Mur	Rib. Murtigão	38°05'27"N	7°05'45"W	S1<10 0	2	112,4	18833,1
Ponte dos Galos	Galo	Rib. Alcaçovas	38°26'23"N	8°06'43"W	S1>10 0	2	286,5	34354,6
Rib. da Azambuja	Azb	Rib. de Azambuja	38°25'22"N	7°41'59"W	S1>10 0	3	192,9	28001,9
Rib. da Pecena	Pec	Rib. de Pecena	38°24'29"N	7°42'39"W	S1<10 0	1	98,5	7000,0
Safara	Saf	Rib. Safara	38°07'19"N	7°13'02"W	S1<10 0	2	99,6	33072,8
Santo Amador	StAm	Rio Ardila	38°08'54"N	7°15'55"W	S1>10 0	4	2755,0	8240,5
Vascão montante	Vmont	Rio Vascão	37°21'59"N	7°59'37"W	Ss1>1 00	2,0	107,7	18712,0
Vascão jusante	Vjus	Rio Vascão	37°29'51"N	7°41'59"W	S1>10 0	2	408,8	97271,3

O nível de perturbação foi avaliado com base no somatório de 10 variáveis de pressão humana local (CIS-WFD, 2003; Fame, 2004): uso de solo, área urbana, zona riparia, conectividade do curso, carga de sedimento, regime hidrológico, presença de massas de águas lânticas artificiais, condição morfológica, toxicidade e acidificação, e

contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes. Cada uma das variáveis foi classificada de 1 (ausência de perturbação ou negligenciável) a 5 (muito perturbado) com base numa avaliação pericial. Complementarmente, foi também analisado um conjunto de parâmetros físico-químicos, por forma a avaliar mais rigorosamente as pressões ao nível da qualidade da água (contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes): temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) pH, oxigénio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), ortofosfatos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitritos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitratos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), amónia ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sólidos totais em suspensão (SST, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), carência bioquímica em oxigénio (CBO5, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), concentração de clorofila a e feopigmentos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e turvação (disco de secchi).

As estações de amostragem foram agrupadas previamente de acordo com o nível global de perturbação antropogénica, tendo-se considerado em estado excelente, estações cujo somatório das variáveis de pressão fosse inferior ou igual a 12, bom estado de 13 a 19, estado moderado de 20 a 26, estado medíocre de 26 a 33, e mau estado a partir de 34. Os cortes efetuados foram feitos com base na divisão do gradiente de pressão em quartis, a partir do limite de referência (12 valores).

2.3 - Tratamento de dados e análise estatística

Os agrupamentos piscícolas, considerando as várias estações e períodos de amostragem, foram caracterizados com base na composição específica e ainda riqueza (S) e diversidade específica (H, índice de Shannon-Winner, 1963) e equitabilidade (Lloyd & Ghelardi 1964). A análise da estrutura dos agrupamentos foi ainda analisada com base na relação entre a riqueza, abundância e proporção entre espécies nativas e não-nativas.

Tabela II - Classificação das espécies em função de guildas de habitat: espécies pelagicas (Pelag.), espécies bentónicas (Bent.) e espécies generalistas (Gen.), grau de reofilia (espécies limnofílicas (Limno) e espécies reofílicas (Reof.), reprodução (espécies fitofílicas (Fitof) e espécies Litofílicas (Litof) e alimentação (espécies insectívoras (Insec.) e espécies omnívoras (Omniv.)

Espécies	Nível no habitat			Grau de reofilia		Reprodução		Alimentação	
	Pelag	Bent.	Gen.	Limno	Reof.	Fitof.	Litof.	Insec	Omniv
<i>Barbus spp.</i> (juvenis)	•	•	•	•			•		•
<i>Barbus microcephalus</i> (Almaça)		•		•			•		•
<i>Barbus steindachneri</i> (Almaça)	•			•			•		•
<i>Barbus comizo</i> (Steindachner)	•			•			•		•
<i>Barbus bocagei</i> (Steindachner)		•		•			•		•
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i> (Steindachner)	•			•			•		•
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i> (Steindachner)		•			•		•		•
<i>Cobitis paludica</i> (De Buen)		•		•				•	
<i>Anaecypris hispânica</i>	•			•					
<i>Squalius alburnoides</i> (Steindachner)			•		•		•	•	
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther)	•		•		•		•		
<i>Carassius auratus</i> (L.)		•		•					•
<i>Cyprinus carpio</i> (L.)		•		•		•			•
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girald)	•			•				•	
<i>Herichthys facetum</i> (Jenyns)	•			•				•	
<i>Micropterus salmonoides</i> (Lacepédé)				•					•
<i>Lepomis gibbosus</i> (L.)	•			•				•	
<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	•								•

Para além da informação taxonómica, foram também consideradas guildas relativas a habitat, grau de reofilia, reprodução, alimentação, migração, ciclo de vida e longevidade, tolerância e nível trófico (Tabela II e III). Esta abordagem simplifica a análise da comunidade, ao fornecer uma unidade operacional entre cada espécie e a comunidade no seu todo (e.g. Austen et al., 1994). As espécies foram classificadas com

base na informação disponível na literatura científica (Fame, 2004; Ilhéu, 2004; Cabral *et al.*, 2005; Holzer, 2008; Matono *et al.* 2012).

Tabela III - Classificação das espécies em função de guildas de migração e ciclo de vida: espécies diadromas (Diadr.) espécies potamodromas (Potamód.) espécies com longevidade superior a 5 anos (Long.), tolerância (espécies tolerantes (Tol.) espécies intolerantes (Intol.) e espécies com tolerância intermédia (Tol. inter.) e origem, (espécies nativas (Nat.) e espécies exóticas (Exot.)

Espécies	Migração e Ciclo de vida			Tolerância			Origem	
	Diadr.	Potamód	Long.	Intol.	Tol	Tol. Inter.	Exot.	Nat.
<i>Barbus spp.</i> (juvenis)		•	•			•		•
<i>Barbus microcephalus</i> (Almaça)		•	•			•		•
<i>Barbus steindachneri</i> (Almaça)		•	•			•		•
<i>Barbus comizo</i> (Steindachner)		•	•			•		•
<i>Barbus bocagei</i> (Steindachner)		•			•			•
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i> (Steindachner)					•			•
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i> (Steindachner)		•	•			•		•
<i>Cobitis paludica</i> (De Buen)					•			•
<i>Anaecypris hispânica</i>				•				•
<i>Squalius alburnoides</i> (Steindachner)						•		•
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther)						•		•
<i>Carassius auratus</i> (L.)			•		•		•	
<i>Cyprinus carpio</i> (L.)			•		•		•	
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girald)					•		•	
<i>Herichthys facetum</i> (Jenyns)					•		•	
<i>Micropterus salmonoides</i> (Lacepédé)			•			•	•	
<i>Lepomis gibbosus</i> (L.)						•	•	
<i>Alburnus alburnus</i> (L.)					•		•	

A Análise Discriminante Múltipla (ADM) foi utilizada para validar a classificação prévia dos locais de amostragem, considerando as variáveis de pressão humana, os parâmetros físico-químicos e a concentração de nutrientes da água. Não foram incluídas variáveis muito correlacionadas (coeficiente de correlação de Spearman $> 0,75$, $P < 0,05$), para evitar problemas de colinearidade.

A análise dos dados biológicos foi realizada não só em termos taxonômicos, mas também considerando o conjunto de métricas estruturais e funcionais.

Para avaliar a estabilidade dos agrupamentos piscícolas entre os períodos de amostragem por um lado, e os três níveis de degradação por outro, calculou-se a persistência (P) (Magalhães *et al.*, 2007) e o coeficiente de concordância de Kendall. A persistência é quantificada como o inverso da taxa de substituição das espécies (T), $[P = 1 - T]$. Segundo Oberdorff (2001), Eby (2003) e Magalhães (2007), esta taxa é definida por $[T = (C + E)/(S1 + S2)]$ onde *C* e *E* são o número de espécies que, respectivamente, coloniza e se extingue entre duas ocasiões de amostragem, e *S1* e *S2* são o valor de riqueza específica em cada momento. A Persistência varia entre 0 e 1, correspondendo 0 a uma persistência é nula e 1 a uma persistência é elevada (Magalhães *et al.*, 2007). O coeficiente de concordância de Kendall pondera não só a ocorrência, mas também a abundância das espécies (Grossman *et al.*, 1990). O valor do coeficiente varia entre 0 e 1, no sentido da semelhança entre períodos de amostragem. As espécies com reduzida frequência de ocorrência não foram consideradas para o cálculo deste coeficiente, pois poderiam influenciar o resultado da análise (Grossman *et al.* 1990).

Adicionalmente, efetuou-se uma análise de correspondência (AC) dos locais/períodos de amostragem com base na composição piscícola, relacionando-os com as espécies piscícolas (ter Braak, 1998). Esta análise permitiu ainda explorar a alteração

dos agrupamentos piscícolas ao longo dos períodos de amostragem em cada local e comparar as alterações entre locais com diferentes níveis de perturbação humana.

A Anova Permutacional Multivariada (Permanova) (Anderson, 2001) foi usada para testar a significância das alterações temporais dos agrupamentos piscícolas como resultado da pressão antropogénica, assim como o efeito da mesma nos diferentes períodos de amostragem. No primeiro caso foi utilizado o volume de água disponível como covariável. No segundo caso foi utilizada a área de drenagem como covariável. O Índice de Dispersão Multivariada (MVD_{Disp}) foi também calculado para cada período e nível de degradação, considerando a hipótese de maiores perturbações (naturais e/ou antropogénicas) resultarem numa maior variabilidade e dispersão na estrutura e funcionalidade dos agrupamentos piscícolas (Clarke & Warwick, 1994).

Por último, quantificou-se a influência relativa da pressão humana e dos fatores ambientais puros na variabilidade sazonal da composição dos agrupamentos piscícolas, realizando uma partição da variância através de uma Análise Canónica de Correspondência (ACC) (Jongman *et al.*, 1987). Esta análise foi escolhida após realização de uma Análise de Correspondência Discriminante (ACD) para obter o comprimento do gradiente associado à variabilidade da composição piscícola (neste caso superior a 3 unidades de desvio-padrão). (ter Braak & Smilauer, 1998). As variáveis foram seleccionadas segundo o método *Forward stepwise*. A significância foi avaliada com o teste de Monte-Carlo, para 999 permutações. Foram realizados quatro Análise Canónica de Correspondência (ACC) entre cada variável de resposta e os conjuntos de variáveis explicativas exploratórias - ambientais (A) e de pressão antrópica (P). As variáveis ambientais puras foram a área de drenagem da bacia, altitude, escoamento médio anual, temperatura da água, temperatura do ar, pH, concentração de oxigénio dissolvido, largura média do troço, profundidade média da água, velocidade da

corrente media, substrato dominante, percentagem de detritos, grau de ensombramento e proporção dos vários tipos de meso-habitat). As variáveis de pressão antrópica foram o uso de solo, área urbana, zona riparia, conectividade do curso, carga de sedimento, regime hidrológico, presença de massas de águas lânticas artificiais, condição morfológica, contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes, ortofosfatos (mg.L^{-1}), nitritos (mg.L^{-1}), nitratos (mg.L^{-1}), amonia (mg.L^{-1}), sólidos totais em suspensão (SST, mg.L^{-1}). Não foram incluídas na análise variáveis muito correlacionadas (coeficiente de correlação de Spearman $> 0,75$, $P < 0,05$), no sentido de evitar problemas de colinearidade. O efeito de cada fração foi calculada para quatro componentes: o efeito puro das variáveis ambientais s (a), o efeito puro da pressão antrópica (p), o efeito da combinação de ambos os fatores (c). e variância não explicada pelas variáveis independentes incluídas na análise (I). As frações de variação foram calculados de acordo com três conjuntos de equações (Anderson & Cribble 1998), onde:

$$a= 1- P$$

$$p=1- A$$

$$c= A - a \text{ ou } P - p$$

As análises foram efetuadas com recurso aos softwares estatísticos SPSS 20, Statistica 6.0, PRIMER 6, CANOCO 4.5. e BRODGAR 2.6. Sempre que necessário os dados foram transformados.

