

Plano de ação para as comunidades piscícolas das ribeiras do Parque Natural de Sintra-Cascais

João Manuel da Piedade Lopes

Dissertação para a obtenção de grau de Mestre em

Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais - Gestão de Recursos Naturais

Orientador: Doutor João Manuel Rodrigues Ferreira de Oliveira

Coorientador: Professora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso

Júri:

Presidente: Doutor António Manuel Dorotêa Fabião, Professor Associado com agregação do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais: Doutora Maria Helena Reis de Noronha Ribeiro de Almeida, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutor João Manuel Rodrigues Ferreira de Oliveira.

Agradecimentos

Em primeiro lugar, gostava de agradecer à minha família, Pai, Mãe, Irmã pelo apoio e pelo suporte que me têm dado ao longo da minha vida e, nesta etapa importante que termina. Agradeço também aos meus amigos pela amizade e paciência nos bons e maus momentos.

Agradeço ao orientador João Oliveira e à coorientadora professora Teresa Ferreira pelos momentos de aprendizagem, dedicação e horas despendidas para meu benefício e, por serem a base deste trabalho. Ao João Lopes (ICNF-PNSC), Paulo e Raúl pela disponibilidade e ajuda preciosa no trabalho de campo, ao Eng. Paulo Pinheiro e Doutora M. Rosário Fernandes pela revisão e pelas sugestões.

Obrigado a todos!

Resumo

Os cursos de água mediterrânicos, sendo menos resilientes que outros ecossistemas aquáticos, são particularmente sensíveis a agressões de natureza antrópica, acrescendo por isso a necessidade da sua proteção e recuperação. Esta preocupação é ainda mais premente em linhas de água envolvidas por usos antrópicos, como é o caso de três ribeiras inseridas no Parque Natural de Sintra Cascais (PNSC), justificando ações que procurem a recuperação do seu estado ecológico. Neste contexto, numa primeira fase avalei localmente os habitats e zona ripícola da totalidade destas ribeiras, e amostrai as suas associações piscícolas. Numa segunda fase, desenvolvi um índice integrado do estado de conservação dessas ribeiras, que inclui variáveis locais e regionais, e relacionei a interação entre ambiente e ictiotaxocenoses. Os sistemas estudados estão inseridos num meio com forte componente urbana e/ou agrícola, e por isso apresentaram níveis médios a elevados de degradação. As comunidades piscícolas revelaram contudo algum zoneamento longitudinal, e espécies menos tolerantes foram mais abundantes em troços um pouco menos degradados. Enquadrado nos princípios da Diretiva-Quadro da Água, e nos objetivos do Plano de Ordenamento do PNSC, elaborei um plano de ação que visa a melhoria da condição morfológica e da integridade das comunidades piscícolas desses sistemas fluviais.

PALAVRAS CHAVE: Parque Natural de Sintra-Cascais, plano de ação, comunidades piscícolas, rios mediterrânicos, condição morfológica fluvial, estado ecológico

Abstract

The Mediterranean rivers being less resilient than other aquatic ecosystems are particularly susceptible to threats of anthropogenic nature, so their need for protection and recovery is higher. This concern is even more pressing in water courses involved by unnatural uses, such as the streams included in the Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC), justifying actions that seek recovery of its ecological status. In this context, firstly, I evaluated habitats and ripicolan zones of these streams, and sampled their fish communities. In a second phase, I developed an integrated index to assess the conservation status of these streams, which includes local and regional variables, and I studied the interaction between environment and fish assemblages. The studied systems are embedded in an area with strong influence of urban and agriculture uses, therefore showed average to high levels of degradation. The fish communities showed some longitudinal zonation and less tolerant species were more abundant in slightly less degraded reaches. Framed both on the principles of the Water Framework Directive (WFD) and the goals of the development plan for the PNSC, an action plan was developed in order to improve the morphologic condition and integrity of the fish communities of these river systems.

KEYWORDS: Parque Natural de Sintra-Cascais, action plan, fish assemblages, Mediterranean rivers, morphologic condition, ecological status.

Extended abstract

The increase of population and the concomitant technological development in the industry, urbanization and agriculture have resulted in an increasing demand for water and the exploitation of its biological resources. Freshwater ecosystems are very sensitive to pressure and threats from human activities, with the most pronounced effect being biodiversity loss.

Additionally to these pressures, Portugal and other Mediterranean countries also face natural conditions, extrinsic to anthropogenic factors, related to the characteristics of the Mediterranean climate, mainly the long periods of drought which cause major changes in water availability of streams. These features make Mediterranean streams less resilient than other aquatic ecosystems, and because of that there is a growing concern in developing strategies to protect and recover them.

In order to protect and restore aquatic ecosystems, the European Union published the Water Framework Directive (WFD) (transposed into national law by the Water Law), which represents the framework established by the European Union's policy of water. One of the main changes introduced by the WFD was the evaluation and monitoring of the ecological status of watercourses, i.e., the expression of its structural and functional quality, through a holistic approach, where the main objectives are environmental. The WFD includes biological, physico-chemical and hydromorphological parameters. The ecological status of surface waters is influenced by six major groups of variables, which interact on different spatial/temporal scales: water quality, habitat structure, energy sources, flow regime, river connectivity, and biotic interactions.

The river systems included in the Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC) are embedded in an area with strong urban and agricultural uses, suffering anthropogenic pressures in terms of geomorphology, habitats and water quality. Although these watercourses are generally degraded, some reaches exhibit a semi-natural character and consequently present reasonable levels of conservation.

This work aimed to: (1) develop an expeditious tool to characterize and evaluate more rigorously the conservation status of three streams in PNSC, (2) characterize the fish communities of these streams, (3) based on these results, and framed in the principles of the WFD, the submission of an action plan for these fish associations, including stream rehabilitation/mitigation measures, which support decision-making within the development plan of the PNSC.

To assess the quality of these streams, I developed a tool - integrated index for the assessment of river conservation (ICOR) - that includes (1) regional variables, i.e., operating at the basin level (e.g., roads, percentage of agricultural land, percentage of urban land, distance from sources of pollution); (2) local variables (e.g., diversity and quantity of fish cover types, sedimentation, width and continuity of ripicolan forest). These variables seek to quantify the degradation state of the stream in a structural and functional level. Each variable is rated on a scale of 1 (excellent) to 5 (bad),

and the final index is the sum of all variables divided by the total number of variables; this value is allocated to one of five classes of quality. Using this index does not imply a prior determination of “rigid” river types, as its main objective is to define lotic segments with different states of conservation, i.e., with different levels of anthropogenic pressure. The results of the ICOR for the studied streams revealed that although there are differences in anthropic pressure, water courses had an average/mediocre status of conservation.

To study the fish communities of these streams and their relations with environmental variables I sampled 16 segments, eight on the Ribeira de Colares, five in Ribeira de Bolelas/Samarra and three in the Ribeira do Magoito, with the objective of covering the longitudinality of streams, using the technique of electric fishing. On the Ribeira de Colares, the dominant species were the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei*) and Southern Iberian Chub (*Squalius pyrenaicus*); in Bolelas/Samarra, the fish assemblages were largely dominated by Portuguese-arched-mouth-nose (*Iberochondrostoma lusitanicum*) and in Magoito the fish assemblages were only represented by European eel (*Anguilla anguilla*) and Thinlipped mullet (*Liza ramada*). The first axis of a canonical correspondence analysis revealed a longitudinal gradient, with a dominance of Portuguese-arched-mouth-nose in the upstream reaches (European eel in Magoito), followed by communities with a relevant presence of Southern Iberian Chub in the middle courses, to assemblages dominated by Iberian barbel in the downstream reaches of Colares. This axis also exposed an association between stream conservation and high densities of Southern Iberian Chub and Portuguese-arched-mouth-nose. The second axis of the CCA revealed an association between the substrate quality and three species, the Southern Iberian Chub, Portuguese-arched-mouth-nose and Southern Iberian Spined-loach (*Cobitis paludica*), which were more abundant in reaches with lower levels of sedimentation .

Considering the results obtained from the final ICOR and its variables, it was possible to assess the conservation status of the streams along its courses, thus permitting to purpose rehabilitation measures at various scales. Associated with this assessment, the study of fish assemblages allowed elaborating an action plan containing measures directed to these communities that, at the same time, will improve the morphological condition and the ecological status of the studied streams.

Índice

Lista de figuras	10
Lista de tabelas	12
1. Introdução geral	13
1.1. Dinâmica e gestão de sistemas fluviais mediterrânicos: o caso português	13
1.2. O estado ecológico dos sistemas fluviais	16
1.3. Objetivos da tese	19
2. Área de estudo	20
3. Desenvolvimento de um Índice integrado preliminar para a avaliação do estado de COnservação de Rios (ICOR)	27
3.1. Introdução	27
3.2. Metodologia	28
3.2.1. Variáveis Regionais	29
3.2.2. Variáveis Locais	30
3.2.3. Relação do ICOR com a abundância de <i>Squalius pyrenaicus</i>	33
3.3. Resultados	34
3.3.1. Ribeira de Colares	34
3.3.2. Ribeira de Bolelas/Samarra	38
3.3.3. Ribeira do Magoito	42
3.3.4. Relação do ICOR com a abundância de <i>Squalius pyrenaicus</i>	46
3.4. Discussão	46
4. As comunidades piscícolas do Parque Natural de Sintra-Cascais e sua relação com as variáveis ambientais	48
4.1. Introdução	48
4.2. Metodologia	49
4.2.1. Pesca elétrica	49
4.2.2. Variáveis ambientais	51
4.2.3. Análise estatística	51
4.3. Resultados	52
4.4. Discussão	57
5. Reabilitação das ribeiras do Parque Natural de Sintra-Cascais	59
5.1. Introdução	59
5.2. Plano de ação	64

5.2.1. Descrição do plano de ação	64
5.2.2. Medidas de Intervenção.....	66
6. Considerações finais	69
7. Bibliografia	71
8. Anexos	81

Lista de figuras

Figura 1 – Principais causas de perda de biodiversidade em sistemas lóticos em várias partes do mundo (adaptado de Darwall <i>et al.</i> , 2008).....	14
Figura 2 - Ciclos dos Planos de Gestão de Recursos Hídricos (Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.)	16
Figura 3 - Fatores que influenciam a dinâmica fluvial (adaptado de Yoder, 2005).....	18
Figura 4 - a) Regiões hidrográficas de Portugal (a vermelho as ribeiras do Oeste), b) área de estudo delimitada a vermelho, c) enquadramento das ribeiras estudadas no Parque Natural de Sintra-Cascais	20
Figura 5 – a) Mapa da precipitação e b) temperatura no PNSC.....	21
Figura 6 - Hipsometria na área de estudo	22
Figura 7 - Mapa do uso do Solo na Ribeira de Colares	23
Figura 8 – Ribeira de Colares: a) canal emparedado, b) maciço de canas junto à foz, c) obstáculo.....	24
Figura 9 – Ribeira de Bolelas/Samarra: a) <i>Riffle</i> e b) <i>Pool</i>	24
Figura 10 - Mapa do uso do solo na Ribeira de Bolelas / Samarra.....	25
Figura 11- Mapa do uso do solo na ribeira do Magoito.....	26
Figura 12 – Ribeira do Magoito: a) segmento em bom estado de conservação e b) leito emparedado	26
Figura 13 - Variáveis “Vias de comunicação” e “Percentagem de zona Urbana e Industrial” (Colares)	35
Figura 14 - Variáveis “Percentagem de Zona Agrícola” e “Distância a fontes de Poluição” (Colares)	35
Figura 15 - Variáveis “Presença de canas” e “Largura da Mata ripícola” (Colares)	35
Figura 16 - Variáveis “Continuidade da mata ripícola” e “Alterações morfológicas das margens” (Colares)	36
Figura 17 - Variáveis “Quantidade de abrigos” e “Diversidade de abrigos” (Colares).....	36
Figura 18 - Variáveis “Obstáculos de conectividade” e “Sedimentação” (Colares)	36
Figura 19- Gráfico da evolução do valor do índice de montante (1) para jusante (69) na ribeira de Colares	37
Figura 20 - Variável “Heterogeneidade de habitats” (Colares).....	37
Figura 21 - Variáveis “Vias de comunicação” e “Percentagem de zona Urbana e Industrial” (Bolelas/Samarra).....	38
Figura 22 - Variáveis “Percentagem de Zona Agrícola” e “Distância a fontes de Poluição” (Bolelas/Samarra).....	39
Figura 23 - Variáveis “Presença de canas” e “Largura da Mata ripícola” (Bolelas/Samarra). 39	
Figura 24 - Variáveis “Continuidade da mata ripícola” e “Alterações morfológicas das margens” (Bolelas/Samarra).....	40
Figura 25 - Variáveis “Quantidade de abrigos” e “Diversidade de abrigos” (Bolelas/Samarra)	40
Figura 26 - Variáveis “Obstáculos de conectividade” e “Sedimentação” (Bolelas/Samarra)..	41
Figura 27 - Variável “Heterogeneidade de habitats” (Bolelas/Samarra).....	41

Figura 28 - Gráfico da evolução do valor do índice de montante (1) para jusante (26) na ribeira de Bolelas/Samarra.....	42
Figura 29 - Variáveis “Vias de comunicação” e “Percentagem de zona Urbana e Industrial” (Magoito).....	43
Figura 30 - Variáveis “Percentagem de Zona Agrícola” e “Distância a fontes de Poluição” (Magoito).....	43
Figura 31 - Variáveis “Presença de canas” e “Largura da Mata ripícola” (Magoito).....	44
Figura 32 - Variáveis “Continuidade da mata ripícola” e “Alterações morfológicas das margens” (Magoito).....	44
Figura 33 - Variáveis “Quantidade de abrigos” e “Diversidade de abrigos” (Magoito).....	44
Figura 34 - Variáveis “Obstáculos de conectividade” e “Sedimentação” (Magoito).....	45
Figura 35 - Variável “Heterogeneidade de habitats” (Magoito).....	45
Figura 36 - Gráfico da evolução do valor do índice de montante (1) para jusante (25) na ribeira do Magoito.....	46
Figura 37- Imagem satélite com os pontos de amostragem na ribeira de Colares	50
Figura 38 - Imagem satélite com os pontos de amostragem na ribeira de Bolelas/Samarra.....	50
Figura 39- Imagem satélite com os pontos de amostragem na ribeira do Magoito	51
Figura 40 - Abundância relativa das espécies na ribeira de Colares.....	54
Figura 41- Abundância relativa das espécies na ribeira de Bolelas / Samarra	55
Figura 42 - Abundância relativa das espécies na ribeira do Magoito.....	56
Figura 43 - Gráfico resultante da CCA.....	56
Figura 44 - Exemplo de reperfilamento transversal (adaptado de Arizpe <i>et al.</i> , 2009).....	60
Figura 45 - Exemplo de reperfilamento longitudinal (adaptado de Arizpe <i>et al.</i> , 2009)	61
Figura 46 - Exemplo da criação de <i>bypass</i> (adaptado de Arizpe <i>et al.</i> , 2009).....	61
Figura 47 - Exemplo do desassoreamento do interior da curva (adaptado de Arizpe <i>et al.</i> , 2009).....	62
Figura 48 - Exemplo de algumas técnicas de engenharia natural (Fernandes & Freitas, 2011)	64

Lista de tabelas

Tabela 1 – Tabela-resumo das variáveis usadas no ICOR	31
Tabela 2 - Abundância relativa de cada classe em cada ribeira.....	46
Tabela 3 - Tabela- resumo das Espécies Piscícolas, Guildas e estado de Conservação (Livro Vermelho)	52
Tabela 4 - Resultado da amostragem piscícola na ribeira de Colares; número de indivíduos (densidade por 1000m ²)	53
Tabela 5 - Resultado da amostragem piscícola na ribeira de Bolelas/Samarra; número de indivíduos (densidade por 1000m ²)	54
Tabela 6 - Resultado da amostragem piscícola na ribeira do Magoito; número de indivíduos (densidade por 1000m ²)	55

1. Introdução geral

1.1. Dinâmica e gestão de sistemas fluviais mediterrânicos: o caso português

Ao longo dos últimos 100 anos, com o aumento significativo da população mundial e o consequente desenvolvimento tecnológico, principalmente nas atividades de indústria, urbanização, exploração e extração de matérias-primas e recursos biológicos, crescem também as pressões sobre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Goudie, 2013). No caso dos sistemas fluviais, estes apresentam uma dinâmica particularmente sensível a pressões e agressões de natureza antrópica (Saunders *et al.*, 2002). De facto, os cursos de água continentais são dos ecossistemas mais alterados do planeta, e nas últimas décadas os seus decréscimos de biodiversidade ocorreram com maior rapidez do que os verificados nos ecossistemas terrestres (Saunders *et al.*; Dudgeon *et al.*, 2006).