Capitulo 3 - Resultados

3.1 - Caracterização ambiental e da pressão antrópica nos locais amostrados

Com base na análise discriminante múltipla (ADM), os locais de estudo foram re-classificados em função da pressão antrópica da amostragem de Primavera em três grupos (a partir de 5) correspondentes aos vários estados de degradação: bom estado (nível 1- ausência perceptível de degradação); estado de moderado (nível 2- degradação moderada); estado medíocre (nível 3 - elevada degradação). A discriminação dos locais pelos 3 níveis de degradação obteve 100% de boa classificação dos mesmos (Fig. 3).

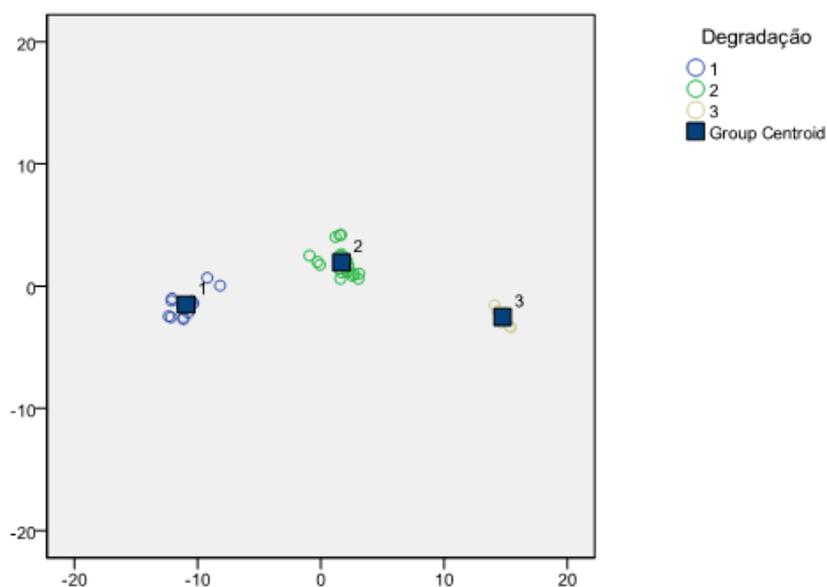


Fig. 3 - Biplot da Análise Discriminante dos locais por nível de degradação em função das variáveis de pressão.

Na classificação resultante da MDA, obtiveram-se 5 locais com baixo nível de degradação (bom estado), 7 com degradação moderada e 3 em estado medíocre, com elevado nível de degradação (Tabela IV). Os locais em bom estado apresentaram scores nas variáveis de pressão entre 1 e 2, e excepcionalmente 3 em apenas das variáveis, enquanto os restantes grupos distinguiram sobretudo com base no valor da pressão total.

Não se registou qualquer pressão de acidificação e toxicidade em nenhum local e de forma geral as pressões dominantes e com maior expressão foram ao nível da contaminação orgânica e enriquecimento em nutrientes, carga de sedimentos, zona ripária e usos de solo (Tabela IV). Todas as variáveis de pressão mantiveram constantes os respetivos valores ao longo do período de estudo, há exceção da contaminação orgânica, a qual registou um incremento de valor entre a primavera e o verão, em 60% dos locais. Nos locais em bom estado, o aumento da contaminação orgânica observou-se apenas no final do verão, enquanto nos locais mais degradados este aumento registou-se entre a primavera e o início do verão, tendo-se num dos locais (Assumar, Rio Caia) observado um aumento do nível de pressão entre os todos períodos amostrados (Tabela IV).

Tabela IV - Caracterização dos locais amostrados em função dos diferentes tipos de pressão: uso de solo, área urbana (Área urb.), zona riparia (Zona rip.), carga de sedimentos (Carga sedim.), regime hidrologico (Reg. hidrol.), Acidificação e toxicidade (Acidif. Toxic.), condição morfológica (Condi. morf.), contaminação orgânica e enriquecimento de nutrientes (Cont. org.), presença de massas de águas lenticas artificiais (M. ág. lênt.) e conectividade do curso (Conect.), e a pressão total (Total) e o nível de degradação (Nível de deg.). Na variável Contaminação Orgânica apresentam-se valores relativos a cada período de amostragem (primavera/ início verão/ fim de verão), assim como a Pressão Total

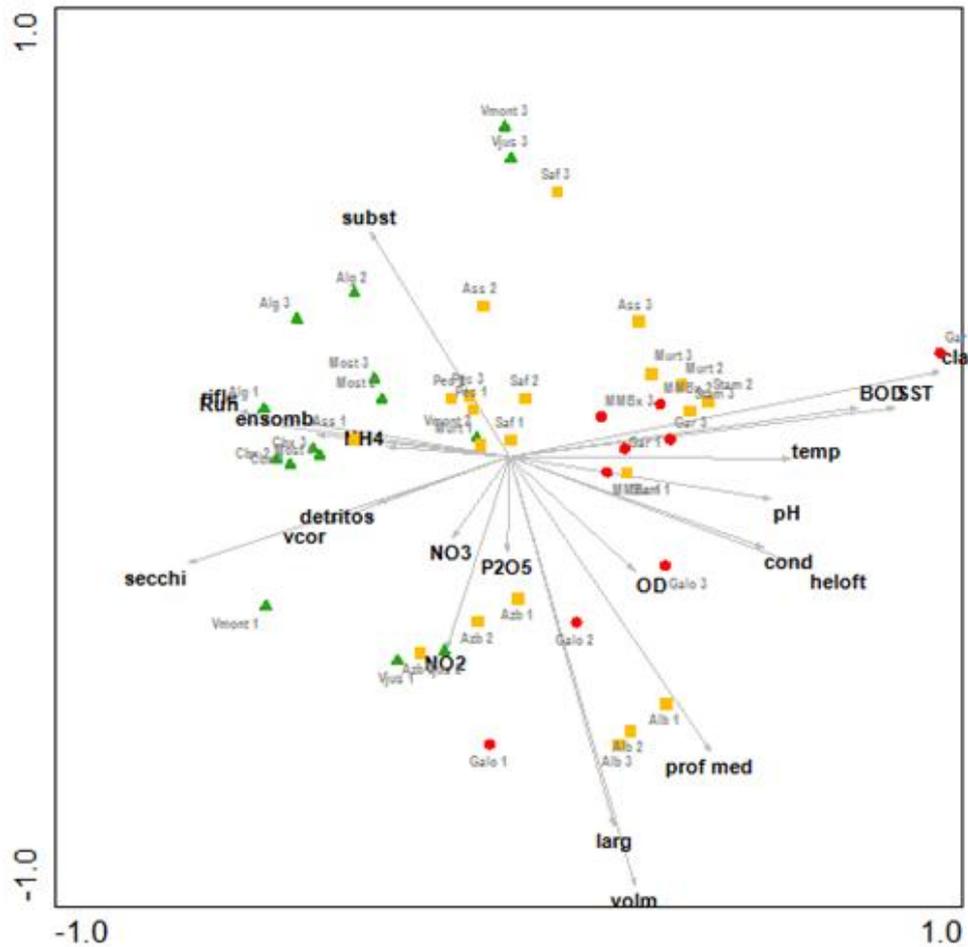
Local	Uso solo	Área urb	Zona rip.	Carga sedim.	Reg. hidrol.	Acidif. Toxic.	Condi. morf.	Cont. org.	M. ág. lênt.	Conect.	Total	Nível de deg.
Alg	2	1	1	2	1	1	1	1/1/1	1	1	12	1
Mos	2	2	1	2	1	1	1	3/3/4	1	1	15/15/16	1
Cbx	4	1	2	1	1	1	1	2	1	1	15	1
V Jus	2	1	2	1	1	1	2	2	1	1	14	1
VMont	3	1	2	2	1	1	1	2//2/3	1	2	15/15/16	1
Mur	3	1	3	2	1	1	2	2//4/4	1	1	18/20/20	2
Alb	3	1	2	4	1	1	1	2	3	1	19	2
Saf	4	1	3	3	1	1	1	3/4/4	1	1	19/20/20	2
Ass	3	1	3	4	1	1	2	2/3/4	1	1	19/20/21	2
StAm	3	1	4	3	1	1	1	3	1	1	20	2
Pec	4	1	3	4	2	1	1	2/4/4	1	1	20	2
Azb	5	1	3	3	2	1	1	4/5/5	2	1	23/24/24	2
Galo	5	1	4	5	1	1	3	4	1	1	26	3
MMbx	4	1	2	3	2	1	3	3/4/4	3	3	25/26/26	3
Garr	5	1	5	5	3	1	4	2/4/4	1	1	28/30	3

Todas as variáveis ambientais locais consideradas foram retidas pela a ACP (Análise de Componentes Principais) (Fig. 4), à exceção daquelas que apresentaram elevada autocorrelação, explicando 71,3% da variância total dos dados ($P < 0,01$). Os fatores de inflação da variância de todas as variáveis selecionadas apresentaram valores inferiores a 20, provando a ausência de problemas de multicolinearidade (Ter Braak, 1990). As variáveis ambientais que mais se correlacionaram o com primeiro eixo da ACP foram a concentração de clorofila a ($r = 0,94$), os sólidos totais em suspensão ($r = -0,86$), a turvação (disco de Secchi) ($-0,71$) e a temperatura ($r = 0,62$). Enquanto o volume de água ($r = -0,95$), a largura média do troço ($r = 0,82$), profundidade média do troço ($r = 0,65$) e o tipo de substrato ($r = 0,50$) foram as variáveis mais que se correlacionaram com o segundo eixo.

O primeiro eixo (48,5% da variação) foi definido pelo gradiente de degradação e opõe locais em bom estado (nível 1) associados a habitats com corrente e ensombramento e conseqüentemente menor temperatura assim como elevada transparência (disco Secchi) a locais com moderada e elevada degradação (nível 2 e 3) associados a parâmetros indicadores de eutrofização, como elevada concentração de clorofila, carga de sólidos suspensos, condutividade e CBO5. O segundo eixo (22,87% da variação) foi definido sobretudo pela dimensão dos troços e disponibilidade de água assim como pelo tipo de substrato, permitindo evidenciar uma associação dos locais amostrados no verão com menor volume e profundidade de água (Fig.4). Elevadas concentrações de oxigênio dissolvido surgiram associadas a locais com moderada e elevada degradação devido à sua relação com os cenários de eutrofização, o mesmo se verificando com os valores de pH.

Os locais com degradação moderada demonstraram uma grande dispersão ao longo do segundo eixo (Fig. 4), devido à grande heterogeneidade deste grupo, embora

tenham sido ordenados sobretudo em função da largura do troço, volume da massa de água e respetiva profundidade média.



Variáveis de pressão antrópica e ambientais



Locais amostrados

▲ Degradação 1 ■ Degradação 2 ● Degradação 3

Fig. 4. Diagrama de ordenação dos locais em função das variáveis ambientais, resultante da Análise de Componentes Principais (ACP). Os locais estão codificados em função do período de amostragem (1-primavera, 2-início verão, 3-fim verão) e do nível de degradação.

3.2 – Estrutura e composição dos agrupamentos piscícolas

De forma global, a espécie mais abundante durante a amostragem foi *Squalius alburnoides*, seguida de *Lepomis gibbosus* e *Barbus juvenis* (Figs. 5 e 6). *Gambusia holbrookii* apresentou também elevada abundância e frequência de ocorrência. As espécies com menor abundância e representatividade, no geral, foram a nativa *Anaocypris hispânica* e a exótica *Herichthys facetum*.

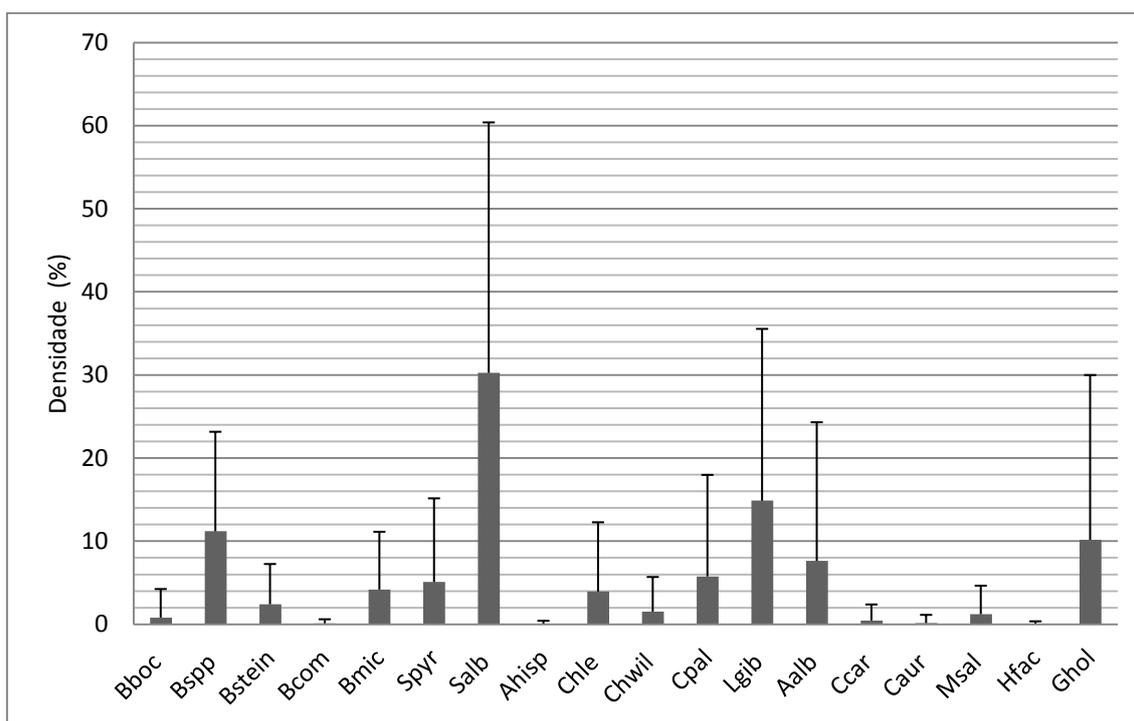


Fig. 5 Abundância relativa das espécies capturadas *Barbus bocagei* (bboc), *Barbus* spp. (juvebis) (Bspp), *Barbus steindachneri* (Bstein) *Barbus comizo* (Bcom), *Barbus microcephalus* (Bmic), *Squalius pyrenaicus* (Spyr), *Squalius alburnoides* (Salb), *Anaocypris hispânica* (Ahisp), *Iberochondrostoma lemmingii* (Chle), *Pseudochondrostoma willkomii* (Chwil), *Cobitis paludica* (Cpal), *Lepomis gibbosus* (Lgib.), *Alburnus alburnus* (Aalb), *Cyprinus carpio* (Ccar), *Carassius auratus* (Caur), *Micropterus salmonoides* (Msal) *Herichthys facetum* (Hfac) e *Gambusia holbrookii* (Ghol) durante todo o período de amostragem.

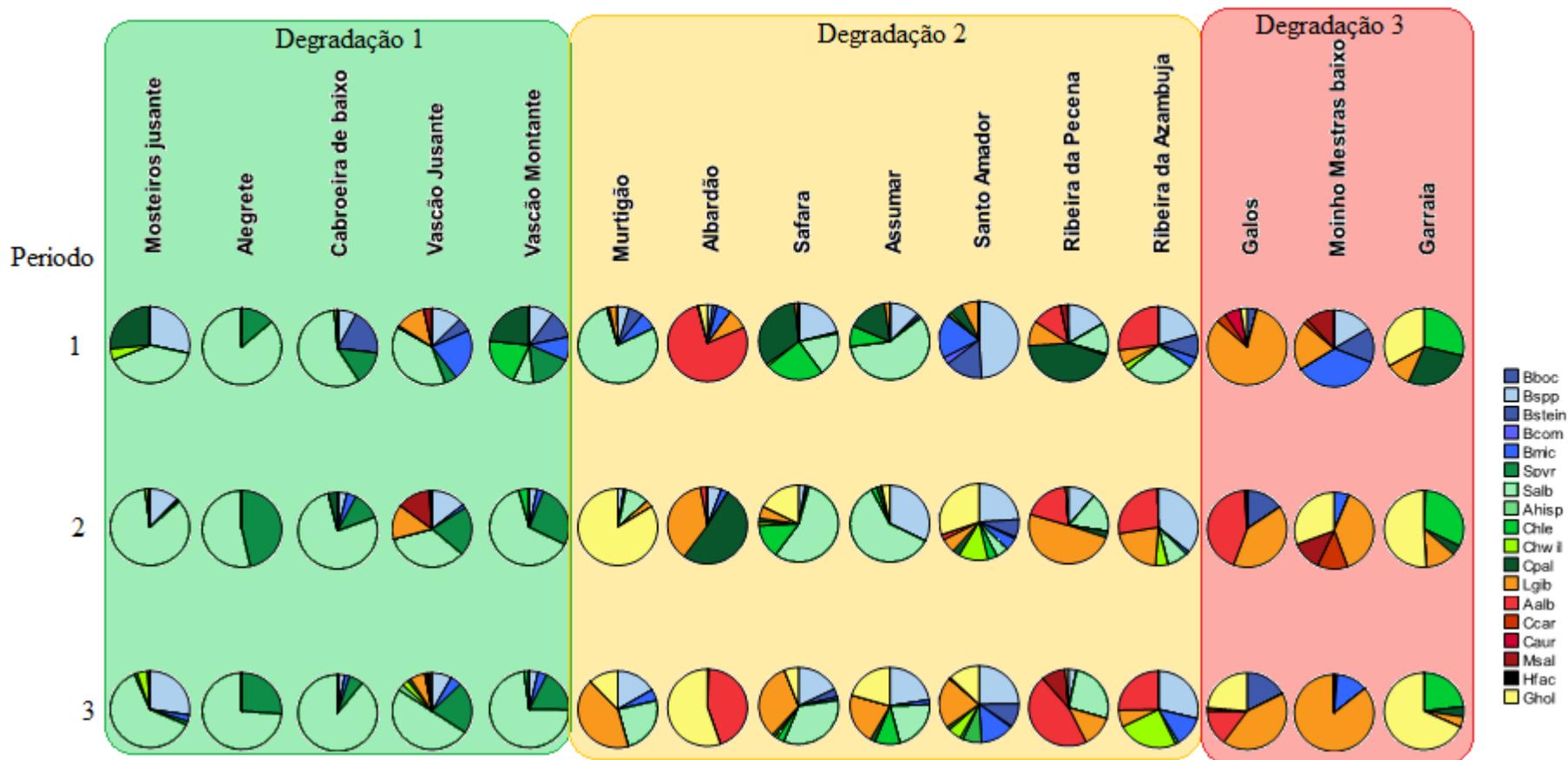


Fig. 6 - Proporção relativa das espécies capturadas nos quinze locais na primavera (período 1)), início de verão (período 2) e final de Verão (período 3) de *Barbus bocagei* (bboc), *Barbus spp.* (juvebis) (Bspp), *Barbus steindachneri* (Bstein) *Barbus comizo* (Bcom), *Barbus microcephalus* (Bmic), *Squalius pyrenaicus* (Spvr), *Squalius alburnoides* (Salb), *Anaocypris hispânica* (Ahis), *Iberochondrostoma lemmingii* (Chle), *Pseudochondrostoma willkomii* (Chwil), *Cobitis paludica* (Cpal), *Lepomis gibbusus* (Lgib.), *Alburnus alburnos* (Aalb), *Cyprinus carpio* (Ccar), *Carassius auratus* (Caur), *Micropterus salmonoides* (Msal) *Herichthys facetum* (Hfac) e *Gambusia hollbrookii* (Ghol).

O número máximo de espécies capturadas por local foi 10, observado nos dois troços de rio com maior dimensão de bacia de drenagem (Vascão Jusante e Sto Amador, localizados respetivamente no rio Vascão e rio Ardila) (Tabela, I e V). Os valores médios de riqueza e diversidade específica foram significativamente superiores nos locais com degradação moderada ($P < 0,01$ e $P < 0,05$ respetivamente). Este padrão resultou da ocorrência conjunta de espécies nativas e exóticas, embora de forma global as primeiras tenham apresentado dominância. No entanto, a riqueza, proporção e abundância de espécies exóticas foi significativamente maior nos locais medíocres ($P < 0,001$), verificando-se um incremento desta fauna com o aumento do nível de degradação (Fig. 7), com particular ênfase para *L. gibbosus* e *G. holbrooki* (Fig.6) cuja densidade de indivíduos exibiu uma elevada correlação com a pressão antrópica ($R = 0,70$; $P < 0,001$ e $R = 0,55$; $P < 0,001$, respetivamente).