Os ecossistemas fluviais estão expostos a múltiplas ameaças e agressões que, atuando amiúde de forma sinérgica, provocam o declínio da sua biodiversidade (Szöllosi-Nagy *et al.*, 1998). Entre as ameaças que mais contribuem para este declínio estão: introdução de espécies exóticas, criação de barreiras, aquecimento global, desenvolvimento das zonas costeiras, pesca comercial, regulação de caudais, extração de água, turismo, poluição de origem industrial e doméstica, desflorestação e as práticas agrícolas que conduzem a perda de habitats e eutrofização (Figura 1) (McAllister *et al.*, 1997; Moreira *et al.*, 2002, Dudgeon *et al.*, 2005). Estas pressões podem ocorrer a diferentes escalas, desde o nível do micro-habitat passando pelo corredor fluvial até à paisagem envolvente (*sensu* Frissel *et al.*, 1986); poderão também afetar a geomorfologia e hidrologia de uma bacia hidrográfica e, conseqüentemente, a dinâmica e funcionalidade dos seus troços fluviais (Arizpe *et al.*, 2009).

Os cursos de água mediterrâneos têm características naturais que os tornam menos resilientes do que outros ecossistemas aquáticos (Hershkovitz & Gasith, 2013). Nas regiões mediterrânicas, a distribuição anual da precipitação provoca em muitos rios descontinuidades espaciais e temporais no sistema de corrente durante a altura de estio (que podem ser muito significativas), bem como eventos de cheias no período de maior precipitação (Gasith & Resh, 1999). Embora em anos húmidos os episódios de cheias sejam normalmente muito marcados e o défice hidrológico mais reduzido, em anos mais secos o período de estiagem tende a ser alargado, agravando o défice de água nos rios. Estes acontecimentos geram um elevado dinamismo e diversidade na estrutura e configuração dos habitats aquáticos mediterrâneos, e conseqüentemente na dinâmica das comunidades aquáticas (Sabater *et al.*, 1995; Gasith & Resh, 1999; Bonada & Resh, 2013).

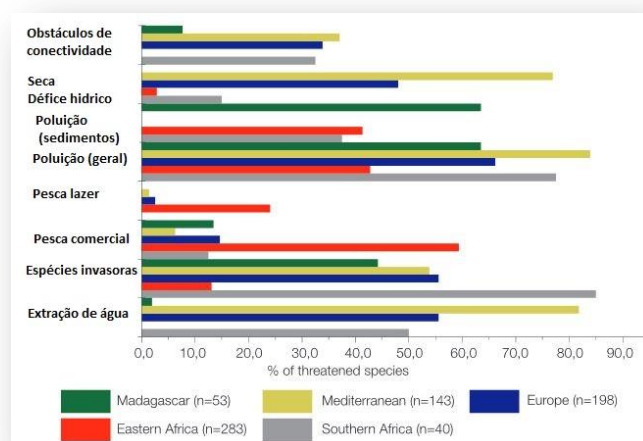


Figura 1 – Principais causas de perda de biodiversidade em sistemas lóticos em várias partes do mundo (adaptado de Darwall *et al.*, 2008)

Em muitos rios mediterrâneos de pequena a média dimensão formam-se pegos quando o caudal superficial cessa, que irão albergar parte significativa das comunidades biológicas; para além do decréscimo do volume de água, podem, por exemplo, verificar-se temperaturas muito elevadas durante o período diurno (algumas vezes acima de 30°C), e escassez de oxigénio durante o período noturno, bem como o decréscimo de recursos alimentares para as comunidades piscícolas, provocada pela menor densidade de invertebrados aquáticos. Estas condições severas fazem com que haja um aumento de competição por espaço e alimento, ficando os peixes sujeitos a um forte *stress* físico-químico e biológico (Magalhães *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2002).

Além destas características naturais, a pressão humana nestas regiões de cariz mediterrâneo é particularmente intensa, sobretudo no período mais seco, quando os caudais dos rios não acompanham o aumento da necessidade de água para fins domésticos e agrícolas (Godinho & Ferreira, 1998; Cowx & Collares-Pereira, 2000; Maceda-Veiga, 2013). Tendo em conta as características naturais e a pressão antrópica que envolvem os rios mediterrânicos, o acréscimo de degradação do seu estado ecológico e integridade biológica será cada vez mais uma realidade se não foram tomadas ações e medidas que protejam e recuperem esses sistemas.

Os planos estratégicos que visam a conservação dos sistemas aquáticos, bem como a recuperação da sua qualidade ecológica, têm por isso cada vez maior importância em rios mediterrânicos, de forma a inverter as tendências de decréscimo da sua integridade biótica e biodiversidade, nomeadamente ao nível da potencial extinção das várias espécies endémicas ameaçadas (Maceda-Veiga, 2013). Para atingir estes objetivos, foram dados dois passos muito importantes na última década, nomeadamente a publicação da Diretiva Quadro da Água (DQA) (DQA, União Europeia, 2000), que representa o quadro de ação estabelecido pela União Europeia no domínio da política da água, bem como do Plano Nacional da Água (PNA) (Decreto-Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro), que define e orienta a estratégia nacional para a gestão integrada da água.

O PNA é constituído por vários itens referenciados à escala nacional, desde a análise dos principais problemas das águas no nosso país, passando pelo diagnóstico da situação e definição de objetivos, até à síntese das medidas e ações a realizar para atingir os objetivos estabelecidos. Culmina com um modelo de promoção, de acompanhamento e de avaliação da sua aplicação (ver detalhes em PNA (2002).

Por outro lado, a Lei da Água (LA - Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro), que transpôs para a ordem jurídica nacional a já referida DQA, estipula como principais objetivos ambientais os de proteger, melhorar e restaurar todas as massas de água superficiais e subterrâneas, tendo em vista que estas atinjam um bom estado ecológico/potencial ecológico até 2015. O estado ecológico é caracterizado por elementos biológicos que incluem a fauna piscícola, e ainda por elementos físico-químicos e hidromorfológicos, sendo definido pelo desvio (desvio ecológico) entre as características desses elementos numa massa de água em condições naturais (condições de referência) e as suas características quando sujeitos a uma ou várias pressões (e.g., poluição orgânica/industrial, regularização, quebra de conectividade).

Pretende-se atingir aquele fim através da aplicação de programas de medidas especificadas nos planos de gestão das regiões hidrográficas (PGRH) que foram desenvolvidos após os trabalhos de implementação a Portugal Continental da DQA. As regiões hidrográficas são constituídas por uma ou mais bacias hidrográficas, formando assim uma unidade territorial de gestão da água. Na legislação atual (DQA e Lei da Água), o planeamento de gestão dos recursos hídricos está estruturado em ciclos de seis anos, como está representado na Figura 2. A primeira geração dos PGRH foi apresentada durante o ano de 2012 – publicados oficialmente pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 16-A/2013, de 22 de Março de 2009 e assim sendo, estarão em vigor até 2015.

Os PGRH visam orientar a proteção e gestão das águas, e a compatibilização das suas utilizações e disponibilidades, de maneira a:

- (a) garantir a sua utilização sustentável, ou seja, satisfazendo as necessidades das gerações atuais, sem comprometer as futuras;
- (b) proporcionar critérios de afetação aos vários tipos de usos pretendidos, tendo em conta o valor económico de cada um deles, assegurando assim a harmonia da gestão das águas com o desenvolvimento regional e as políticas setoriais, os direitos individuais e os interesses locais;
- (c) fixar as normas de qualidade ambiental e os critérios relativos à avaliação do estado das águas.

Em áreas protegidas, como é o caso dos Parques Naturais e segundo os princípios para a elaboração de planos de ordenamento, os recursos hídricos devem estar contemplados nos mesmos. O Plano de Ordenamento deve conter uma identificação dos cursos de água principais e seus afluentes, assim como também um estudo dos sistemas hidrogeológicos, de forma a quantificar a sua recarga e disponibilidade hídrica. Além destes aspetos, é também realizado um estudo das bacias hidrográficas a nível climático, ocupação do solo, qualidade da água, ocorrência de fenómenos

naturais como cheias, entre outros, tendo em vista gerar soluções integrantes de uma proposta de ordenamento. A proposta poderá incluir soluções ao nível do segmento, como por exemplo intervenções no leito e margens dos cursos de água, bem como ações ao nível da bacia hidrográfica, como por exemplo a imposição de restrições de uso do solo nesse território.

Neste contexto, qualquer plano de ação que vise a proteção e melhoria do estado ecológico e da integridade biótica dos sistemas fluviais no nosso país, deve estar articulado com estes princípios legais, e consequentemente com os objetivos que os guiam.



Figura 2 - Ciclos dos Planos de Gestão de Recursos Hídricos (Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., 2005)

1.2. O estado ecológico dos sistemas fluviais

Um curso de água, ou mais vulgarmente, rio ou ribeira, é um complexo ecossistema onde processos biológicos, físicos e químicos estão relacionados numa complexa teia de interações no espaço e no tempo (Allan *et al.*, 1997; Arizpe *et al.*, 2009). A perturbação de um ou vários destes processos poderá despoletar um efeito em cadeia, alterando a elevada dinâmica ecológica dos cursos de água. Por exemplo, num rio cuja bacia seja muito florestada, um aumento de nutrientes provenientes de um escoamento superficial poderá não ter grande efeito, pois as árvores (incluindo as da mata ripícola) poderão atuar como agentes filtrantes; contudo, se adicionalmente se verificar uma diminuição muito significativa da área florestal, então estes dois fatores combinados poderão representar uma pressão significativa no curso de água.

Existem diversos modelos ecológicos que tentam explicar o funcionamento dos ecossistemas lóticos. Em Melles *et al.* (2012) pode ser encontrada uma excelente revisão sobre o tema, abordando os vários contributos para esta temática ao longo das últimas décadas. Um dos mais antigos e talvez o mais conhecido é a teoria do contínuo fluvial (Vannote *et al.*, 1980), que descreve os gradientes de matéria e de energia, e a sua disponibilidade ao longo do perfil fluvial, originando uma distribuição contínua das biocenoses ao longo desse perfil num processo permanente de ajustamento no espaço e no tempo. Ward *et al.* (1989), com a teoria do sistema fluvial a quatro dimensões, demonstra que "a

estrutura e dinâmica do ecossistema lótico são baseadas em quatro dimensões: longitudinal (entre as cabeceiras e afluentes, e o rio principal), transversal (entre o corredor fluvial e o seu vale de cheia), vertical (entre o leito do rio e o aquífero), e temporal. Já Poff *et al.* (1997) enfatizam a componente hidrológica no funcionamento do rio: "o regime de escoamento natural determina a integridade do ecossistema e sustenta a sua biodiversidade; cada rio é a resposta às características das cinco principais componentes do regime natural: magnitude, duração, frequência, sazonalidade e taxa de alteração."

Mais recentemente, outros autores como Wiens (2002) enfatizam a componente da paisagem no funcionamento dos rios; para estes autores, os rios são considerados elementos da paisagem ou parte do mosaico da paisagem, estando intimamente ligados aos elementos que os rodeiam, de forma a que existam transferências de materiais, organismos e energia. É possível afirmar que a estrutura de qualquer comunidade biológica depende de fatores bióticos e abióticos que operam em múltiplas escalas temporais e espaciais (Ricklefs, 1987; Lawton, 1999). De facto, quer fatores locais, como por exemplo a morfologia e o coberto vegetal do canal, quer fatores regionais (muitos dos quais estão correlacionados entre si e influenciam as condições locais), como o clima, e o uso do solo na bacia, podem contribuir para a estrutura das comunidades biológicas.

Neste contexto, o estado ecológico das águas superficiais, i.e., a expressão da sua qualidade estrutural e funcional (*sensu* DQA), é influenciado por seis grandes grupos de variáveis, resultado da interação das diferentes "forças naturais e antrópicas" nas várias escalas espaciais: qualidade da água, estrutura habitacional, fontes de energia, regime de caudais, conectividade fluvial e interações bióticas (Figura 3) (Amoros & Roux, 1988; Karr, 1994; Karr & Chu, 2000).

A DQA trouxe alterações na forma como se realiza o planeamento e monitorização das massas de água. Contém uma metodologia mais holística, considerando os elementos biológicos, os parâmetros físico-químicos e a componente hidromorfológica. Antes da implementação da DQA, o planeamento dos recursos hídricos assentava sobretudo em questões de quantidade e qualidade físico-química da água, não se enfatizando a componente biológica nem quaisquer objetivos ecológicos. Com a DQA, o conceito de qualidade do sistema passou a ser profundamente ecocêntrico, e o planeamento é agora bastante influenciado pelo estado ecológico, incluindo claro a qualidade da água.

A monitorização inclui vários elementos biológicos que consigam representar o estado do ecossistema; na gestão dos recursos surgem objetivos ecológicos, estabelecidos com metas bem definidas, e a região hidrográfica passou a ser a unidade base de planeamento, representando a massa de água a unidade fulcral em termos práticos e operacionais. De acordo com a perspetiva holística que caracteriza a DQA, apontada antes por diversos autores (Barbour *et al.*, 1999; Yoder & DeShon, 2003), a amostragem dos elementos biológicos, como por exemplo as comunidades piscícolas, deve ser complementada por outros elementos de qualidade biológica (e.g. macroinvertebrados, fitobentos e macrófitos), física e química.

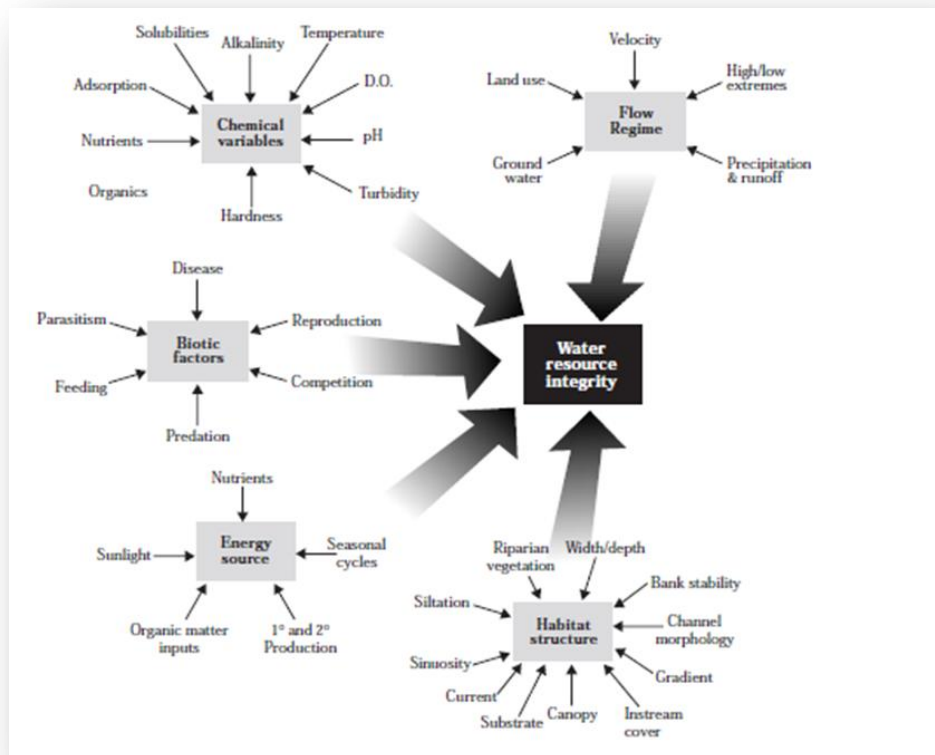


Figura 3 - Fatores que influenciam a dinâmica fluvial (adaptado de Yoder, 2005)

A manutenção do bom estado ecológico de um rio implica a sustentabilidade de comunidades de organismos equilibradas e adaptadas ao meio, com uma diversidade comparável à de um sistema natural (Karr & Dudley, 1981). Os peixes são obviamente uma das comunidades mais importantes dos ecossistemas aquáticos e, por isso, um dos grupos mais relevantes nos planos de gestão destes sistemas. Numa verdadeira relação biunívoca, as comunidades piscícolas são, por outro lado e simultaneamente, boas indicadoras da qualidade biológica dos cursos de água. De facto, a avaliação da qualidade dos sistemas fluviais pode ser suportada por diversos bioindicadores, embora os peixes sejam considerados organismos chave em programas de biomonitorização (Barbour *et al.*, 1999; Simon, 2003) e apresentem vantagens relativamente a outros elementos biológicos (ver revisão em Oliveira *et al.*, 2007). Destas, e tendo em conta a minha área de estudo, salientava o facto de os peixes serem considerados como importantes recursos ambientais pela generalidade das pessoas, podendo assim ter um papel fundamental na promoção das políticas da água, quer ao nível da sua qualidade físico-química, quer na vertente de conservação e recuperação dos habitats aquáticos e áreas ripícolas.