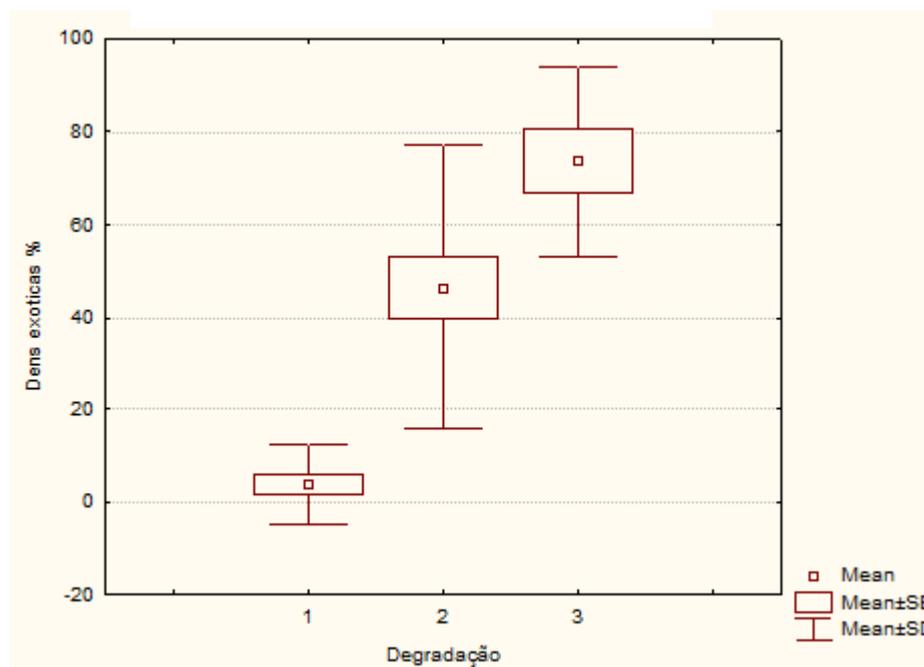


Fig.7 - Proporção média de espécies exóticas (Dens exóticas%) em locais pouco degradados (1), degradação intermédia (2) e elevada degradação (3).

Em oposição, a média do número de espécies nativas foi significativamente menor em locais com elevado nível de degradação ($P < 0,01$), observando-se uma abundância de indivíduos significativamente maior em locais em bom estado ($P < 0,05$) (Tabela V, Fig. 8). A resposta das várias espécies nativas ao incremento de pressão antropogénica apresentou variações em função do respetivo grau de tolerância negativa. A abundância relativa de *S. alburnoides* e *S. pyrenaicus* correlacionou-se negativa e significativamente com o aumento do nível de degradação ($R = -0,7$; $P < 0,001$; $R = -0,81$; $P < 0,001$), enquanto espécies como *Iberochondrostoma lemmingii* e *Barbus* (adultos), apresentaram maiores densidades relativas em locais com degradação intermédia e consequentemente uma baixa correlação com o nível de pressão (Fig. 6).

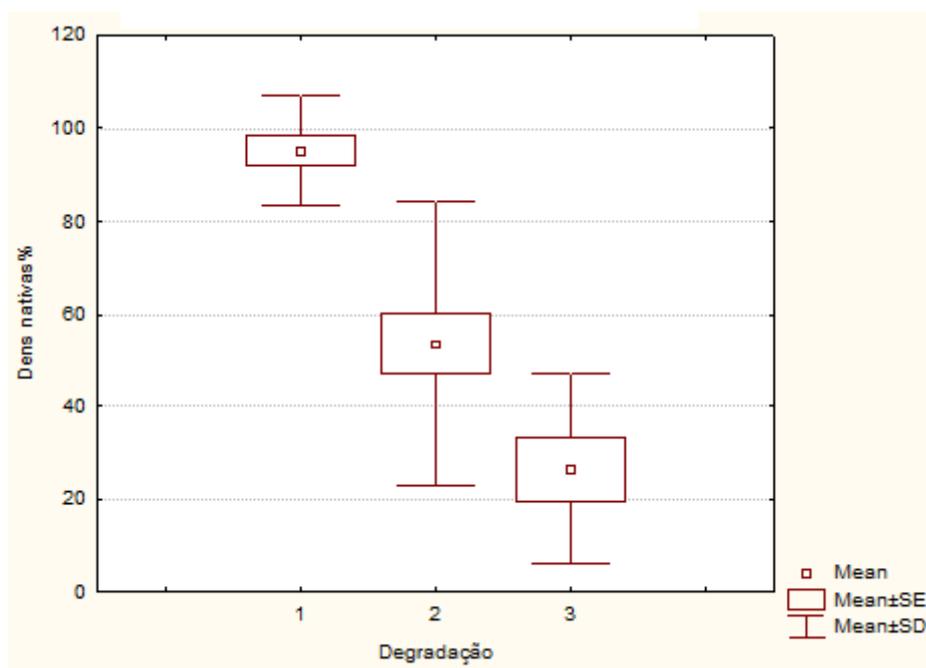


Fig. 8 - Proporção média de espécies exóticas (Dens exóticas%) em locais pouco degradados (1), degradação intermédia (2) e elevada degradação (3).

Tabela V – Valores de Riqueza específica (S), riqueza específica para as espécies nativas (S nat.), diversidade específica /H²) equitabilidade (E), densidade para todo o agrupamento piscícola (Dens Total) e percentagem de espécies exóticas (Exót%) para todos os locais com o nível de degradação (Deg.). apresentando valores relativos a cada periodo de amostragem (primavera/ inicio verão/ fim de verão)

Deg.	Local	S	S nat	S exot	H'	E	Dens Total.	Exót%
1	Ale	2/2/2	2/2/2	0/0/0	0,40/0,69/0,57	0,57/1,0/0,83	20,1/22,0/32,3	0,0/0,0/0,0
1	Mos	4/5/6	4/5/6	0/0/0	1,22/0,47/1,04	0,88/0,17/0,38	14,6/17,4/28,8	0,0/0,0/0,0
1	Cbx	4/4/3	4/4/3	0/0/0	0,97/0,83/0,45	0,70/0,51/0,31	15,2/3,3/14,8	0,0/0,0/0,0
1	Vjus	7/6/1 0	5/3/6	2/3/4	1,49/1,43/1,57	0,77/0,80/0,62	6,2/8,0/126,2	17,92/29,2/9,8
1	Vmont	6/4/4	6/4/4	0/0/0	1,73/0,87/0,86	0,96/0,54/0,63	2,8/30,6/465,2	0,0/0,0/0,0
2	Murt	6/5/4	4/3/2	2/2/2	0,70/0,61/1,41	0,39/0,10/0,82	37,0/29,6/36,1	3,6/89,0/64,9
2	Alb	6/4/4	2/2/1	4/2/3	0,78/1,08/0,72	0,44/0,66/0,30	8,66/0,66/48,2 2	92,0/42,4/99,7
2	Saf	7/8/8	6//6/6	1/2/2	1,3/1,36/1,6	0,6/0,6/0,7	19,3/34,3/51,0	2,0/23,4/6,7
2	Ass	6/6/6	5/4/4	1/2/2	1,01/1,0/1,7	0,56/0,6/0,6	13,9/46,9/17,6	2,3/5,3/5,4
2	StAm	8/10/ 10	6/7/7	2/3/3	1,6/2,0/2,0	0,76/0,4/0,6	8,33/12,7/32,8	14,0/50,8/46,6
2	Pec	8/6/6	4/3/2	4/3/4	1,6/1,4/1,4	0,76/0,8/0,8	11,43/7,6/6,3	26,1/70,0/70,4
2	Azb	6/6/5	4/3/3	2/3/2	1,47/1,5/1,6	0,82/0,6/0,8	1,76/2,84/6,3	42,0/76,6/45,5
3	Galo	5/4/8	1/1/2	4/3/6	0,56/1,1/1,4	0,35/0,6/0,5	1,56/4,2/29,8	96,0/84,6/82,5
3	MMbx	5/5/5	2/1/2	3/4/3	1,38/1,4/0,5	0,86/0,6/0,3	5,70/7,2/29,8	40,6/93,9/86,0
3	Garr	4/5/5	2/3/2	2/2/3	1,32/1,1/0,9	0,95/0,5/0,2	44,1/34,7/87,4	43,6/63,4/72,6

A densidade total de peixe foi muito variável entre locais de amostragem, não se observando diferenças significativas entre os vários níveis de degradação. Em termos médios, a densidade piscícola tende a aumentar ao longo do período de estudo, mas apenas se observam diferenças significativas ($P < 0,05$) nos locais com baixo nível de degradação (Fig. 9).

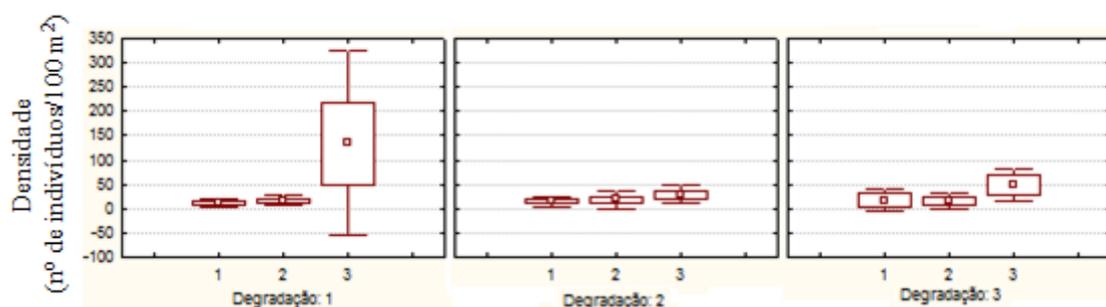


Fig. 9 - Variação da densidade dos agrupamentos piscícolas em locais com bom estado (Degradação 1), locais com degradação intermédia (Degradação 2) e locais medíocres (Degradação 3) durante a primavera (1), início de verão (2) e final de verão (3).

A percentagem média de espécies potamodromas não apresentou diferenças significativas ($P > 0,05$) entre os níveis de degradação, mas registou maiores valores na primavera em comparação com as amostragens de verão. As espécies reofílicas não foram observadas em locais com elevado nível de degradação, apresentando uma proporção média significativamente maior em locais com bom estado ($P < 0,05$). Este padrão mantém-se em todos os períodos de amostragem, embora sem diferenças significativas (Fig. 10). As espécies fitofílicas, em oposição, não ocorreram em locais com baixo nível de pressão antrópica, e apresentaram maior percentagem média no início do verão (Fig 10). As espécies bentónicas e pelágicas também evidenciaram um incremento significativo da sua proporção média com o aumento da pressão antrópica ($P < 0,01$ e $P < 0,001$, respetivamente). Este padrão encontrou-se em todos os períodos de

amostragem, embora no final do verão apenas as espécies pelágicas evidenciaram diferenças significativas entre níveis de degradação ($P < 0,01$). A proporção média das espécies limnofílicas também apresentou um incremento significativo com ao longo dos vários níveis de degradação ($P < 0,01$). Na primavera este grupo de espécies apresentou uma representatividade significativamente maior em locais medíocres ($P < 0,05$), enquanto no início do verão, apresentaram uma representatividade significativamente menor em locais com baixo nível de degradação ($P < 0,05$), tendo no final do verão mantido o mesmo padrão, mas sem diferenças significativas (Fig. 10).

As espécies generalistas, apresentaram um padrão inverso, isto é, com o incremento do nível de degradação ocorreu uma diminuição significativa da sua percentagem média ($P < 0,001$). Este padrão observou-se quer na primavera ($P < 0,05$), quer durante o período estival ($P < 0,01$) (Fig. 10). As espécies litofílicas apresentaram um padrão semelhante às espécies generalistas, no entanto apenas evidenciaram diferenças significativas entre níveis de degradação, no final do verão ($P < 0,05$) (Fig. 10).

De forma geral, a percentagem média de espécies insectívoras por nível de degradação não apresentou diferenças significativas, embora no final do verão, os locais com degradação moderada tenham apresentado significativamente menor ($P < 0,05$) proporção destas espécies comparativamente com os outros. Globalmente, as espécies omnívoras apresentaram uma maior percentagem média em locais com degradação moderada e elevada comparativamente com os locais em bom estado, embora no final do verão a sua representatividade tenha sido significativamente maior em locais com degradação intermédia ($P < 0,05$).

Com uma proporção média muito baixa, as espécies intolerantes, representadas exclusivamente por *A. hispanica*, ocorreram apenas em locais com bom estado no final do verão, com destaque para o rio Vascão (Vascão jusante). As espécies tolerantes apresentaram um padrão idêntico ao das espécies pelágicas, apresentando significativamente um aumento da sua proporção ao longo do gradiente de degradação antrópica, em todos os períodos de amostragem ($P < 0,01$) (Fig.10). As espécies com tolerância intermédia apresentaram a mesma tendência que as espécies generalistas, apresentando uma diminuição da sua proporção média ao longo dos vários níveis de pressão, com diferenças significativas no final do verão ($P < 0,05$) (Fig. 10). As espécies com uma maior longevidade não apresentaram diferenças significativas entre locais, demonstrando uma tendência em ocorrerem com menor representatividade em locais em bom estado, particularmente no início do verão (Fig. 10).

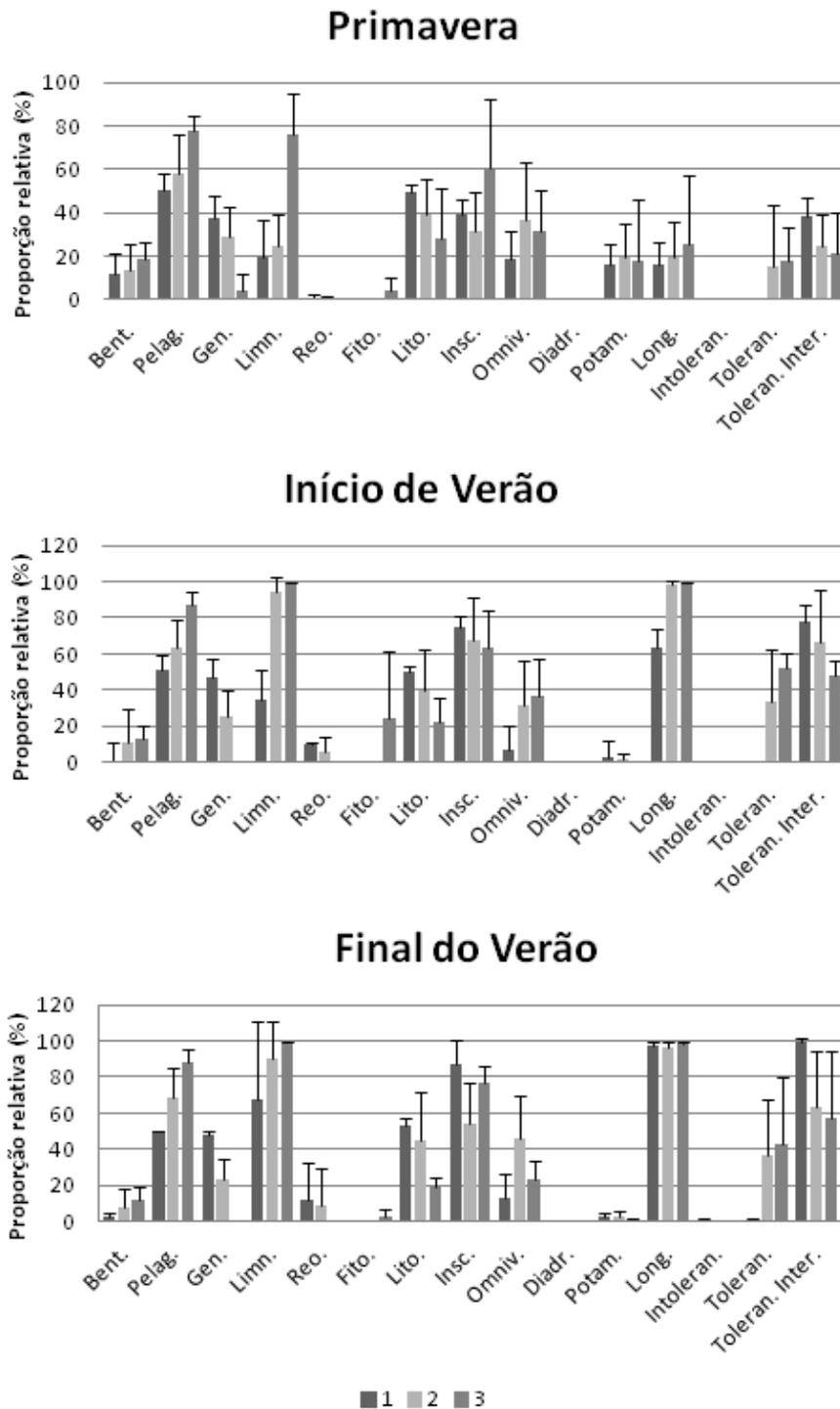


Fig. 10 – Proporção média, das espécies bentônicas (Bent.), espécies pelágicas (Pelag.), espécies generalistas (Gen.), espécies limnofílicas (Limn.), espécies riofílicas (Reo.), espécies fitofílicas (Fito.), espécies litofílicas, (Lito), espécies insectívoras (Insc.), espécies omnívoras (Omniv.), espécies diadromas (Diadr), espécies potamodromas (Potam.), espécies com longevidade superior a 5 anos (Long.), especies intolerantes (Intoleran.), especies tolerantes (tolerant.) e especies com tolerância intermedia (Toleran. Inter.) em locais com bom estado (1), com degradação moderada (2) e mediócras (3) ao longo do período de estudo.

3.3 - Estabilidade e persistências dos agrupamentos piscícolas

No diagrama da análise de correspondência os dois primeiros eixos explicam 42,7% de toda a variação da composição piscícola. Ocorreu uma boa segregação dos locais em relação à degradação ao longo do eixo 1. Ao longo do gradiente de pressão antrópica ocorre uma alteração da composição piscícola, com as espécies nativas e com menor tolerância a ocorrerem em locais com menor perturbação e os locais com maior pressão com maior porção de espécies exóticas e mais tolerantes (Fig. 11).

Este diagrama exibe uma maior dispersão da composição piscícola em locais com degradação moderada e elevada, comparativamente aos locais em bom estado (Fig. 11 e Tabela VI). De fato, em todos os períodos de amostragem, os locais com menor pressão antrópica apresentaram o índice de dispersão mais baixo. Na primavera e no final do período estival, o índice de dispersão apresentou um aumento com o incremento da degradação. Salienta-se que no início do verão os locais com degradação intermédia apresentaram maior índice de dispersão (Tabela VI).

Tabela VI – Índice de dispersão dos agrupamentos piscícolas durante o período de estudo em locais com bom estado (1), locais com degradação intermédia (2) e locais medíocres (3)

Nível degradação	1	2	3
primavera	0,66	1,07	1,64
Início de verão	0,38	1,27	1,16
Final de verão	0,47	1,18	1,49

Na primavera, os agrupamentos piscícolas apresentaram-se significativamente diferentes apenas entre locais com baixo e elevado nível de degradação ($P < 0,05$). No início do verão, os agrupamentos piscícolas dos locais com baixo nível de degradação distinguiram-se significativamente dos locais com degradação intermédia e elevada ($P < 0,05$ e $P < 0,01$ respetivamente) e no final do verão observou-se o mesmo padrão mas com maior significância estatística ($P < 0,001$).

Relativamente à variabilidade temporal dos agrupamentos piscícolas, nos locais com bom estado, não se obtiveram diferenças significativas entre os três períodos de amostragem, no entanto o volume de água, como co-variável, apresentou-se significância na explicação da variabilidade dos agrupamentos piscícolas ($P < 0,05$). Nos locais com degradação intermédia, a variabilidade dos agrupamentos piscícolas foi explicada pelo volume de água (co-variável) e a sua interação com o período de amostragem ($P < 0,001$ e $P < 0,01$, respetivamente), evidenciando-se diferenças particularmente significativas entre a primavera e o final do verão ($P < 0,001$). Nos locais com elevado nível de degradação não se registou quaisquer diferenças significativas nos agrupamentos piscícolas entre os três períodos de estudo.

Com base nos valores médios do coeficiente de concordância de Kendall, verificou-se que os agrupamentos piscícolas dos locais com bom estado exibiram elevado nível de semelhança e estabilidade ao longo do período de estudo (Fig. 12), com valores médios significativamente superiores aos restantes ($P < 0,05$). Em concordância com a análise de variância, os coeficientes de concordância de Kendall dos locais degradados também evidenciaram elevada instabilidade e dissemelhança dos agrupamentos piscícolas entre a primavera e o início do verão, registando-se diferenças significativas apenas nos locais com degradação intermédia ($P < 0,05$) (Fig. 12). No final

do verão, a média do coeficiente de concordância não se apresentou significativamente diferente entre os níveis de degradação intermédio e elevado.

De modo geral a persistência do agrupamentos piscícolas apresentou valores inferiores entre a primavera e o início do verão, relativamente aos valores obtidos entre o início e o fim do verão, no entanto apenas se observaram diferenças significativas nos locais com degradação intermédia ($P < 0,05$).

A persistência dos agrupamentos piscícolas entre a primavera e o início do período estio apresentou valores semelhantes para três níveis de degradação, não se registando diferenças significativas entre locais. (Fig. 14). Durante o verão, os agrupamentos piscícolas dos locais com baixo nível de degradação apresentaram maior persistência e observou-se um decréscimo no valor médio da persistência com o aumento do nível de degradação, embora sem diferenças estatisticamente significativas (Fig. 14).

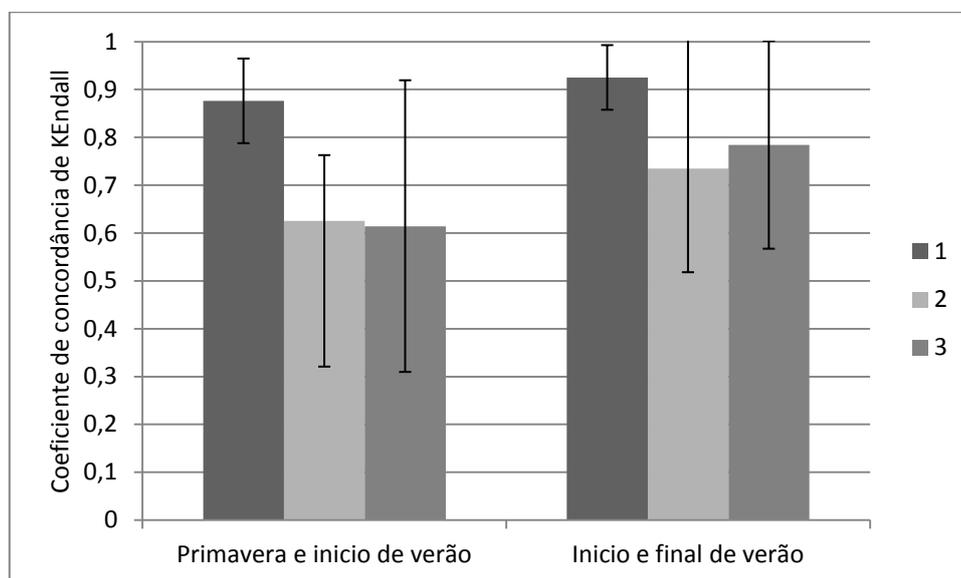


Fig. 12 – Valor médio (e desvio padrão) da concordância de Kendall para os locais com bom estado (1), degradação intermédia (2) e medíocres (3), entre a primavera e o início do verão e durante o verão.