Sabendo que as comunidades piscícolas dependem inteiramente da malha habitacional que as rodeia, a avaliação da condição morfológica dos rios é muito importante. Por exemplo, Oliveira *et al.*, (2007) exemplificam várias das muitas interações entre a estrutura física dos rios e as comunidades aquáticas, como por exemplo: (1) as margens dos rios que suportando uma malha habitacional diversificada, estimulam o acréscimo da produtividade primária, e criam áreas de

alimentação e refúgio para as comunidades de invertebrados e peixes; ou (2) a vegetação ripícola, que desempenhando um papel importante nos ecótonos, aumenta a capacidade de resistência das margens à erosão, atua como filtro biológico e fornece abrigo e alimento a essas comunidades. Tendo em conta as condições do estado hidrogeomorfológico e a sua avaliação, deve-se identificar as componentes que estão degradadas de forma a equacionar qual o método ideal de intervenção para os objetivos propostos, por exemplo se uma requalificação ou mitigação.

Em conclusão, as comunidades piscícolas são assim frequentemente estruturadas de acordo com a complexidade dos habitats, de diversos outros fatores ambientais a diferentes escalas (e.g., temperatura, condutividade, altitude, geologia, qualidade da água), e da ocorrência de fenómenos hidrológicos periódicos como cheias e secas (Schlosser, 1990; Cowx & Welcomme, 1998). De facto, pode-se afirmar que todos estes intervenientes estão intimamente relacionados nos sistemas aquáticos.

1.3. Objetivos da tese

Ao aplicar um plano de gestão integrado, ou um plano de ação para determinadas comunidades biológicas, de forma a "corrigir" o estado ecológico do curso de água, podem ser adotadas três estratégias: restauro, reabilitação e mitigação (Iriarte *et al.*, 2008; Arizpe *et al.*, 2009). Como restauro entende-se a recuperação da composição natural, estrutura, processos e funções de um rio, permitindo deste modo que este atinja novamente a integridade biótica, preservando o seu balanço dinâmico auto regulado. Por outro lado, a reabilitação procura que estas características ecológicas fiquem tão perto quanto possível das condições naturais. Ao nível da mitigação, procura-se atingir um estado que, sendo significativamente diferente do natural do rio, represente um compromisso com as condições limitantes inevitáveis a que o rio está sujeito, nomeadamente ao nível das pressões antrópicas. Tendo em conta os constrangimentos ambientais da área de estudo, nomeadamente a pressão antrópica bastante significativa, as medidas do presente plano de ação enquadram-se claramente numa estratégia de reabilitação/mitigação.

Neste contexto, e tendo ainda em conta o que foi desenvolvido nos subcapítulos anteriores, este trabalho tem como principais objetivos: (1) o desenvolvimento de uma ferramenta expedita que permita caracterizar e avaliar de forma mais rigorosa o estado de conservação de um curso de água, correspondendo desta forma a um suporte para opções de reabilitação/mitigação, e sua aplicação a três ribeiras do Parque Natural Sintra-Cascais; (2) a caracterização das comunidades piscícolas dessas ribeiras; (3) com base nestes resultados, e enquadrado nos princípios orientadores da DQA, a apresentação de um plano de ação para estas associações piscícolas, que inclua medidas de reabilitação/mitigação fluvial, que suportem a tomada de decisões no âmbito do Plano de Ordenamento do Parque Natural de Sintra-Cascais.

2. Área de estudo

O Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC) engloba uma área extensa onde existem diversas linhas de água; para o presente estudo foram contudo selecionadas as três ribeiras de maior dimensão: ribeira de Colares, ribeira de Bolelas/Samarra e ribeira do Magoito. As três bacias hidrográficas estão incluídas na região hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e ribeiras do Oeste, que foi definida pelo decreto-lei n 347/2007, de 19 de Outubro (Figura 4). Estas três bacias possuem uma área de 79,5 km², o que representa aproximadamente 3,03% das bacias das ribeiras do Oeste.

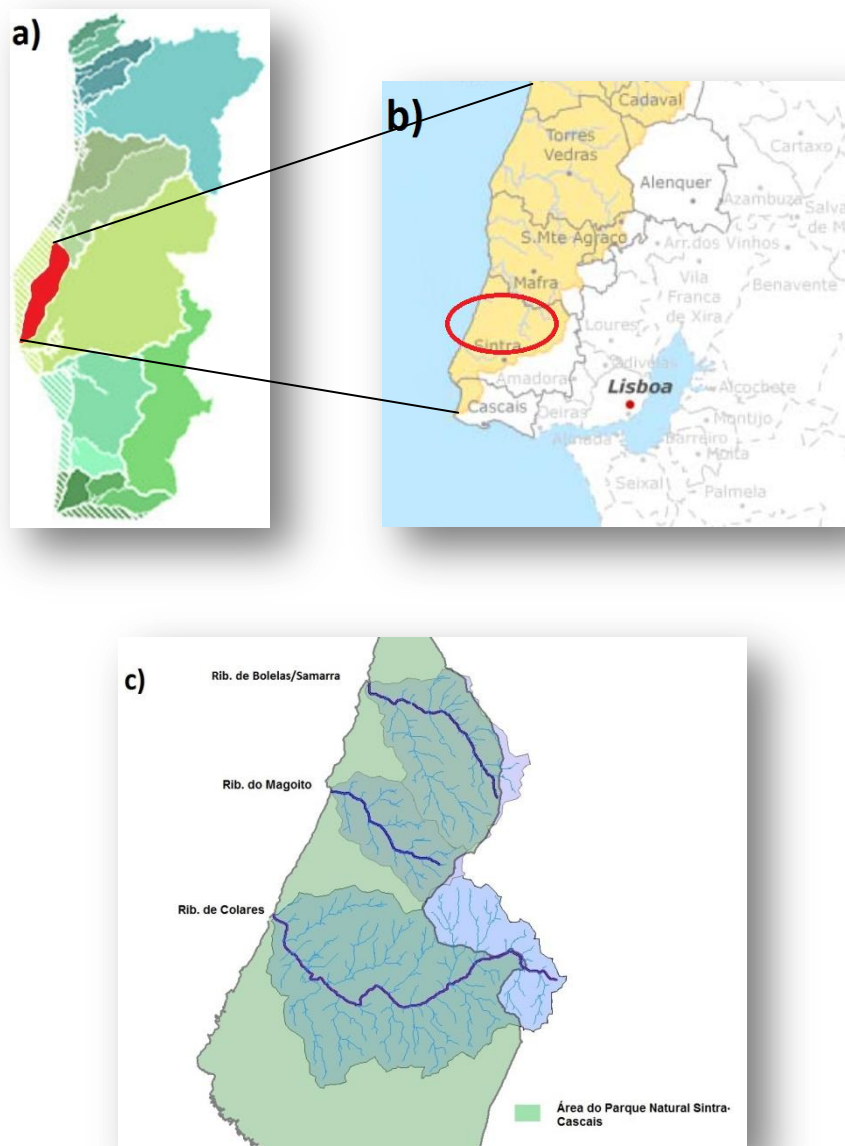


Figura 4 - a) Regiões hidrográficas de Portugal (a vermelho as ribeiras do Oeste), b) área de estudo delineada a vermelho, c) enquadramento das ribeiras estudadas no Parque Natural de Sintra-Cascais

A classificação climática segundo Koppen-Geiger indica que estas áreas são classificadas como clima temperado do tipo mediterrâneo, com um período seco de três meses que corresponde a Junho, Julho e Agosto, onde a média da precipitação do mês mais seco é menor que 40mm e menor que um terço da precipitação do mês com maior precipitação. O período de inverno é instável e húmido. Quanto ao sub-tipo do clima mediterrânico, a área de estudo caracteriza-se por ser do sub-tipo Csa, onde a temperatura do mês mais frio é menor que 18°C, nos três meses mais frios a temperatura é maior que -3°C e no mês mais quente é maior ou igual a 22°C. A precipitação média anual situa-se entre os 524 e 871 mm, e a temperatura média anual entre os 12,5°C e 16°C (Figura 5). O número médio anual de horas de Sol é aproximadamente de 2500 horas, apresentando uma evaporação média anual de cerca de 1138 mm, e uma evapotranspiração potencial anual da ordem dos 720 mm.

Na zona da Serra de Sintra, devido às condições de relevo e à sua proximidade com o Oceano Atlântico, gera-se um microclima que contrasta ligeiramente com a envolvente. Os valores de precipitação são ligeiramente mais elevados (cerca de 1000 mm), a temperatura mais baixa (quatro a cinco graus) e, quase sempre, o valor de humidade do ar é elevado. Estas condições climáticas conduzem a um aumento do escoamento superficial e subterrâneo, que se reflete especialmente na Ribeira de Colares, pois a sua bacia de drenagem inclui parte da Serra de Sintra.

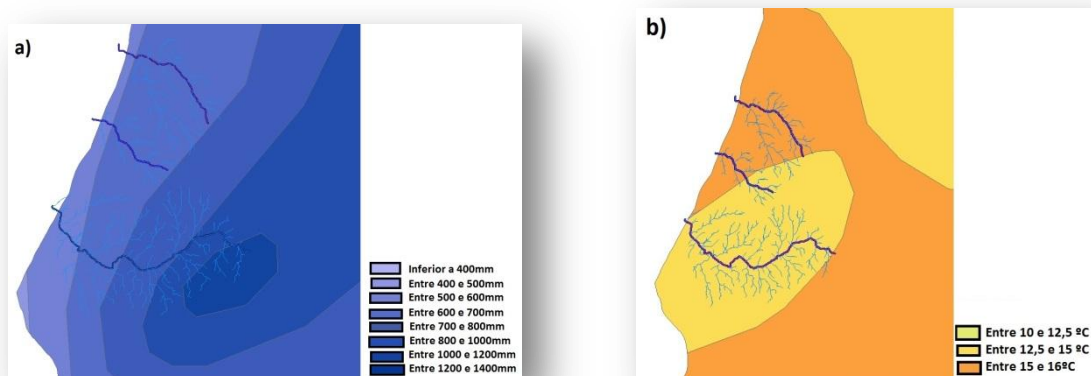


Figura 5 – a) Mapa da precipitação e b) temperatura no PNSC

A área das bacias hidrográficas do Oeste onde estão inseridas as três ribeiras constitui parte importante da Orla Ceno-Mesozoica ocidental. Os materiais geológicos são principalmente de origem sedimentar, depositados desde o início da Era Secundária ou Mesozoica até aos dias de hoje. A distribuição das formações geológicas nesta área não é uniforme, embora na zona das três ribeiras estudadas dominem formações cretáceas. Na região de Sintra, o domínio destas formações foi rompido no final do período cretácico pela intrusão eruptiva da Serra de Sintra. A evolução morfológica das bacias hidrográficas das ribeiras do Oeste encontra-se estreitamente relacionada com condições geológicas e, muito especialmente nesta área, com agentes modeladores, como as variações do nível de base geral (oceano), os ventos e a ondulação.

A nível hipsométrico, a ribeira de Bolelas/Samarra e a ribeira do Magoito nascem a altitudes entre os 100 e 200 metros, perto dos seus troços finais correm por vales com cerca de 50 a 100 metros de altitude e desaguam na foz ao nível do mar (Figura 6); em vários segmentos lóticos, as margens e a zona ripícola mantêm um estado seminatural, com declives acentuados. Por outro lado, a ribeira de Colares apresenta maior variação hipsométrica, com a nascente localizada a cerca de 220 metros, e correndo grande parte do curso entre os 100 e 200 metros até à foz; os declives dos taludes são acentuados, apresentando margens ravinadas, embora as áreas adjacentes às margens estejam aplanadas pelas alterações do uso do solo urbano, industrial e agrícola.

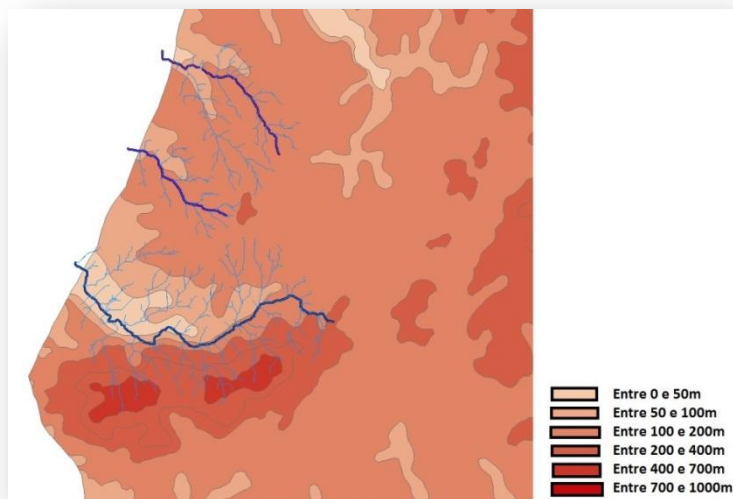


Figura 6 - Hipsometria na área de estudo

A ribeira de Colares tem uma extensão de aproximadamente 14 km e a sua bacia hidrográfica ocupa uma área de 50 km². Nasce na região do Laurel e a sua foz é na Praia das Maças, o seu percurso atravessa as localidades de Galamares, Cabriz, Colares e Rodízio. Apresenta quase sempre um regime permanente, podendo contudo alguns troços secarem no verão, nomeadamente a montante. A maior parte dos seus afluentes corresponde a pequenas linhas de água, como as ribeiras da Portela, Sintra, Nafarros e Mucifal. A ribeira de Colares é sensível às chuvadas fortes e concentradas, sendo que nestes períodos existe uma probabilidade bastante elevada de ocorrência de cheias.

A bacia hidrográfica da ribeira de Colares sofre uma elevada pressão humana, especialmente o seu curso principal, estando desde a nascente até à foz quase sempre ladeada de zonas urbanas ou industriais, bem como de campos agrícolas (POPNSC, 2003) (Figura 7). Esta ocupação é especialmente notada pelas alterações muito relevantes da condição morfológica dos leitos (por exemplo, em algumas zonas o leito foi emparedado de forma a minimizar o risco de cheias ou inundações). Foram identificados nesta ribeira vários obstáculos à conectividade fluvial – desde estruturas quase sempre transponíveis, embora com possível efeito de atraso na progressão das migrações piscícolas, passando por estruturas claramente transponíveis somente em algumas alturas

do ano, até um açude de grande dimensão na vila de Colares, que não permite a sua transposição. Estão presentes duas estações de tratamento de águas residuais (ETAR) na bacia hidrográfica da ribeira de Colares. A ETAR de Colares Sistema 1 drena diretamente para a ribeira em Alto Banzão a cerca de 9 km da foz e a ETAR Colares Sistema 2 que drena para a Ribeira de Madre Deus, um afluente na Várzea de Sintra, a aproximadamente 2,6 km da foz. Em alguns locais, foram ainda observadas estruturas ilegais de extração de água para a rega dos campos agrícolas adjacentes.