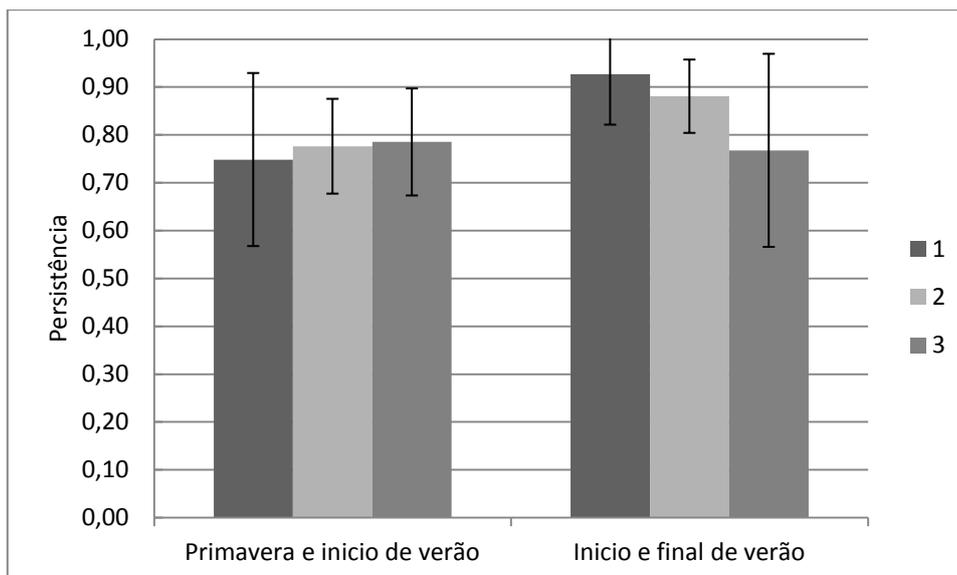


Fig. 13 - Valor médio (e desvio padrão) da Persistência dos agrupamentos, para os locais com bom estado (1), degradação intermédia (2) e medíocres (3), entre a primavera e o início do verão e o durante o verão.

3.4 – Influência relativa da pressão antrópica e dos fatores ambientais

Os resultados da análise de partição da variância, mostraram que quer as variáveis ambientais quer as variáveis de pressão apresentam um papel importante na variabilidade sazonal dos agrupamentos piscícolas, tendo-se observado a existência de co-variação significativa entre estes dois conjuntos de variáveis. O modelo obtido explicou 61,7% da variabilidade dos dados e verificou-se que as variáveis de pressão antrópica puras detêm uma maior importância na explicação (16,9%) da variabilidade da composição dos agrupamentos piscícolas que as variáveis ambientais puras (13,3%) (Fig. 14). No entanto, foi a interação entre ambas que apresentou a maior explicação nas variações observadas (31,5%).

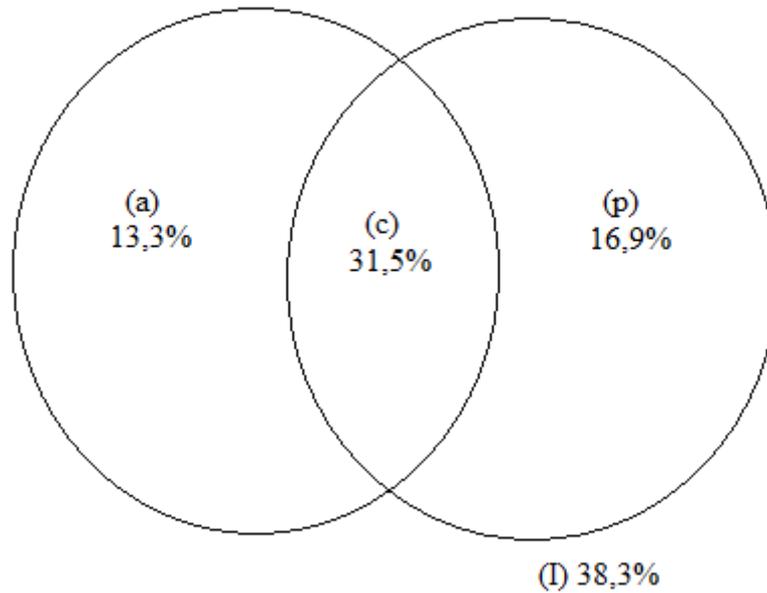


Fig. 14 - Diagrama de Venn, com partição da variância da composição piscícola explicada pelas variáveis ambientais puras (a), das de pressão antrópica puras (p), a interseção entre ambas (c) e a fração não explicada pela análise (I).

As variáveis ambientais incluídas no modelo foram quase todas as pré-selecionadas, incluindo a percentagem de plantas helófitas ($P < 0,01$), o pH ($P < 0,05$), a temperatura da água ($P < 0,05$), a altitude ($P < 0,02$), a percentagem de *rifles* no troço ($P < 0,03$), a velocidade média da corrente ($P < 0,03$), a percentagem de detritos ($P < 0,02$), a altitude ($P < 0,02$), a turvação (medida através do disco de Secchi) ($P < 0,02$), a percentagem de ensombramento ($P < 0,02$), a dimensão de bacia (0,01), a condutividade ($P < 0,003$), largura média (0,05) e a profundidade média (do troço) ($P < 0,04$) (Fig. 15). As últimas seis variáveis ambientais, constituem o conjunto de interseção com as variáveis de pressão (componente (c), com o nível de degradação.

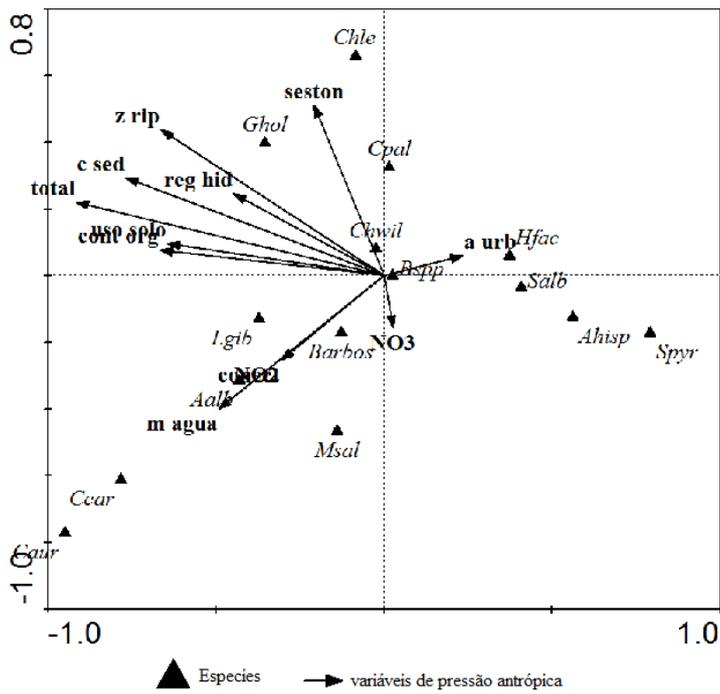
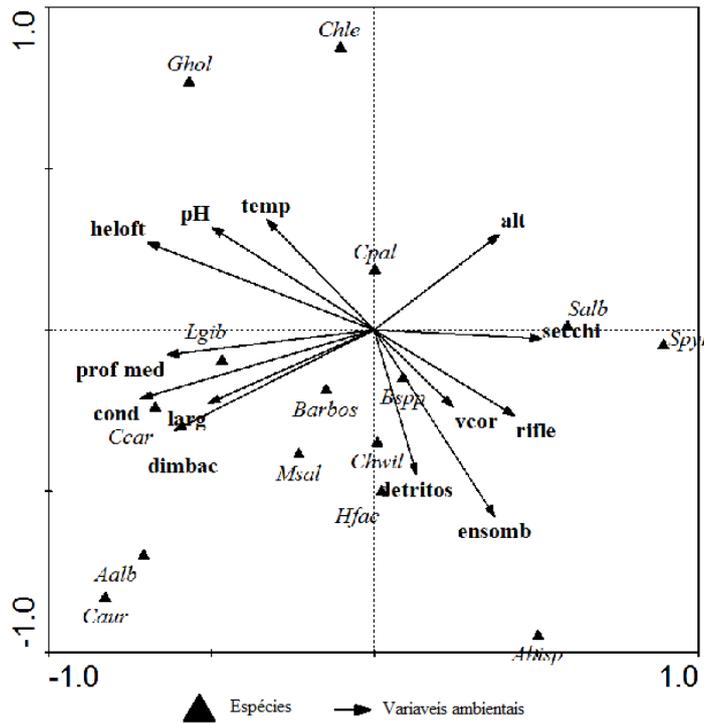


Fig. 15 - Diagrama de ordenação das espécies em função das variáveis ambientais (em cima) e das variáveis de pressão antrópica (em baixo) resultante da Análise Canônica de Correspondência (ACC).

As variáveis de pressão antrópica que entraram no modelo foram: os sólidos totais em suspensão ($P < 0,01$), a concentração de nitritos ($P < 0,04$), nitratos ($P < 0,05$) e ortofosfatos ($P < 0,01$), a pressão total ($P < 0,001$), a abundância de massas de águas lênticas artificiais (0,003), a degradação da zona ripária ($P < 0,003$), a conectividade (do troço) ($P < 0,01$), a carga de sedimentos (do troço) ($P < 0,01$), o uso de solos ($P < 0,001$), a contaminação orgânica ($P < 0,001$), a área urbana ($P < 0,02$) e regime hidrológico ($P < 0,01$) (Fig. 15). Destas só as primeiras seis variáveis, de pressão antrópica, não entraram na interceção explicada pelos dois conjuntos de variáveis (ambientais e pressão antrópica).

As variáveis ambientais e de pressão antrópica que condicionam a distribuição as espécies nativas e espécies exóticas foram distintas (Fig. 15). Preferencialmente as espécies exóticas, como *L. gibbosus* ou *C. auratus*, ocorrem em locais com maior pH, condutividade, profundidade e largura média, temperatura da água e maior dimensão de bacia (Fig. 16). Estas características foram associadas a locais perturbados e com grande pressão na vegetação ripária ou contaminação e enriquecimento de nutriente, por exemplo. As espécies nativas ocorreram, preferencialmente, em locais com características de locais com bom estado, ou seja, maior ensombramento, velocidade de corrente e menor turvação da água (Fig. 15). A associação de *P. willkomii*, *I. lemmingii*, *C. palúdica* e as várias espécies *Barbus*, em locais sujeitos a alguma pressão antrópica demonstrou a tolerância, em comparação com *S. alburnoides* ou *S. pyrenaicus*.