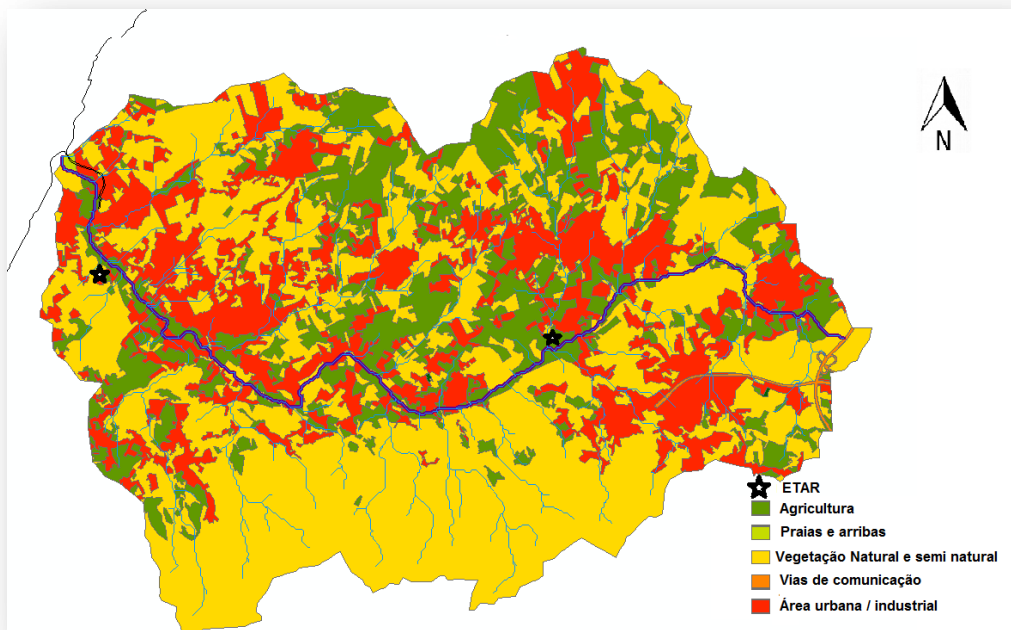


Figura 7 - Mapa do uso do Solo na Ribeira de Colares

No Plano de Bacias Hidrográficas do Oeste (INAG, 2001), esta linha de água já apresentava um estado de conservação “Mau” com a seguinte descrição: "A vegetação da ribeira encontra-se muito destruída, sendo o canal dominante devido ao abandono dos terrenos agrícolas. As galerias mais ricas encontram-se na zona entre Galamares e Colares."

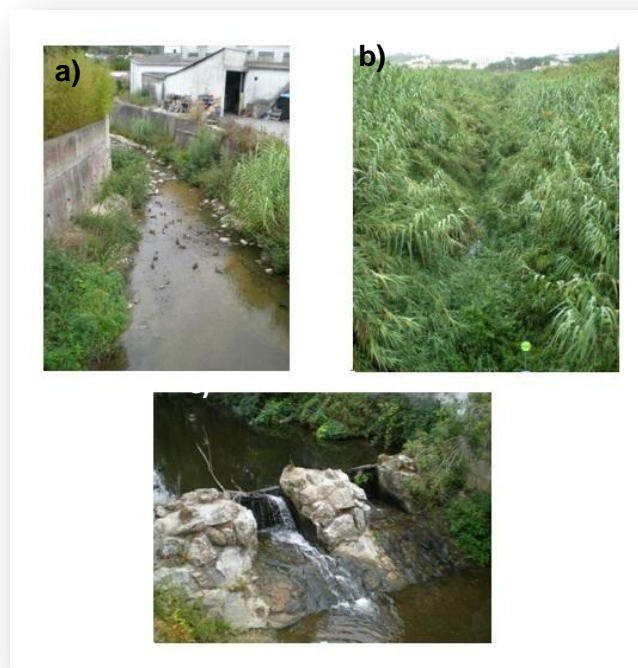


Figura 8 – Ribeira de Colares: a) canal emparedado, b) maciço de canas junto à foz, c) obstáculo

A ribeira de Bolelas/Samarra apresenta a segunda maior bacia hidrográfica entre as três ribeiras estudadas, ocupando uma área de 19,7 km², a ribeira de Bolelas é o seu principal afluente e o e aquele que apresenta maior disponibilidade hídrica. Os restantes tributários representam linhas de água de número de ordem um ou dois, quase todos efémeros. Por entre montes e encaixada em vales profundos, a ribeira da Samarra nasce junto ao Casal da Tapada e passa pelas povoações de Alfaquique, Arneiro dos Marinheiros, Bolembre de Cima, Rossio e Lugar de Baixo. Tem cerca de 8,2 km de comprimento e a sua foz situa-se na praia da Samarra. Até ao local onde as ribeiras da Samarra e Bolelas se encontram (a cerca de 1,2 km da foz) fluem paralelamente em dois vales separados por uma zona alta, onde se situa a povoação de São João das Lampas.



Figura 9 – Ribeira de Bolelas/Samarra: a) Riffle e b) Pool

Embora a bacia de drenagem apresente forte ocupação agrícola (Figura 10), contrariamente à ribeira de Colares, as zonas imediatamente envolventes às ribeiras da Samarra e de Bolelas são dominadas por vegetação seminatural, revelando um estado de conservação razoável em algumas zonas. Na altura mais seca do ano, alguns troços secam completamente, mantendo-se contudo alguns pegos em zonas mais abrigadas. Para lá de alguns obstáculos naturais (sobretudo degraus escavados na rocha por ação da água), foi identificado um obstáculo artificial intransponível da era romana (com elevado interesse histórico), localizado imediatamente a jusante da confluência entre as duas ribeiras, sensivelmente a cerca de um 1,2 km da foz. Na ribeira de Bolelas, a cerca de 2,5 km da foz, localiza-se uma ETAR.

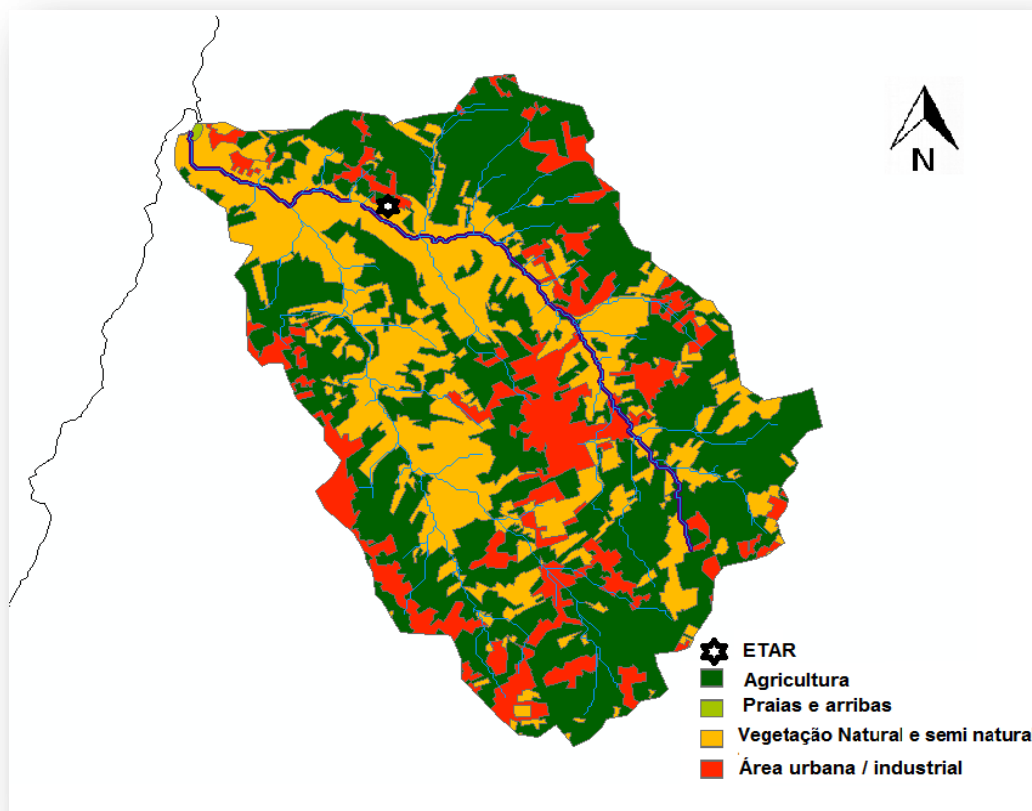


Figura 10 - Mapa do uso do solo na Ribeira de Bolelas / Samarra

A ribeira do Magoito é das três a mais pequena, com a sua bacia hidrográfica a apresentar uma área de cerca de 10,5 km², prolongando-se por uma extensão de aproximadamente seis quilómetros. Nasce na zona das aldeias de Pernigem e Aldeia Galega (Sintra), passa pelo vale entre as localidades de Fontanelas e São João das Lampas e, desagua na Praia do Magoito onde a cerca de 300 metros para montante se localiza uma ETAR. Tal como a ribeira da Samarra, durante o Verão alguns troços da ribeira acabam por secar, mantendo-se contudo alguns pegos.

Ao longo do seu curso, a ribeira do Magoito exhibe várias formas de degradação (Figura 11). Desde a foz até à intersecção da estrada que liga Arneiros dos Marinheiros a Fontanelas é ladeada

por dunas com pinhal, mas a zona ripícola apresenta grande invasibilidade de canas e margens erodidas. Na direção de montante, a ribeira está envolvida por campos agrícolas, alguns deles abandonados e alguma vegetação seminatural, correndo quase sempre por um canal de secção estreita, contendo pontualmente zonas com canas (Figura 12). A ribeira corre por vales próximos de alguns aglomerados urbanos, como por exemplo, Fontanelas e Bolembre.

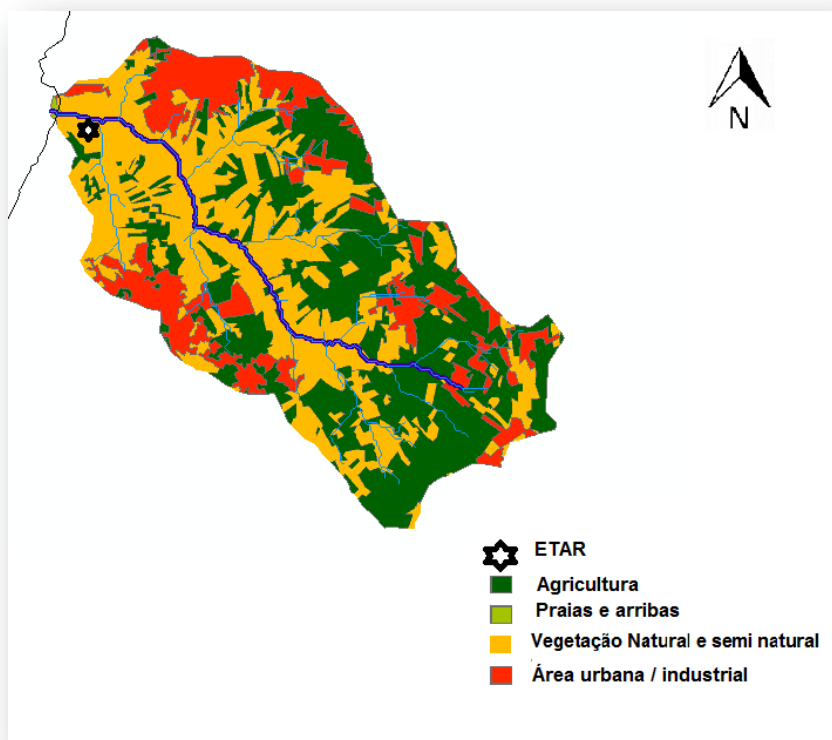


Figura 11- Mapa do uso do solo na ribeira do Magoito

a)



b)



Figura 12 – Ribeira do Magoito: a) segmento em bom estado de conservação e b) leito emparedado

3. Desenvolvimento de um Índice integrado preliminar para a avaliação do estado de CONservação de Rios (ICOR)

3.1. Introdução

Na bibliografia podem ser encontrados vários exemplos de ferramentas para a avaliação da condição hidromorfológica e/ou das zonas ripícolas envolventes dos rios, desde índices baseados unicamente em variáveis obtidas por via de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (e.g., Fernandes *et al.*, 2007; Meixler & Bain, 2010), até ferramentas com base em variáveis recolhidas no campo, para sistemas lóticos um pouco por todo o mundo (e.g., Raven *et al.*, 1998; Barbour *et al.*, 1999; Suarez *et al.*, 2002). A bibliografia é particularmente rica neste último tipo de índices e embora os parâmetros físicos do troço que são avaliados possam diferir para cada caso a nível da nomenclatura, forma de avaliação ou critérios quantitativos usados, alguns deles são transversais a todos os protocolos, nomeadamente: estado do leito, estabilidade e alterações das margens, estrutura da mata ripícola, qualidade e/ou quantidade de abrigos para as comunidades biológicas, regime de corrente, estrutura dos habitats aquáticos, e composição do substrato.

Para a Península Ibérica existem várias ferramentas baseadas em variáveis locais, como por exemplo o Grau de Qualidade de Canal (GQC) (Cortes *et al.*, 1999) que avalia a condição morfológica de um troço lótico, i.e., a sua maior ou menor perturbação do leito e margens do rio. Neste índice avalia-se a presença de estruturas de retenção, estrutura e heterogeneidade do canal, sedimentos e estabilidade do canal, estrutura e alteração artificial das margens, bem como o substrato do leito. Por exemplo, no projeto AQUARIPORT (programa nacional de monitorização de recursos piscícolas) a avaliação da qualidade física de rios à escala nacional foi suportada por este índice (Oliveira *et al.*, 2007). O índice de habitat fluvial (IHF) (Pardo *et al.*, 2002) foi um índice desenvolvido especialmente para rios da Península Ibérica e tem como objetivo quantificar a capacidade de suporte dos habitats para a fauna aquática. De facto, quanto maior a heterogeneidade e diversidade da malha habitacional, maior será a capacidade de suporte do meio e, conseqüentemente, maior a diversidade das comunidades biológicas que o ocupam (Smith & Smith, 2000). Algumas das variáveis deste índice são a composição do substrato e a sedimentação, profundidade, velocidade da corrente e tipo de vegetação aquática. Também para a região mediterrânica, o índice QBR (Munné *et al.*, 2003) avalia a qualidade ripícola através de quatro variáveis locais: percentagem de coberto por vegetação ripícola, estrutura do coberto, qualidade de coberto e alterações do canal. Em Portugal e no âmbito da DQA, foi criado o Índice de Qualidade de Habitat Fluvial (HABFLU) (Cortes *et al.*, 2007), que se baseia na metodologia proposta pelo River Habitat Survey (RHS) de Raven *et al.* (1998). O HABFLU procura quantificar o grau de alteração do meio fluvial e zona ripícola através das variáveis originais do RHS, transformando-as em variáveis que descrevem as características do habitat.

Relativamente aos índices com base em variáveis regionais, talvez o mais conhecido para a Península Ibérica seja o de Cortes *et al.* (2002), que propôs uma metodologia onde depois de serem selecionados troços fluviais com características fisiográficas homogéneas, estes são posteriormente carregados com variáveis de pressão à escala da bacia. Este trabalho foi desenvolvido a nível nacional para o PNA em 2002, e mais tarde adaptado a áreas específicas, nomeadamente à Ribeira de Odelouca (Fernandes *et al.*, 2007), à bacia hidrográfica do rio Sado (Godinho *et al.*, 2009) e a duas ribeiras no Oeste (Ceolin, 2010). Como foi referido, esta metodologia inclui dois passos: definição de troços fluviais que representam uma dada tipologia habitacional, i.e., um mosaico de habitats homogéneos; avaliação para cada troço de variáveis que representam as agressões e/ou perturbações ao sistema fluvial à escala regional, como por exemplo, aglomerados urbanos, vias de comunicação e fontes tóxicas de poluição. Cada troço terá então uma classificação final, representando esse valor o seu estado de conservação.

Em Fernández *et al.* (2011), pode ser encontrada uma revisão de métodos de caracterização de habitat, usando como referência a norma CEN para a avaliação hidromorfológica (CEN 2002). Caracterizando mais de 50 métodos, estes autores concluem que só uma pequena parte deles inclui variáveis de larga escala, embora seja enfatizada a sua importância na avaliação da condição morfológica fluvial. De facto, a maioria desses métodos baseia-se na recolha de informação ao nível das variáveis locais. A integração de variáveis a diferentes escalas, aliás reconhecendo a já referida organização hierárquica dos sistemas fluviais é pouco comum na bibliografia e, do meu conhecimento, inexistente de forma alargada para a Península Ibérica (embora Oliveira & Cortes (2005) tenham seguido esta linha metodológica, o seu índice aplica-se exclusivamente a rios de norte de Portugal).

No presente trabalho proponho uma ferramenta expedita para a avaliação do estado de conservação de uma linha de água – Índice Integrado de Conservação de Rios (ICOR) – que inclui variáveis geográficas que quantificam pressões à escala regional, bem como variáveis locais, que avaliam parâmetros morfológicos do rio. Procurei selecionar variáveis que na bibliografia tenham demonstrado serem bons indicadores em rios mediterrânicos, e que ao mesmo tempo possam ser avaliadas de forma expedita e precisa. A metodologia utilizada neste trabalho, combinando variáveis regionais e locais, é inovadora para a área de estudo, bem como a sua extensão a rios de pequena/média dimensão a nível Ibérico. A utilização deste índice não implica a determinação prévia de tipologias “rígidas”, sendo o seu objetivo principal o de definir segmentos lóticos com estados de conservação diferenciados, i.e., com diferentes níveis de pressão antrópica; de facto caberá ao gestor ambiental a conjugação, ou não, desta informação com qualquer tipologia que ache adequada, seja ela de cariz biótico ou abiótico.

3.2. Metodologia

O ICOR inclui dois tipos de variáveis, regionais e locais. Descreve-se de seguida essas diferentes variáveis, incluindo a metodologia de avaliação bem como as classes de classificação. Cada variável foi classificada por classes de 1 a 5 onde 1, 2, 3, 4 e 5 representam Excelente, Bom,

Médio, Medíocre, Mau, respetivamente. Os valores finais do índice variam entre 1 e 5 e são obtidos através da soma de todos os valores das variáveis regionais e locais, dividindo pelo número total de variáveis para cada local de amostragem.

$$\text{ICOR} = \frac{\sum v1 + v2 + v3 + v4 + v5 + v6a + v6b + v7 + v8a + v8b + v9 + v10 + v11}{13 \text{ (n}^\circ \text{ de variáveis)}}$$

Para a interpretação destes resultados e perceção do estado de conservação por parte dos gestores do meio aquático, foram criadas cinco classes qualitativas que têm a seguinte correspondência com o resultado final do índice: Excelente [1-1,6 [; Bom [1,6-2,4 [; Razoável [2,4-3,2 [; Medíocre [3,2-4 [; Mau [4-5].

3.2.1. Variáveis Regionais

Para avaliar as variáveis regionais, comecei por fazer uma divisão do comprimento total das ribeiras em segmentos de 200 metros, definindo posteriormente a sub-bacia de cada segmento no programa ArcGis 10.1 (ESRI Inca., Redando, CA, USA). Para definir as sub-bacias, utilizei em primeiro lugar um modelo digital terrestre que foi convertido para formato GRID. De seguida usei as ferramentas “Fill”, “Flow Direction”, “Flow Accumulation” e “Com” – incluídas na extensão *Saial Analista* do ArcGis –; com o output destas operações, que correspondeu a uma *shapefile* com as redes de drenagem, foi então possível representar em ArcGis as sub-bacias de drenagem para as linhas de água.

Para o cálculo das variáveis de uso do solo, utilizei uma *shapefile* com os dados do uso do solo para a região Oeste; assim para cada sub-bacia efetuei um “Clip” tendo por base a classificação do uso do solo, e em seguida foi determinada a área de uso urbano, uso agrícola e vias de comunicação. Quanto à variável “distância a fontes de poluição”, foi calculada através da sobreposição de uma *shapefile* onde estão localizadas fontes poluentes com a *shapefile* de delimitação de cada sub-bacia; para calcular a distância usou-se a ferramenta de medição disponível no Arcgis. Por fim, quantifiquei a presença de canas em cada segmento fluvial através da análise visual das imagens satélite disponíveis no GoogleEarth – esta variável foi posteriormente avaliada no terreno de forma a confirmar a informação recolhida nas imagens. Desta forma, as variáveis utilizadas foram: (Tabela 1)

V1 - Vias de comunicação: representa o número de quilómetros de vias de comunicação na sub-bacia de cada troço por unidade de área (km/km²). Para complementar a variável anterior, foi incluída ainda uma sub-variável “Atravessamento do troço por vias de comunicação”; não sendo um parâmetro quantitativo e independente, serviu para ajustar a variável principal, penalizando-a no caso do cruzamento do curso de água por uma estrada (ponte, viaduto, etc). De facto, o cruzamento de cursos de água por estradas de alguma dimensão pode implicar a entrada direta no sistema fluvial de agentes poluentes proveniente do tráfego rodoviário como combustível, óleos, e lixos.

V2 - Percentagem de ocupação urbana na sub-bacia: representa a pressão exercida pelo meio urbano e industrial sobre o sistema fluvial; esta pressão envolve, por exemplo, a impermeabilização do solo, a alteração das margens e a poluição urbana e industrial nos sistemas fluviais, proveniente de resíduos sólidos e líquidos.

V3 - Percentagem de ocupação agrícola na sub-bacia: representa a pressão das atividades agrícolas nos cursos de água; estas podem envolver, por exemplo, a utilização de fertilizantes, que acompanhada pelo escoamento superficial ou subterrâneo, conduzem ao aumento da quantidade de nutrientes presentes nos cursos de água, por vezes até conduzindo à sua eutrofização. Outro exemplo, é o conteúdo tóxico de certos fitofármacos utilizados na agricultura, e potencialmente nocivos para as comunidades aquáticas. Em muitos casos, a área de uso agrícola à escala regional está ainda associada a alterações habitacionais a nível do troço fluvial, como o aumento da sedimentação dos leitos.

V4 - Distância a fontes de poluição: representa a distância dos troços a ETAR's, estações de tratamento e locais com descargas assinaladas. Admiti que um aumento da distância à fonte poluente implicava uma maior depuração, diminuindo por isso o seu efeito no troço fluvial.

3.2.2. Variáveis Locais

Para avaliar as variáveis locais elaborei uma ficha de campo (Anexo 1), e nos dias 23 a 26 de Julho de 2013 foram percorridas a pé as ribeiras de Colares, Magoito e Bolelas/Samarra de modo a preencher uma dessas fichas por troço fluvial, começando na foz e subindo para montante – os troços avaliados localmente corresponderam aos troços de 200 m avaliados a nível regional, i.e., delineados anteriormente em ArcGis. Esta correspondência é facilmente conseguida com a utilização de um GPS. As variáveis locais avaliadas foram:

V5 - Abundância de canas no segmento: indica a quantidade presente desta invasora (*Arundo donax* L.) nas margens e no leito do troço. A cana assume um carácter invasor, dominando a galeria ripícola de forma agressiva e descontrolada, prejudicando as comunidades bióticas nativas. A sua presença deve-se à introdução intencional ou inadvertida, e muitas vezes expande-se descontroladamente por falta de mecanismos naturais de controlo e condições extremamente favoráveis, como por exemplo excesso de nutrientes.

V6 - Estado de conservação da mata ripícola: esta variável foi dividida em duas subvariáveis, **V6-a** que representa a largura da mata ripícola e **V6-b** que representa a continuidade da mata ripícola. Esta variável é importante devido às funções que a mata ripícola desempenha num sistema fluvial, como por exemplo a filtragem dos nutrientes e dos escoamentos superficiais e subterrâneos, a proteção das margens contra erosão, a capacidade de retenção e porosidade do solo, e a disponibilização de habitats e materiais alóctones para as comunidades aquáticas.

V7 - Alteração morfológica das margens: reflete o estado das margens do curso de água. Em zonas urbanas, por exemplo, é comum a canalização dos rios, o uso de estruturas artificiais para controlo de

erosão, a edificação de enrocamentos, ou o seccionamento de taludes para controlo de cheias. Também por vezes as práticas agrícolas envolvem a edificação de enrocamentos e a concomitante diminuição da heterogeneidade habitacional. Estas alterações podem gerar sistemas homogêneos e monótonos, diminuindo a diversidade das comunidades biológicas.

V8 - Quantidade e diversidade de abrigos no leito: esta variável resulta da avaliação dos dois aspetos mais importantes da cobertura aquática, a quantidade total avaliada na variável **V8-a** e a heterogeneidade dos abrigos aquáticos avaliada em **V8-b**, nomeadamente a quantificação de abrigos rochosos (pedras), lenhosos (raízes e detritos lenhosos), vegetativos (macrófitas) ou outros (e.g., bancos escavados). De uma forma geral, a maior cobertura e habitats mais diversificados estão associadas comunidades biológicas também elas mais diversas.

V9 - Obstáculos artificiais de conectividade: avalia os obstáculos que interferem com a conectividade do curso de água, nomeadamente ao nível dos movimentos migratórios das populações piscícolas. Estes obstáculos poderão ser quase sempre transponíveis (embora provocando algum atraso na transposição), somente transponíveis em algumas alturas do ano ou, ainda, intransponíveis.

V10 - Sedimentação: a sedimentação no leito representa a ocupação do substrato por sedimentos finos, reduzindo a qualidade e quantidade de habitat disponível. A presença de sedimentos finos pode diminuir o substrato disponível para algumas espécies piscícolas efetuarem a desova, particularmente as litófilas; pode ainda levar ao decréscimo das comunidades de invertebrados, afetando os taxa invertívoros, i.e. que se alimentam de invertebrados. A presença de sedimentos finos poderá ainda provocar um aumento da turvação da água, sendo um dos principais efeitos a diminuição da produtividade da massa de água devido à menor quantidade de luz solar que nela penetra.

V11 - Heterogeneidade dos habitats aquáticos (i.e., pools, riffles, runs): contabiliza os tipos de habitats aquáticos presentes em cada troço. A presença de vários tipos de habitat aumenta a capacidade do meio para suportar maior diversidade de comunidades aquáticas, incluindo os peixes, pois nem todas as espécies têm as mesmas exigências quanto a características físicas e hídricas de habitat no que respeita a reprodução, abrigo e alimentação. Mais uma vez admite-se que uma maior diversidade de habitats aquáticos permite a existência de comunidades biológicas mais diversas.

Tabela 1 – Tabela-resumo das variáveis usadas no ICOR

Variável	Característica	Limites de classe	Classe
V1 – Vias de comunicação			
V1 - Vias de comunicação (km/km²)	Cálculo de quilómetros de vias de	0	1/Excelente
	comunicação por unidade de área	0.01 - 0.05	2/Bom
	(km/km ²) existente na sub-bacia de	0.06 - 0.12	3/Médio
	drenagem de cada troço	0.13 - 0.21	4/Medíocre
		0.22 - 0.36	5/Mau

Tabela 1 - Continuação

Variável	Característica	Limites de classe	Classe
V1.1 - Atravessamento do troço por vias de comunicação	Quando uma ou mais vias de comunicação cruzam um troço, deverá ser penalizado em V1 com a classe de pior qualidade imediatamente seguinte.	Existência de cruzamento do troço por uma via. Inexistência	Classe de perturbação seguinte em V1 Classe V1
V2 - Urbano (% km²/km²)	Cálculo da área de urbano por unidade de área (km ² /km ²) da sub-bacia de drenagem de cada troço.	0-2 3-10 11-25 26-40 >40	1/Excelente 2/Bom 3/Médio 4/Medíocre 5/Mau
V3 - Agricultura (% km²/km²)	Cálculo da área de agricultura por unidade de área (km ² /km ²) existente na sub-bacia de drenagem de cada troço.	0-5 6-15 16-25 26-40 >41	1/Excelente 2/Bom 3/Médio 4/Medíocre 5/Mau
V4 - Distância a fontes de poluição	Distância em km a fontes de poluição identificadas.	>10 7-10 5-7 2-5 0-2	1/Excelente 2/Bom 3/Médio 4/Medíocre 5/Mau
V5 - Canas	Quantidade de canas no troço	Inexistente Pontual Abundante Muito abundantes Maciço contínuo	1/Excelente 2/Bom 3/Médio 4/Medíocre 5/Mau
V6 - Mata ripícola			
V6-a - Largura da mata ripícola	Largura da mata ripícola	Larga (> 30m) Moderada (10m-30m) Estreita (5m-10m) Muito estreita (<5m) Ausente	1/Excelente 2/Bom 3/Médio 4/Medíocre 5/Mau
V6-b - Continuidade da mata ripícola	Continuidade da mata ripícola	Contínua Semi-contínua Marginal Isolada/esparsa Ausente	1/Excelente 2/Bom 3/Médio 4/Medíocre 5/Mau
V7 - Alteração morfológica das margens	Estado das margens	Estado próximo do natural Uma margem com alterações moderadas, ou ambas com alterações pouco significativas Ambas as margens com alterações moderadas, ou uma delas muito alteradas Margens muito alteradas Leito emparedado	1/Excelente 2/Bom 3/Médio 4/Medíocre 5/Mau

Tabela 1 - Continuação

Variável	Característica	Limites de classe	Classe
V8 – Abrigos no leito			
V8-a - Quantidade	Abundância de abrigos no leito, nomeadamente troncos caídos, pedras, raízes, macrófitos, bancos escavados e rochas.	Muito Abundantes	1/Excelente
		Abundantes	2/Bom
		Moderados	3/Médio
		Poucos	4/Medíocre
		Inexistentes	5/Mau
V8-b - Qualidade	Diversidade dos abrigos no leito referidos em V8a.	Muito diversificados	1/Excelente
		Diversidade significativa	2/Bom
		Diversidade moderada	3/Médio
		Homogêneos	4/Medíocre
		Muito homogêneos	5/Mau
V9 - Obstáculos artificiais de conectividade	Obstáculos que interferem com a conectividade e funcionalidade da corrente de água, nomeadamente ao nível das migrações piscícolas	Ausência	1/Excelente
		Quase sempre transponível, com atraso na transposição	2/Bom
		Somente transponível em algumas alturas do ano	3/Médio
		Transponível somente em períodos de grande caudal	4/Medíocre
		Intransponíveis	5/Mau
V10 - Sedimentação	Percentagem de sedimentação do leito	<5%, e pouca turbidez	1/Excelente
		<25% e pouca turbidez	2/Bom
		>25% e pouca turbidez	3/Médio
		>50% ou moderada turbidez	4/Medíocre
		>75% ou forte turbidez	5/Mau
V11 – Heterogeneidade dos habitats aquáticos	Diversidade de habitats presentes (i.e., heterogeneidade de <i>pools</i> , <i>runs</i> , <i>riffles</i>).	Todos os tipos de habitat	1/Excelente
		Pelo menos três tipos de habitat	2/Bom
		Pelo menos um tipo rápido e um lento	3/Médio
		Apenas habitats lentos	4/Medíocre
		Um habitat dominante	5/Mau

3.2.3. Relação do ICOR com a abundância de *Squalius pyrenaicus*

Tendo em vista perceber se o ICOR tinha algum tipo de relação com a resposta biológica à perturbação antrópica, correlacionei o seu valor (correlação de *Spearman*) com a abundância relativa de escalo do Sul em alguns dos troços fluviais onde foram amostradas as comunidades piscícolas (ver capítulo 3) (excluí os pontos a montante, já com pouca corrente, e por isso com menor disponibilidade habitacional). Este tipo de relação já tinha sido usado por Fernandes *et al.* (2007) para a bacia de Odelouca, uma vez que os escalos são bons indicadores da qualidade do sistema e, no meu caso, representa a espécie menos tolerante presente na área de estudo (ver capítulo 3). Embora o número de locais seja pequeno e por isso não permita uma validação robusta do índice, pretendi com esta análise perceber algum tipo de relação entre o ICOR e a composição das comunidades.

3.3. Resultados

3.3.1. Ribeira de Colares

A bacia da ribeira de Colares é composta predominantemente por zonas agrícolas e urbanas/industriais, e apresenta uma percentagem elevada de ocupação por vias de comunicação, tendo diversos atravessamentos dessas vias com a linha de água (Figura 13). É comum a existência de pequenos campos agrícolas e algumas estufas nas margens, bem como a extração da água da ribeira para rega. Possui uma ETAR a cerca de nove quilómetros de montante da foz, entre a localidade de Galamares e a Várzea de Sintra (Figura 14). Na variável “presença de canas”, foram encontradas zonas onde as canas representam um maciço contínuo ao longo da linha de água, tendo um comportamento bastante agressivo e invasor face às composições ripícolas nativas que se encontram fracamente representadas; no entanto, também encontrei segmentos onde as canas estão pouco representadas. A mata ripícola encontra-se geralmente num estado bastante degradado e as margens da ribeira encontram-se muito alteradas, incluindo taludes com bastante inclinação e sem leito de cheia definido, canalizações e zonas fortemente erodidas (Figura 15 e 16). Quanto aos abrigos existentes e à sua diversidade, a ribeira de Colares apresenta-se melhor em quantidade, existindo alguns troços com a avaliação “médio” do que em heterogeneidade habitacional, apresentando a maior parte dos segmentos uma baixa diversidade de habitats (Figura 17). Existem diversos obstáculos à conectividade, alguns deles intransponíveis, (por exemplo na localidade de Colares), outros que possivelmente atrasarão as migrações e ainda outros que muito possivelmente serão apenas transponíveis em algumas alturas do ano ou em alturas de grande caudal. A sedimentação do substrato ao longo da ribeira é média a elevada (Figura 18). A ribeira de Colares é um curso de água bastante diversificado no que se refere aos diferentes habitats lóticos, apresentando geralmente uma média a elevada heterogeneidade (Figura 19).