Capitulo 4 - Discussão

Apesar do número de locais de estudo ser relativamente reduzido, o padrão de pressões representa relativamente bem aquilo que se observa nos cursos de água das bacias hidrográficas do sul de Portugal (Ilhéu *et al.* 2009; Matono *et al.* 2012) onde os cenários de degradação moderada são dominantes. Verificou-se elevada pressão ao nível do uso de solo, o qual se associa fortemente à carga de sedimentos e contaminação orgânica/ enriquecimento em nutrientes, especialmente quando também se observa pressão sobre a vegetação ripária (Roth *et al.*, 1996; Allan, 2004; Muenz *et al.*, 2006; Matono *et al.*, 2012) A cobertura da zona riparia é um importante fator de controlo e determinante na qualidade da água (Sabater *et al.*, 2000; Pusey & Arthington, 2003; Dosskey *et al.*, 2010)

Durante o verão, a generalidade dos cursos de água apresentou muito baixo ou nulo escoamento e o confinamento do biota aquático em pegos de grande e média dimensão, verificando-se uma elevada fragmentação da rede hídrica apenas no final do estio.

Entre a primavera e o verão observou-se um agravamento nos parâmetros de qualidade da água, associado à carga orgânica e de nutrientes e produção fitoplanctónica, observado através da concentração em clorofila *a* na água, traduzindo-se num aumento de pressão sobre as comunidades piscícolas. O agravamento da qualidade da água foi particularmente expressivo nos locais com degradação moderada/intermédia, onde as maiores alterações se observam entre no início do verão, quando os cursos de água perdem caudal e se inicia a formação de pegos. As maiores densidades piscícolas ocorreram durante o verão em resultado da redução do volume de água dos cursos e consequente efeito da concentração da comunidade piscícola nos pegos (Ilhéu 2004; Magalhães 2002a).

De forma geral, os locais em bom estado, mantiveram relativamente boas condições de qualidade da água, embora também tenham registado um aumento de degradação durante o verão, provavelmente devido à concentração de solutos associada à elevada redução de volume de água por evaporação e evapotranspiração.

Os locais com menor perturbação antrópica foram caracterizados por uma menor turvação da água, maiores velocidades de corrente (durante a primavera) e uma maior percentagem de ensombramento, que advém da conservação da zona riparia. Estas características determinam a estrutura das comunidades piscícolas nativas (Scott & Hall Jr., 1997; Taylor, 1997; Magoulick, 2000; Corbacho & Sánchez, 2001; Bernardo *et al.*, 2003; Morán-López *et al.*, 2006; Magalhães *et al.* 2007), que foram mais abundantes em locais em bom estado. Com aumento de pressão antrópica, verificou-se uma diminuição significativa no número e percentagem de espécies nativas. Em oposição, as espécies exóticas apresentaram maior representatividade e vieram-se sobretudo em cenários ambientais eutrofizados, constituindo os *taxa* dominantes em locais degradados.

Os troços com maior pressão antrópica apresentaram baixa diversidade e dominância de *taxa* tolerantes, sendo um padrão frequentemente relatado (e.g. Scott & Hall 1997; Magalhães 2007; Maceda-Veiga & Sostoa 2011). Os locais com uma degradação moderada apresentam uma elevada riqueza específica, sobretudo na primavera, devido ao elevado número de nichos ecológicos que apresentam, pois apresentam características ambientais que enquadram condições para espécies com diferentes perfis funcionais, tanto nativas como exóticas. Por outro, dado que apresentam grandes variações temporais nas condições físico-químicas da água, resultante dos processos de concentração vs diluição de nutrientes assim como da rápida resposta dos produtores primários, sobretudo fitoplantónicos, constituem-se sistemas

onde o biota tende a apresentar também elevada dinâmica temporal. A elevada dinâmica destes cursos cria alternância de condições ambientais que podem conduzir a oportunidades de colonização de várias espécies. Por exemplo, no início do período estio, os cursos de água perdem os habitats com corrente, e verifica-se um domínio de condições lênticos, que são favoráveis à ocorrência de uma maior proporção de espécies exóticas (Bernardo *et al.* 2003). As espécies reófilas e generalistas, dominadas por nativas demonstraram sensibilidade a ambientes com pressão antrópica, estando ausentes nos locais muito perturbados no final do verão. As espécies intolerantes (*Anaocypris.hispanica*) ocorreram exclusivamente em locais com baixo nível de degradação e as espécies com tolerância intermédia apresentaram um declínio com o aumento de degradação, particularmente acentuado no final do verão. As espécies betónicas, pelágicas, limnofílicas e tolerantes, apresentaram maior proporção nos locais com elevada degradação tanto na primavera como no verão, exibindo um aumento de representatividade com o incremento do nível de pressão antrópica (e.g.Ferreira *et al.* 2007b, Boix *et al.*, 2010, Segurado *et al.* 2011). De forma geral, de ponto de vista alimentar, os grupos funcionais (insectívoros e omnívoros) apresentam grandes variações na resposta à degradação ao longo do período de estudo (e.g.Ferreira *et al.* 2007b, Alexandre & Almeida, 2010).

Em termos de composição específica, durante a primavera, os agrupamentos piscícolas dos locais em bom estado apresentaram características significativamente diferentes dos locais muito degradados, no entanto os locais com degradação intermédia não se distinguiram significativamente dos restantes, dado apresentarem elevada variabilidade intra-grupo e simultaneamente serem constituídos por agrupamentos muito heterogéneos. No entanto início do período estio, a situação alterou-se, observando-se uma dissemelhança significativa da composição piscícola entre os locais

pouco degradados e com degradação intermédia, devido ao incremento da proporção de espécies exóticas, que parecem beneficiar do agravamento da degradação ambiental observada durante o estio.

A persistência média dos agrupamentos entre a primavera e o início do verão, não apresentou diferenças significativas entre locais com diferentes níveis de degradação apresentando valores inferiores aos observados durante o verão. Durante este período, a rede hídrica ainda apresenta conectividade longitudinal permitindo a movimentação dos peixes para habitats com características mais benignas, localizados normalmente em troços mais persistentes e com melhores condições ambientais, e que garantem maior taxa de sobrevivência durante o verão. Neste sentido é expectável uma elevada dinâmica dos agrupamentos independentemente da pressão antrópica.

Durante o verão, os agrupamentos piscícolas encontraram-se confinados em pegos. Nestas circunstâncias a persistência dos agrupamentos está diretamente dependente das condições ambientais assim como das interações bióticas que se estabelecem, quer dentro dos pegos, quer entre estes as comunidades terrestres (Sostoa & Lobon-Cerviá, 1989; Magalhães, 1993; Magalhães et al., 2002b). Neste período, os agrupamentos piscícolas dos locais em bom estado apresentam elevada persistência, apesar dos constrangimentos naturais resultantes da contração do ecossistema e elevadas temperaturas. As espécies nativas destes cursos de água, evoluíram num contexto ambiental mutável e por vezes extremo (Almaça, 1995; Magalhães *et al.* 2002b), apresentando alguma resistência às condições ambientais adversas (Magalhães *et al.*, 2007). Durante o verão a persistência das comunidades piscícolas diminui com o incremento da pressão antrópica devido ao agravamento dos constrangimentos naturais do estio pela pressão antrópica.

Em concordância com o anteriormente exposto, os agrupamentos piscícolas exibiram elevada estabilidade nos locais em bom estado. A grande variabilidade na composição dos agrupamentos piscícolas em locais degradados advém do elevado constrangimento ambiental a que estes sistemas se encontram sujeitos, em particular em termos de qualidade da água. Durante o períodos de estio, os cursos de água com grande contaminação orgânica, enriquecimento de nutriente e uma grande exposição solar, apresentaram-se eutrofizados. Nestes locais a concentração de oxigénio dissolvido apresenta grandes variações diárias, com valores de hiperoxia durante o dia e hipoxia à noite (Ilhéu, 2004; Lillebø, *et al.* 2007), constituindo um cenário de elevado constrangimento para a fauna piscícola.

No contexto atual das condições dos cursos intermitentes do sul de Portugal, a variabilidade sazonal dos agrupamentos piscícolas parece resultar da interceção dos fatores ambientais com a pressão antrópica, a qual agrava os constrangimentos naturais do período de estio típicos destes cursos. Assim a estabilidade e persistência das comunidades piscícolas nestes cursos de água, estão dependentes dos efeitos diretos e indiretos da variabilidade natural tanto à escala inter-anual (Taylor, 1997, Segurado *et al.* 2011, Matono *et al.*, 2012) como sazonal, juntamente com a pressão antrópica a que estes sistemas estão sujeitos.

Em suma, os efeitos da perturbação natural que resultam da dinâmica sazonal dos cursos intermitentes são intensificados com a degradação antrópica influenciando a integridade dos agrupamentos piscícolas. Esta perturbação antrópica acarreta alterações sobre a estrutura dos habitat e qualidade da água, a qual favorece o predomínio de espécies exóticas, particularmente durante o período estio. A persistência e estabilidade dos agrupamentos piscícolas são mais elevadas em locais em bom estado, em

comparação com os degradados sobretudo durante o período seco, realçando o agravamento dos constrangimentos provenientes da pressão antrópica.

A reabilitação de troços degradados, nomeadamente através da melhoria da estrutura dos habitats e da conectividade fluvial é fundamental para a conservação da fauna piscícola nativa. As medidas de reabilitação dos rios, deverão favorecer a reprodução e sobrevivência das espécies nativas, mas também limitar a proliferação de espécies exóticas (Schlosser, 1991, Collares-Pereira *et al.*, 2000, Morán-López *et al.*, 2006). O restauro dos cursos de água e o planeamento e ordenamento das atividades humanas ao nível da bacia hidrográfica, nomeadamente agro-industriais, é fulcral para alcançar os objetivos da Diretiva Quadro da Água e o desenvolvimento sustentável da região.

Capitulo 5 - Conclusão

As condições ambientais, sobretudo os parâmetros de qualidade da água, apresentam grandes variações sazonais nos cursos intermitentes, os quais sofrem perda de conectividade e elevada contração durante o verão. Durante este processo, os cursos sujeitos a pressão antrópica, registam um agravamento das condições ambientais, particularmente devido ao efeito de concentração de matéria orgânica e nutrientes, que configuram cenários de elevada eutrofização.

A estabilidade e persistência das comunidades piscícolas durante o crítico período de estio encontram-se dependentes da perturbação natural nas condições ambientais (e.g. elevada redução de habitat, elevada temperatura), que é grandemente agravada pela pressão antrópica. Os cursos de água com degradação intermédia são os que apresentam maior instabilidade dos agrupamentos piscícolas, sendo também aqueles onde se perspectiva maior mortalidade estival da fauna nativa. Estes resultados enfatizam a elevada vulnerabilidade destes cursos à pressão humana e reforçam a necessidade de integrar a escala temporal nos programas de conservação e reabilitação destes cursos.

Capitulo 6 - Referencias bibliográficas

Alabaster, J.S. & R. Loyd (1980) *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworths.

Alexandre C. & P.R. Almeida (2010) The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. *River research and applications*. 26: 977-994pp.

Allan J.D. (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:257–284pp.