Embora a ribeira de Colares apresente um mau estado de conservação na maior parte do seu curso, com o índice a apresentar valores entre 3,5 e 4 (mediocre), foi possível detetar com o ICOR segmentos pontuais que se apresentaram um pouco menos degradados, bem como concluir que este curso de água tende a apresentar pior estado de conservação nos troços de jusante. De facto, existem zonas muito degradadas, como por exemplo os segmentos 50 e 51 onde o valor do índice é 4,2, (mau), alternando com zonas (poucas) onde o estado é relativamente melhor, como por exemplo nos pontos 40 e 41 onde o valor do índice é 2,9 (médio), principalmente devido a uma menor presença de canas e à ausência de obstáculos que interfiram com a conectividade fluvial (Figura 20).

As figuras seguintes ilustram os resultados de cada variável para a ribeira de Colares; Verde-claro – Muito Bom (1), Verde-escuro - Bom (2), Amarelo – Médio (3), Laranja – Mediocre (4), Vermelho – Mau (5) (esta legenda aplica-se também às figuras correspondentes às outras duas ribeiras).

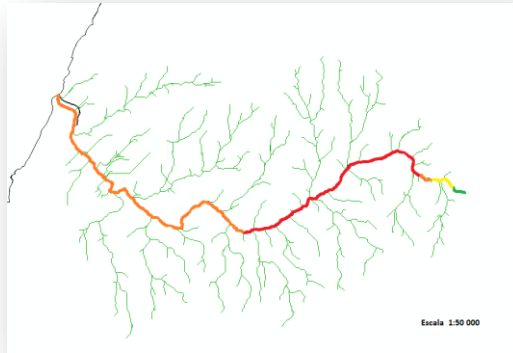
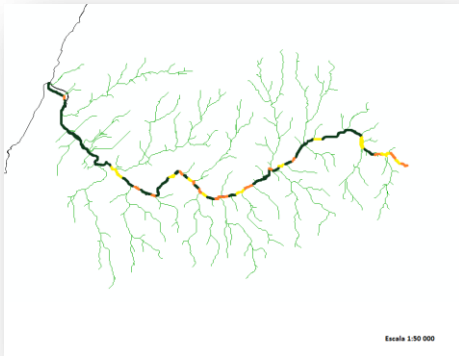


Figura 13 - Variáveis “Vias de comunicação” e “Porcentagem de zona Urbana e Industrial” (Colares)

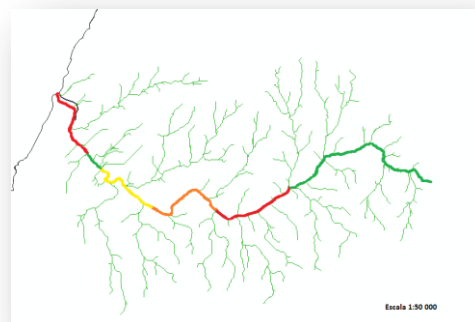
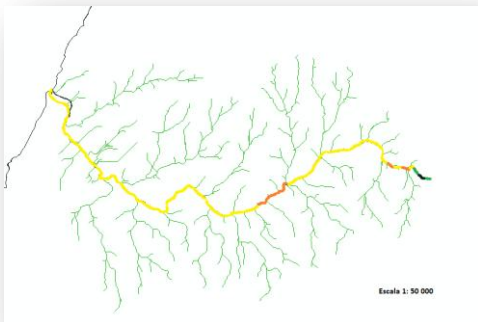


Figura 14 - Variáveis “Porcentagem de Zona Agrícola” e “Distância a fontes de Poluição” (Colares)

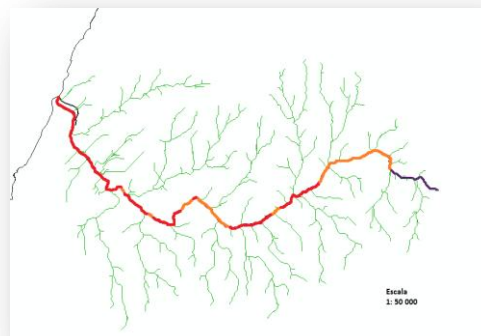
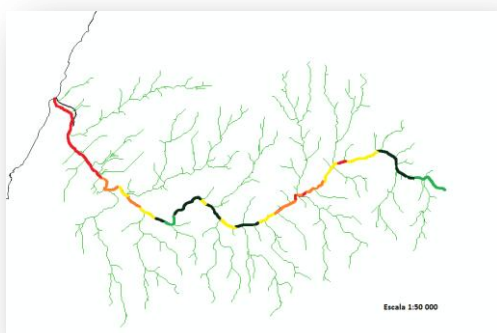


Figura 15 - Variáveis “Presença de canas” e “Largura da Mata ripícola” (Colares)

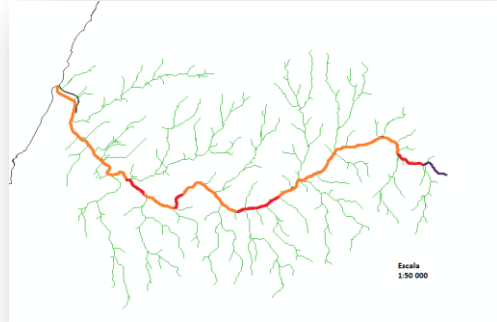
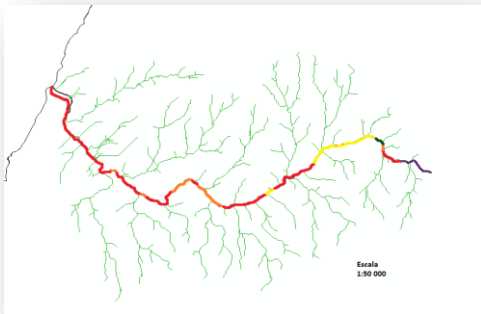


Figura 16 - Variáveis “Continuidade da mata ripícola” e “Alterações morfológicas das margens” (Colares)

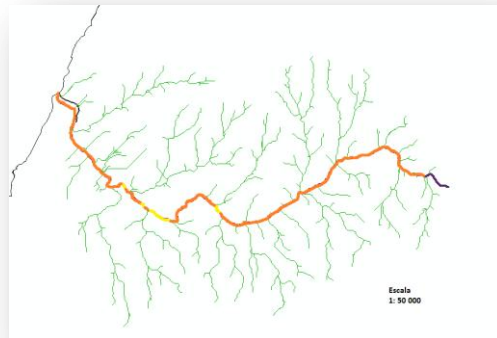
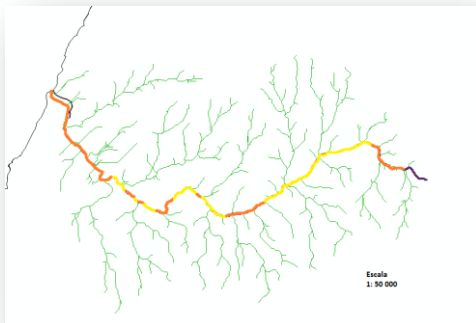


Figura 17 - Variáveis “Quantidade de abrigos” e “Diversidade de abrigos” (Colares)

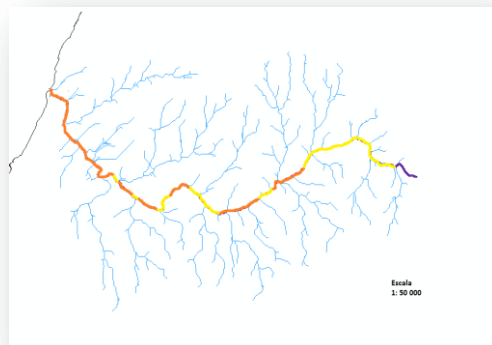
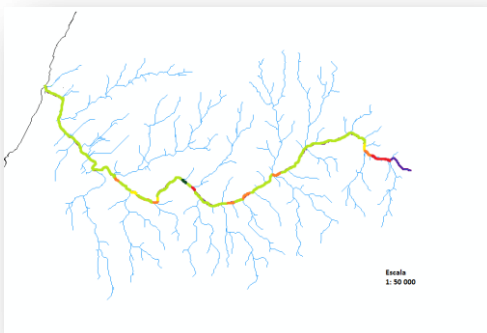


Figura 18 - Variáveis “Obstáculos de conectividade” e “Sedimentação” (Colares)

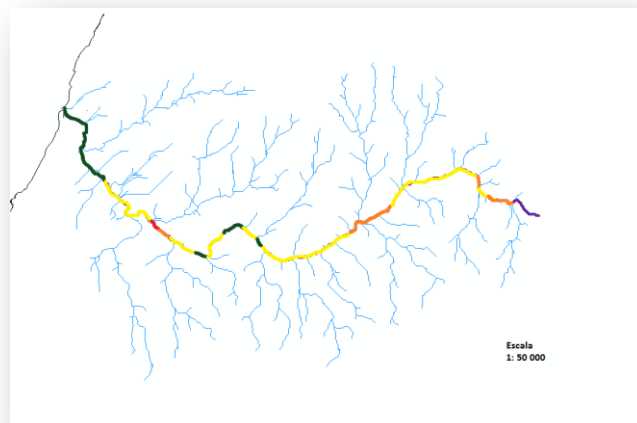


Figura 20 - Variável “Heterogeneidade de habitats” (Colares)

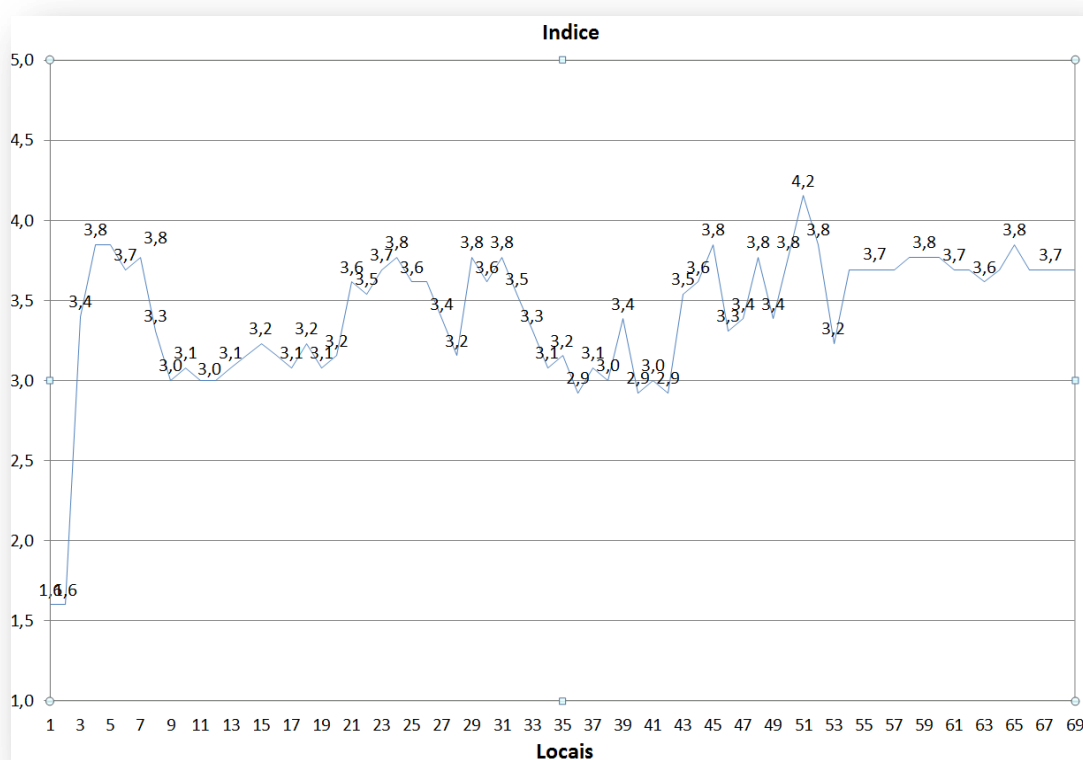


Figura 19- Gráfico da evolução do valor do índice de montante (1) para jusante (69) na ribeira de Colares

3.3.2. Ribeira de Bolelas/Samarra

A ribeira de Bolelas/Samarra é das três ribeiras selecionadas a que apresenta um carácter mais natural, embora a bacia apresente um significativo uso agrícola e algum uso urbano. Embora as vias de comunicação na sua área de drenagem sejam pouco relevantes, a ocupação do solo por zonas urbanas e industriais apresenta-se entre um nível médio a alto. Por outro lado, a percentagem de agricultura na área de drenagem é geralmente elevada (média das sub-bacias = 56%) (embora as zonas imediatamente envolventes às linhas de água sejam dominadas por vegetação seminatural). Nos últimos três quilómetros o estado de conservação da ribeira é afetado pelos efluentes da ETAR (Figuras 21 e 22). A mata ripícola caracteriza-se por ser quase sempre contínua mas com uma largura muito estreita. As margens apresentam-se melhor a jusante, estando próximas do estado natural e, a médio curso começam a denotar-se alterações das margens com perdas de habitat que se prolongam até a troços mais a montante (Figuras 23 e 24). Os abrigos apresentam diversidade e quantidade moderadas ao longo do curso de água (Figura 25). Como já se referiu, a ribeira de Bolelas/Samarra apresenta, a cerca de um 1,2 km da foz, um obstáculo de grandes dimensões à movimentação das comunidades piscícolas. A sedimentação e a heterogeneidade de habitats são relativamente homogéneas ao longo da ribeira, apresentando uma classificação média ao longo do curso (Figuras 26 e 27).

Na ribeira de Bolelas/Samarra os valores do índice situam-se entre 2,6 e 3,4, sendo que a sua classificação sobre o estado de conservação varia entre o médio e medíocre. Até ao troço 16 o valor do índice é bastante regular apresentando a ribeira um razoável estado de conservação; no troço médio- jusante a ribeira tende a estar um pouco mais perturbada e em alguns troços com medíocre estado de conservação (principalmente devido a maior abundância de canas e presença de um obstáculo), voltando a melhorar um pouco nos últimos metros do seu curso (Figura 28).



Figura 21 - Variáveis “Vias de comunicação” e “Percentagem de zona Urbana e Industrial” (Bolelas/Samarra)

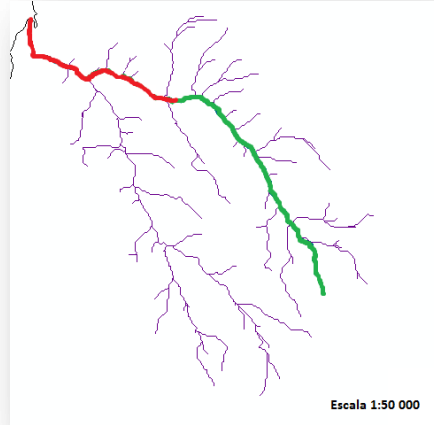
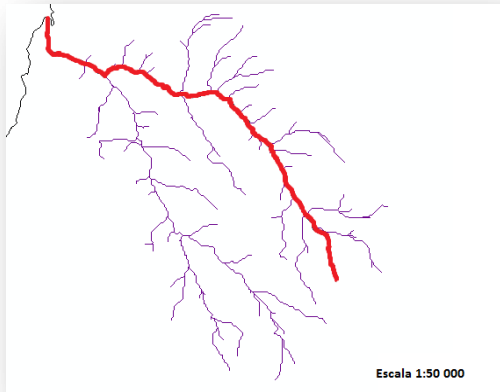


Figura 22 - Variáveis “Porcentagem de Zona Agrícola” e “Distância a fontes de Poluição” (Bolelas/Samarra)

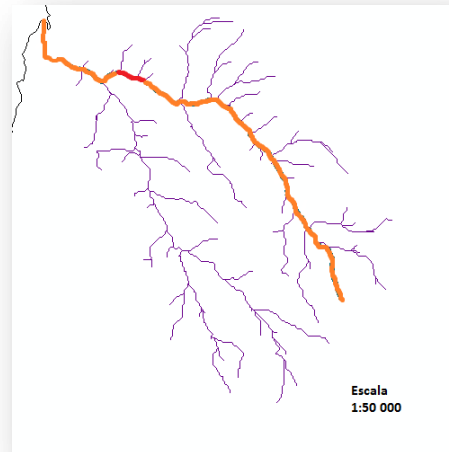
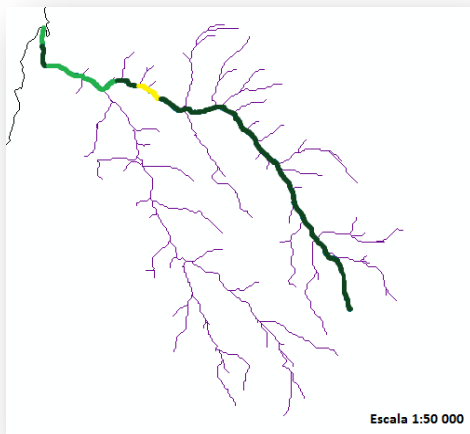


Figura 23 - Variáveis “Presença de canas” e “Largura da Mata ripícola” (Bolelas/Samarra)

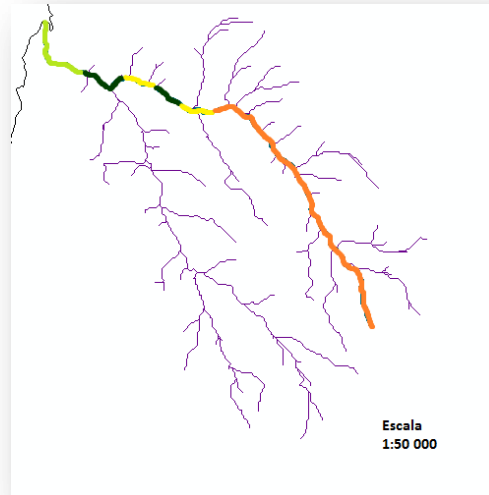
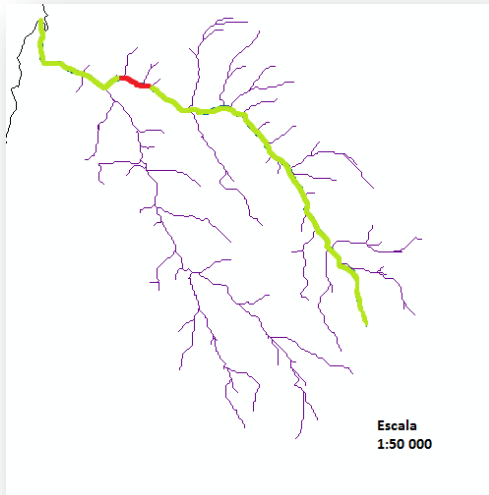


Figura 24 - Variáveis “Continuidade da mata ripícola” e “Alterações morfológicas das margens” (Bolelas/Samarra)

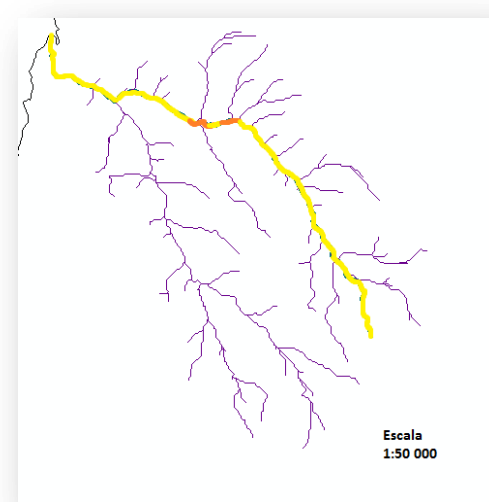
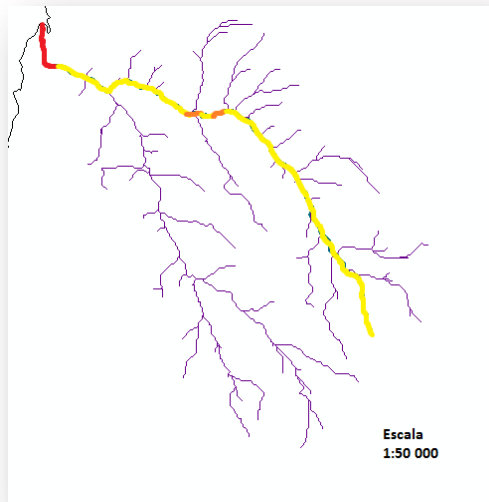


Figura 25 - Variáveis “Quantidade de abrigos” e “Diversidade de abrigos” (Bolelas/Samarra)

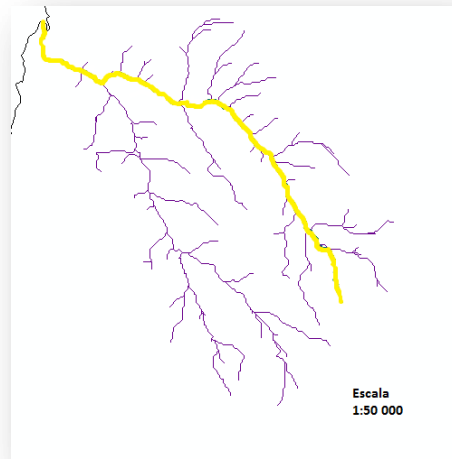
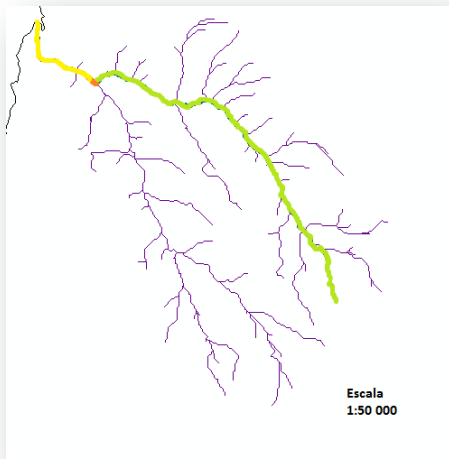


Figura 26 - Variáveis “Obstáculos de conectividade” e “Sedimentação” (Bolelas/Samarra)

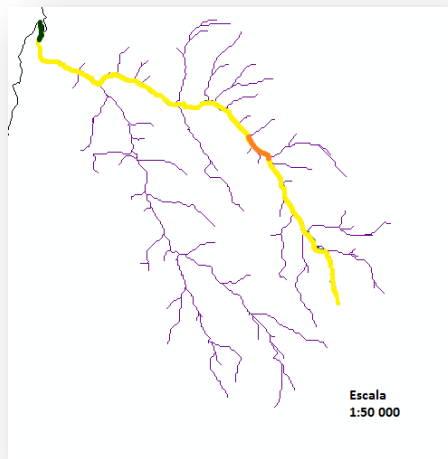


Figura 27 - Variável “Heterogeneidade de habitats” (Bolelas/Samarra)

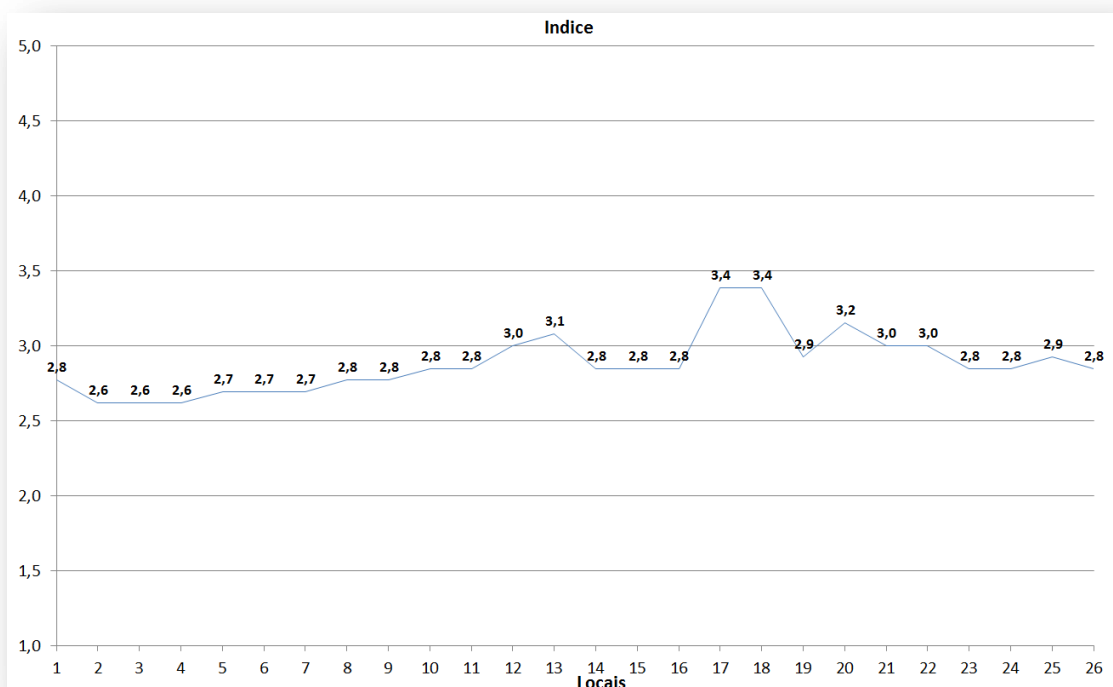


Figura 28 - Gráfico da evolução do valor do índice de montante (1) para jusante (26) na ribeira de Bolelas/Samarra

3.3.3. Ribeira do Magoito

A bacia da ribeira do Magoito embora mantenha um carácter ligeiramente urbano está envolvida num meio rural onde abundam os campos agrícolas, em exploração ou abandonados, e as paisagens seminaturais; a percentagem de uso agrícola é geralmente elevada, enquanto o uso do solo urbano e industrial sendo mínimo a montante aumenta gradualmente para jusante. A presença de vias de comunicação na sua bacia de drenagem é mínima ao longo de todo o curso, exceto numa interseção de uma via com a linha de água. A ribeira apenas possui uma ETAR junto à foz na praia do Magoito (Figuras 29 e 30). A presença de canas é especialmente preocupante a jusante junto à foz. A mata ripícola e as margens encontram-se geralmente em mau estado ao longo da ribeira, embora alguns troços se apresentem menos degradados (Figuras 31 e 32). A quantidade e qualidade de abrigos não variam significativamente ao longo da ribeira, alternando a variável abrigos entre médio e medíocre (Figura 33). A sedimentação do substrato é média a elevada e a heterogeneidade dos habitats tende a melhorar para jusante (a montante geralmente é medíocre/média e a jusante tem algumas zonas boas/muito boas) (Figura 34 e 35).

Embora na ribeira do Magoito o valor do índice apresente uma gradação menor do que na ribeira de Colares (o valor situou-se entre 2,9 (Médio) e 3,5 (Medíocre)) (Figura 36), ainda assim foi possível detectar uma ligeira tendência na variação do estado de conservação de montante para jusante – enquanto que nos primeiros troços de montante o valor mantém-se muito próximo de 3 (medíocre), esse valor aumenta tendencialmente para jusante (embora fossem identificados troços

com um estado de conservação superior a jusante (18 e 19), principalmente devido à existência de uma estreita mas contínua mata ripícola em alguns troços).

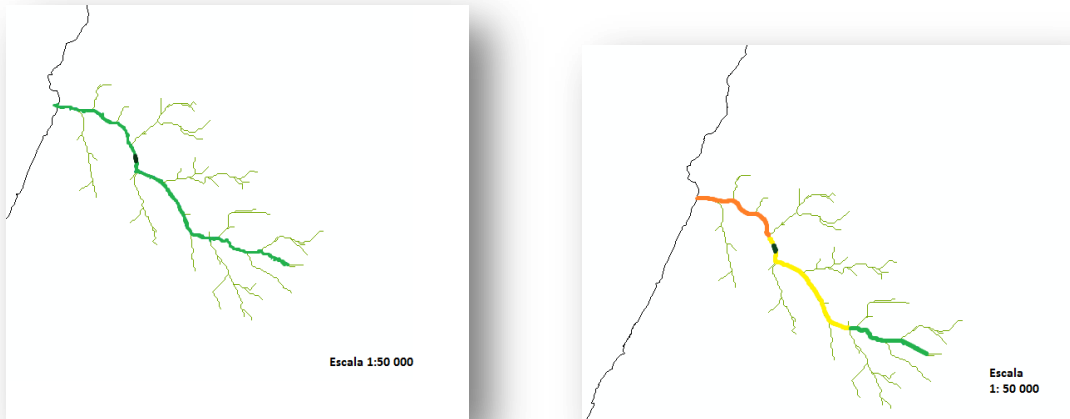


Figura 29 - Variáveis “Vias de comunicação” e “Percentagem de zona Urbana e Industrial” (Magoito)

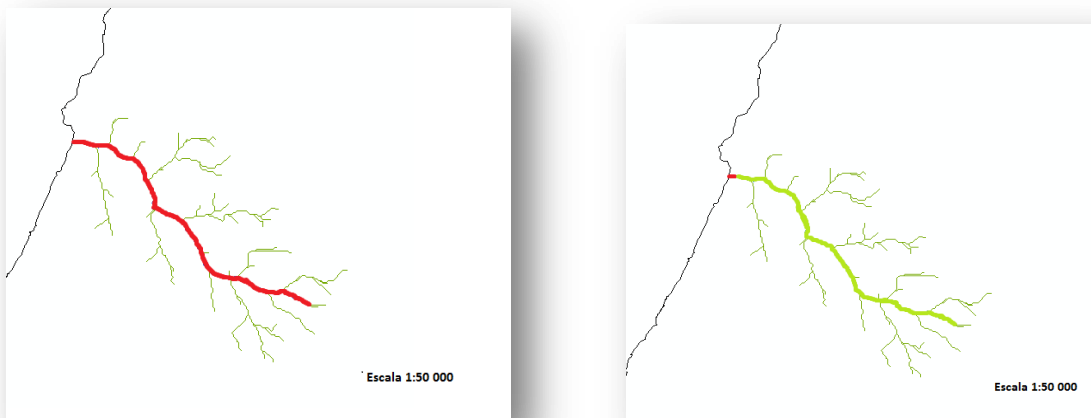


Figura 30 - Variáveis “Percentagem de Zona Agrícola” e “Distância a fontes de Poluição” (Magoito)

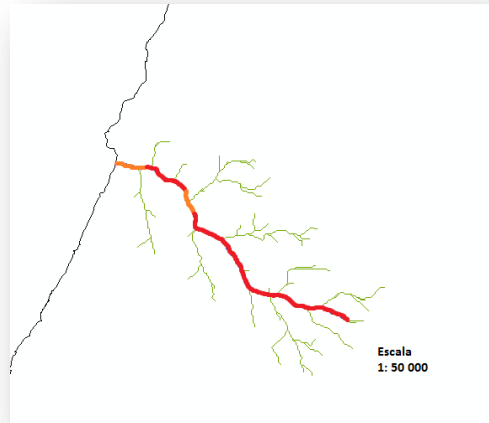
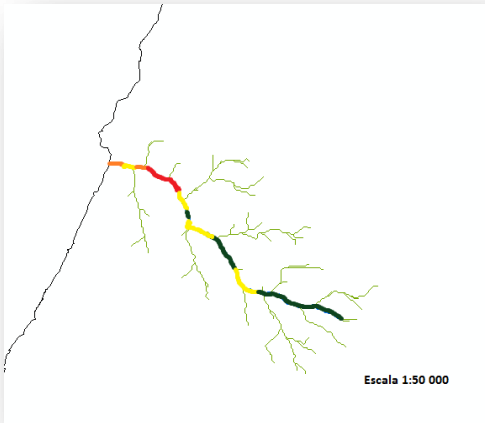


Figura 31 - Variáveis “Presença de canas” e “Largura da Mata ripícola” (Magoito)

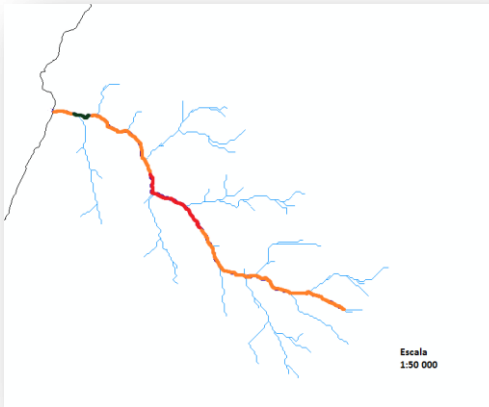
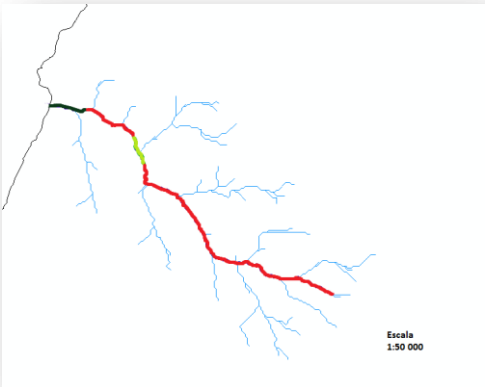