Almaça C. (1995) Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72, 125-127pp.

Anderson M.J. & N.A. Gribble. (1998) Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology* 23: 158-167pp.

Anderson M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26:32-46pp.

Austen D.J., Bayley P.B. & B.W. Menzel (1994). Importance of the guild concept to fisheries. *Research and Management. Fisheries*.19:12-20pp

Benejam L.V. (2008) Fish as ecological indicators in Mediterranean freshwater ecosystems. PhD Thesis Universitat de Girona. Institut d'Ecologia Aquàtica.

Bernardo J.M., Ilhéu M., Matono P. & A.M. Costa (2003) Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. *River Research and Applications* 19: 521–532pp.

Boix D., García-Berthou E., Gascón S., Benejam L., Tornés E., Sala J., Benito J., Munné A., Solà C. & S. Sabater (2010) *Journal of Hidrology* 383: 135-146pp.

ter Braak, C.J.F. & P., Smilauer, (1998) CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.0). Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Cabral MJ (coord), Almeida J, Almeida P R., Dellinger TR, Ferrand de Almeida N, Oliveira M, Palmeirim JM, Queiroz AI, Rogado L & M. Santos-Reis (2005) Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, Instituto da Conservacao da Natureza, Lisboa.

Capone T.A. & J.A. Kushlan (1991) Fish community structure in dry-season stream pools. *Ecology* 72: 983-992pp.

CEN (2003) Water Quality – Sampling of fish with electricity. European Standard – EN 14011:2003. European Committee for Standardization, Brussels. Belgium.

CIS-WFD, (2003) Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version, EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Disponível em http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html

Clarevo M., Blanco-Garrido F. & J. Prenda (2004) Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 575-585pp.

Clarke K.R. and Warwick R.M. (1994) *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.

Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., Ribeiro F., Rodrigues J.A. & L. Rogado (2000) Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of

endangered fish species in the Guadiana river Basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology* 7: 167-178pp.

Corbacho C. & J.M. Sánchez (2001) Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a Mediterranean-type basin: the Guadiana river (southwest Iberian Peninsula). *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 699-707pp.

Diaz J.R. (2001) Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environment Quality* 30 vol., 2: 275-281pp.

Dosskey M.G., Vidon P., Gurwick N.P., Craig J.A., Duval T.P. & R. Lowrance (2010) The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 1-18pp.

Edy L.A, Fagan, W.F. & W.L. Mincley (2003) Variability and dynamics of a desert stream community. *Ecological application* 13: 1566-1579pp.

ENEAPAI Estratégia Nacional para os efluentes de Agro-pecuarias e Agro-industriais, (2007) Ministério do Ambiente e Ordenamento do território e Desenvolvimento regional.

European Commission (2000) Directive 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. Luxembourg, European Commission PE-CONS 3639/1/100.

FAME (2004) Development, Evaluation & Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers - A Contribution to the Water Framework Directive. Final Report, scientific achievements (Sections 5 & 6) (Coordinator:Stefan Schmutz). Institute for Hydrobiology and Aquatic

Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna.

Ferreira T., Oliveira J., Caiola N., Sostoa A. de, Casals F., Cortes R., Economou A., Zogaris S., Garcia-Jalon D., Ilhéu M., Martinez-Capez F., Pont D., Rogers C. & J. Prenda (2007a) Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology* 14: 473-481.

Ferreira T., Caiola N., Casals F., Oliveira J.M. & A. de Sostoa (2007b) Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management and Ecology* 14: 519–530pp.

Gasith A. & V.H. Resh (1999) Streams in Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 51-81.

Giller P.S. & Malmqvist B. (1998) *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, New York

Godinho F.N. & M.T. Ferreira (2000) Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. *Biological Invasions* 2: 231–244.

Grantham T.E., Merenlender A.M. & V.H. Resh (2010) Climate influence and anthropogenic stressors: an integrated framework for streamflow management in Mediterranean-climate California, U.S.A.. *Freshwater Biology* 55: 188-204.

Griffiths D. (2006) Pattern and process in the ecological biogeography of European freshwater fish. *Journal of Animal Ecology* 75: 734-751.

Grossman G.D., Dowd J.F. & M. Crawford (1990) Assemblage stability in stream fish: a review. *Environmental Management* 14: 661-671pp.

Hall N.D., Stuntz B.B. & R.H. Abrams (2008) Climate change and freshwater resources. *Natural Resources & Environment* 22: 3.

Holzer S. (2008) European fish species: taxa and guilds classification regarding fish-based assessment methods. PhD Thesis. Universitat fur Bodenkultur.

Ilhéu M. (2004) Padrões de Uso de Habitat da Ictiofauna em Rios de Tipo Mediterrânico; Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.

Ilheu M., Matono P., Formigo N., Ferreira M.T., Raposo de Almeida P., Cortes R. & J.M. Bernardo (2009) Tipologia fluvial com base no elemento peixes para Portugal Continental. *Recursos Hídricos* 30: 80-84pp.

INAG Instituto Nacional da Água (1999). Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Instituto da Água, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa.

INAG Instituto Nacional da Água (2008). Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água – Caracterização abiótica. Lisboa, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Agua, IP.

Jongman R.H.G., ter Braak, C.J.F & O.F.R.van Tongeren (1987). *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen, The Netherlands.

Lake P.S. (2003) Ecological effects of perturbations by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1161-1172pp.

Lillebø A. I., Morais M., Guilherme P., Fonseca R., Serafim A. & R. Neves (2007) Nutrient dynamics in Mediterranean temporary streams: A case study in Pardiela catchment (Degebe River, Portugal); *Limnologica* 37, 337–348pp..

Llourd M. & R.J. Ghelardi (1964) A table for calculation the equitability component of species diversity. *Journal of Animal Ecology* 33, 217-225pp.

Maceda-Veiga A. & A. de Sostoa (2011) Observational evidence of the sensitivity of some fish species to environmental stressor in Mediterranean rivers. *Ecological Indicators* 11: 311-317pp.

Magalhães M.F., Batalha D.C. & M.J. Collares-Pereira (2002a) Gradient in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015-1031pp.

Magalhães M.F., Beja P., Canas C. & M.J. Collares-Pereira (2002b) Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biology* 47: 1919-1934pp.

Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J. & M.J. Collares-Pereira (2007) Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 52: 1494-1510pp.

Magalhães, M.F. (1993) Effects of season and body-size on the distribution and diet of the Iberian chub *Leuciscus pyrenaicus* (Gunther) in a lowland catchment. *Journal of Fish Biology* 42: 875-888pp.

Magoulick D.D. (2000) Spatial and temporal variation in fish assemblage of drying stream pools: The role of abiotic and biotic factors. *Aquatic Ecology* 34: 29-41pp.

Martínez-Capel F., García de Jalón D., Werenitzki D., Baeza, D. & M., Rodilla-Alamá (2000) Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers Tagus River Basin, Spain); *Fisheries Management and Ecology* 16: 52–60pp.

Matono P. (2012) Fish Assemblages as biological indicator of ecological quality in Portuguese rivers. Tese de Doutoramento, Universidade de Évora.

Matono P., Ilhéu M., Sousa L., Bernado J.B., Formigo N., Ferreira M.T., Almeida P.R. & R. Cortes (2009) Aplicações da Directiva-Quadro da água: Tipos de rios portugueses com base na ictiofauna.

Matono, P., Bernado, J.M., Oberdorff, T. & M. Ilhéu, (2012) Effects of natural hydrological variability on fish assemblage in small Mediterranean stream: Implications for ecological assessment. *Ecological Indicator* 23: 467-481pp.

Miranda P., Coelho F.S., Tome A.R. & M.A. Valente (2002) 20th century Portuguese climate and climate scenarios. In: Santos FD, Forbes K, Moniz R (Eds.) *Climate change in Portugal: scenarios, impacts and adaptation measures – SIAM project*. Gradiva, Lisboa, 23–84. pp.

Morais, M., Pinto, P., Saúde, A. C., Caeiro, J. & V. Pinto, (2002) Qualidade ecológica de águas interiores superficiais; Água recurso a preservar; Universidade de Évora.

Morán-Lopez R., Da Silva E., Pérez-Bote J.L. & C.A. Corbacho (2006) Associations between fish assemblages and environmental factors for Mediterranean-type rivers during summer. *Journal of Fish Biology* 69: 1552-1569pp.

Morán-Lopez R., da Silva E., Pérez-Bote J.L. & C.A. Corbacho (2006) Associations between fish assemblages and environmental factors for Mediterranean-type rivers during summer. *Journal of Fish Biology* 69: 1552-1569pp.

Muenz, T.K., Opsahl S.P., Golladay S.W., Hicks D.W, Clayton B. & K.A. Cressman. (2006). Assessment of stream habitat in the Flint River Basin. Final Report

submitted to the U.S. Fish and Wildlife Service. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Panama City, Florida.

Oberdorff, T., Hugueny, B. & T., Vigeron, (2001) Is assemblage variability related to environmental variability? An answer to riverine fish. *Oikos* 93: 419-428pp.

Pinto, P., Graça, M., Morais, M., Feio, M. J., Formingo, N., Cortes, R., Hughes, S., Rafael, T. & J. Padua (2008) Manual de avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a directiva quadro da água – Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos; Instituto da Água; Ministério do ambiente, do ordenamento do território e do desenvolvimento regional.

Pusey B.J. & Arthington A.H. (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54: 1-6pp.

Ribeiro F. & P.M. Leunda (2012) Non-native fish impact on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* 19:142-156pp.

Rodríguez-Rodríguez M. & J. Benavente (2008) Definition of Wetland Typology for Hydro-morphological Elements Within the WFD. A Case Study from Southern Spain. *Water Resour Manage* 22: 797–821pp.

Roth N.E. Allan J.D. & D.L. Ericson (1996) Landscape influence on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scale. *Landscape Ecology* 11: 141-156pp.

Sabater F., Butturini A., Marti E., Muñoz I., Romani A., Wray J, & J. Sabater (2000) Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 609-620pp.

Schlösser J. (1991) Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective - Land use, which influences the terrestrial-aquatic interface can affect fish populations and their community dynamic. *Bioscience* 10: 704-712 pp.

Scott M.C. & L.W. Hall Jr (1997) Fish assemblage as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *American Fisheries Society* 126: 349-360pp.

Segurado P., Santos J.M., Pont D., Melcher A.H., Jalon D.G., Hughes R.M. & M.T. Ferreira (2011) Estimating species tolerance to human perturbation: Expert judgment versus empirical approaches. *Ecological Indicators* 11: 1623-1635pp.

Shannon C. & V. Wenner (1963) *The mathematical theory of communication*. Urbana, Press Illinois Ed.

SNIRH, Sistema Nacional de Informacao de Recursos Hidricos. Acesso em Outubro de 2011.

Sostoa, A. & J. Lobon-Cerviá (1989) Observations on feeding relationships between fish predators and fish assemblages in a Mediterranean stream. *Regulated Rivers: Research & Management* 4: 157-163pp.

Stoate C., Báldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon I., Van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L. & C. Ramwell (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe- A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46pp.

Taylor C.M. (1997) Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. *Oecologia* 110: 560-566pp.

Vidal-Abarca M.R., Suárez M.L. & L. Ramírez-Díaz (1992) Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnetica* 8:151–160pp.