Figura 32 - Variáveis “Continuidade da mata ripícola” e “Alterações morfológicas das margens” (Magoito)

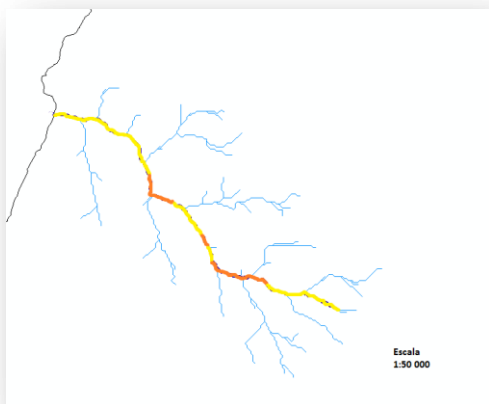
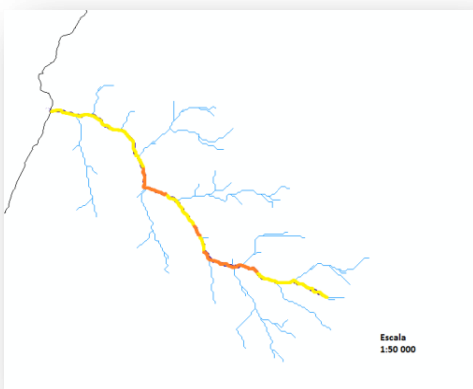


Figura 33 - Variáveis “Quantidade de abrigos” e “Diversidade de abrigos” (Magoito)

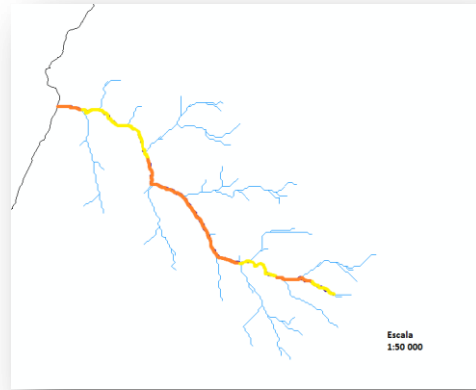
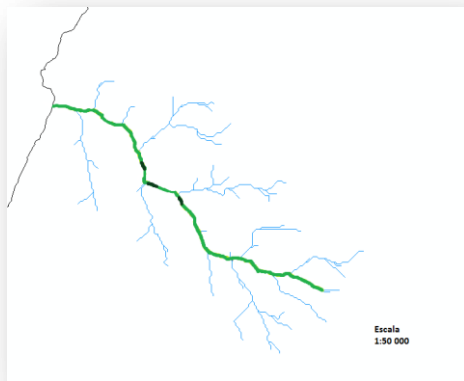


Figura 34 - Variáveis “Obstáculos de conectividade” e “Sedimentação” (Magoito)

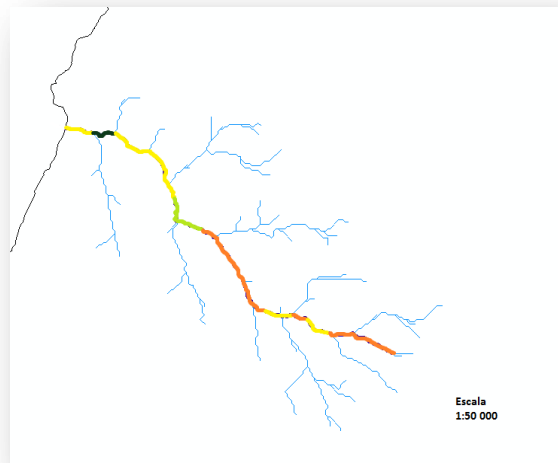


Figura 35 - Variável “Heterogeneidade de habitats” (Magoito)

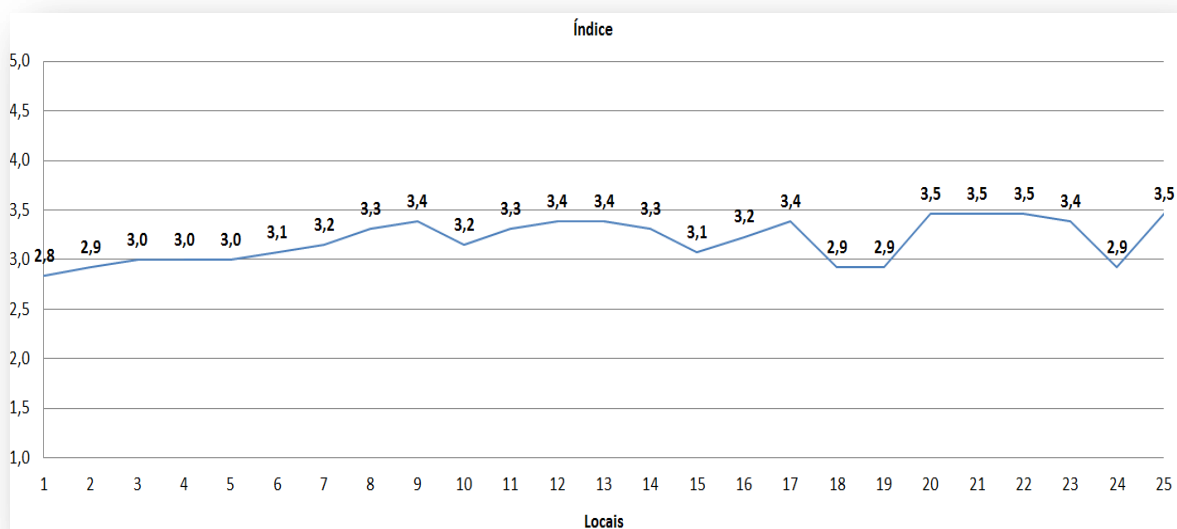


Figura 36 - Gráfico da evolução do valor do índice de montante (1) para jusante (25) na ribeira do Magoito

A tabela seguinte mostra a abundância relativa, em percentagem, e o número de segmentos, de cada classe para as três ribeiras:

Tabela 2 - Abundância relativa de cada classe em cada ribeira

	Excelente	Bom	Razoável	Medíocre	Mau
Ribeira Colares				81% (55)	19% (14)
Ribeira de Bolelas/Samarra			96% (25)	4% (1)	
Ribeira Magoito			40% (10)	60% (15)	

3.3.4. Relação do ICOR com a abundância de *Squalius pyrenaicus*

Embora como se referiu anteriormente, tendo em conta o pequeno número de locais analisados, não seja possível validar o índice com base nas comunidades piscícolas, é interessante verificar que a abundância relativa do escalo do Sul foi tendencialmente superior em troços menos degradados ($r = -0,36$; $n = 9$; $p\text{-value} \leq 0,05$).

3.4. Discussão

A metodologia usada na construção do ICOR, e aplicada às ribeiras selecionadas do PNSC, permite conciliar variáveis regionais e locais, algo inovador nesta área de estudo. O facto de conciliar estes dois tipos de análise aumenta o grau de precisão da avaliação, pois adiciona informação ao nível local mas tem em conta os processos e as pressões antrópicas ao nível da bacia de drenagem (Clavero *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2012). Embora os cursos de água que estudei sejam significativamente homogéneos (pela negativa), variando entre “o mau e o menos mau”, estou certo que a utilização de uma ferramenta baseada unicamente em variáveis regionais, muito dificilmente

captaria as ligeiras diferenças qualitativas ao longo destas linhas de água, neste caso em grande parte devido a diferenças locais. No entanto, também estou certo que noutras áreas de estudo, essas variáveis de maior escala enriquecerão e darão maior robustez à avaliação do estado de conservação dos rios. De facto, em trabalhos de pequena escala onde as variáveis regionais sejam homogéneas, é de esperar que as variáveis locais tenham maior importância na avaliação do estado ecológico (Lammert & Allan, 1999).

O uso de imagens de satélite e de cartas de uso do solo facilita todo o processo de recolha das variáveis regionais; a recolha das variáveis locais através de observação *in situ* e o preenchimento de uma ficha de campo dá um carácter expedito e simples ao método desenvolvido neste trabalho. O índice permite identificar, com uma pequena margem de erro associada às imagens de satélite e elementos de SIG, segmentos lóticos em que a classificação possa diferir, e saber quais as variáveis individuais que provocam esta diferença, mesmo em casos em que os cursos de água apresentem condições bastante homogéneas.

Os resultados do índice confirmam o pressuposto inicial referente ao estado de conservação das ribeiras seleccionadas, aliás já apontado no Plano de Ordenamento do PNSC (POPNSC, 2003). Desta forma, a ribeira de Colares revelou-se muito degradada na maior parte do seu curso devido à pressão urbana/agrícola quer a nível da bacia, quer localmente, com intervenções humanas no próprio rio; por outro lado, a ribeira de Bolelas/Samarra apesar do meio agrícola em que está enquadrada é a que apresentou melhor estado de conservação, uma vez que apresenta menores perturbações antrópicas a nível do segmento e, finalmente, a ribeira do Magoito alternou segmentos bem conservados com segmentos mais degradados.

Embora de forma preliminar, concluí que o ICOR parece ser capaz de se relacionar com respostas de tipo biológico, embora futuramente seja fundamental utilizar uma rede com maior número de locais, e alargar este tipo de análise a outras regiões hidrográficas/comunidades piscícolas, ou mesmo, a outras comunidades como os invertebrados (Fernandes *et al.*, 2007). No entanto, este resultado permite encarar com otimismo a utilização deste índice como ferramenta de avaliação do estado de conservação fluvial.

4. As comunidades piscícolas do Parque Natural de Sintra-Cascais e sua relação com as variáveis ambientais

4.1. Introdução

Como foi já referido no capítulo anterior, a estrutura das comunidades piscícolas varia com uma série de fatores bióticos e abióticos que operam em múltiplas escalas espaciais e temporais. Vários autores têm debatido a importância das variáveis regionais e locais na predição das comunidades biológicas (e.g., Godinho & Ferreira, 1998; Clavero *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2013), embora Lammert & Allan (1999) salientam que em estudos como o presente, cujos locais estejam próximos e as variáveis regionais não tenham grande diferenciação, sejam de esperar respostas principalmente às variáveis locais. Entre os vários fatores que mais influenciam as comunidades piscícolas à escala do segmento fluvial, a estrutura física do habitat, incluindo aspetos como a vegetação ripícola, largura e profundidade do canal, substrato, declive, morfologia do canal, ou a estabilidade das margens, possui forte influência sobre a capacidade de suporte do meio para as comunidades bióticas (Gorman & Karr, 1978; Schlosser, 1982, 1987; Frissell *et al.*, 1986; Angermeier, 1987).

A diversidade da malha habitacional influencia fortemente a estrutura e composição das comunidades piscícolas de um curso de água (Schlosser, 1982; Angermeier & Karr, 1984). Quanto mais diversas são as condições do habitat, maior é a sua capacidade de suporte para um variado leque de espécies piscícolas e de classes de idade; assim, uma estrutura habitacional complexa mantém e promove uma comunidade piscícola rica e diversa. A degradação dos habitats fluviais pode, por isso, conduzir à alteração das comunidades piscícolas diminuindo a sua integridade biológica e alterando a sua composição, por exemplo promovendo espécies tolerantes e/ou exóticas e decrescendo as espécies mais sensíveis (Simon, 2003; Ferreira *et al.*, 2007). Por exemplo, em bacias com forte impacto urbano e/ou agrícola, a sedimentação pode provocar efeitos diretos nos peixes, como o acréscimo do *stress* fisiológico resultante da colmatação das brânquias e outras superfícies corporais, o asfixiamento de larvas e ovos, ou ainda, a diminuição dos locais de reprodução e alimentação; pode também provocar alterações nas cadeias tróficas aquáticas, desde logo ao nível da produtividade primária, com efeitos negativos ao longo da cadeia trófica (Oliveira *et al.*, 2007).

A degradação da vegetação ripícola pode também levar ao decréscimo da diversidade e abundância das comunidades, por exemplo, devido à diminuição da qualidade da água, da quantidade e diversidade de abrigos existentes, ou mesmo da diminuição da disponibilidade de alimento que pode ser usado pelas comunidades aquáticas (Pusey & Arthington, 2003). Outro

exemplo é a degradação e alteração das margens, que potenciam a perda de habitats, não só para abrigo mas também para fins alimentares. Este tipo de perturbação, é aliás um dos processos mais comuns em meio urbano e/ou agrícola, devido à linearização dos leitos e à proteção das margens contra cheias.

As comunidades biológicas como os peixes, têm grande influência no que se refere a características do habitat que devem ser selecionadas como objetivo em planos de restauro fluvial. Simultaneamente, os peixes são bons indicadores de qualidade ambiental, porque são sensíveis a alterações a nível biológico, físico e químico (Oliveira *et al.*, 2007), oferecendo uma linha condutora para o processo de restauro, nomeadamente na sua utilização para avaliar se o mesmo é bem sucedido (Roni, 2005a). Beechie *et al.* (2008) enumeram várias tipologias de estratégias de restauro: projeto, enfatizando locais de refúgio, baseado num sistema de decisão, espécie única, multi-espécies e relação custo/eficácia; independentemente da estratégia a utilizar, realçam que a identificação de habitats degradados é um dos principais aspetos, quer a nível das comunidades piscícolas e necessidades das espécies, como também da perspectiva estrutural e funcional do ecossistema. Assim, perceber as relações entre os peixes e os habitats fluviais é um passo crucial no planeamento do restauro fluvial.

4.2. Metodologia

4.2.1. Pesca elétrica

Em Agosto de 2013, com recurso a equipamento de pesca elétrica, amostraram-se 15 troços fluviais nas linhas de água incluídas no presente trabalho: oito locais na ribeira de Colares, quatro na bacia da Bolelas/Samarra e três na ribeira do Magoito. Com exceção dos troços localizados mais a montante de cada ribeira (Colares8, Samarra4 e 5, e Magoito3), todos os restantes locais apresentavam corrente no período em que foram amostrados. Desta forma, uma equipa de duas a três pessoas vadeou cada troço, deslocando-se lentamente para montante em movimento “zig-zag”, e amostrando os diferentes tipos de habitats presentes em cada local. De acordo com a norma CEN, procurou-se amostrar em cada troço uma distância igual ou superior a 100 m (exceto para os locais mais a montante acima referidos, onde a amostragem foi realizada em pegos de menor dimensão). Os peixes capturados foram identificados e medidos no local, tendo sido depois devolvidos vivos e em boas condições ao meio aquático (com exceção dos exemplares exóticos que foram eliminados por solicitação do Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF)). Procurou-se distribuir os pontos de amostragem ao longo das ribeiras de forma a ficarem o mais possivelmente espaçados, e a cobrirem a longitudinalidade da linha de água (Figuras 37,38,39).

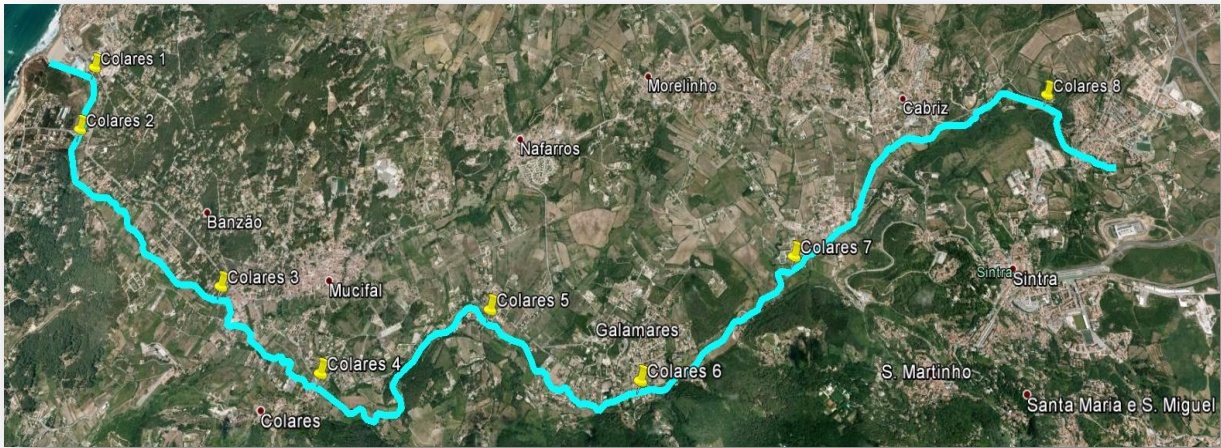


Figura 37- Imagem satélite com os pontos de amostragem na ribeira de Colares

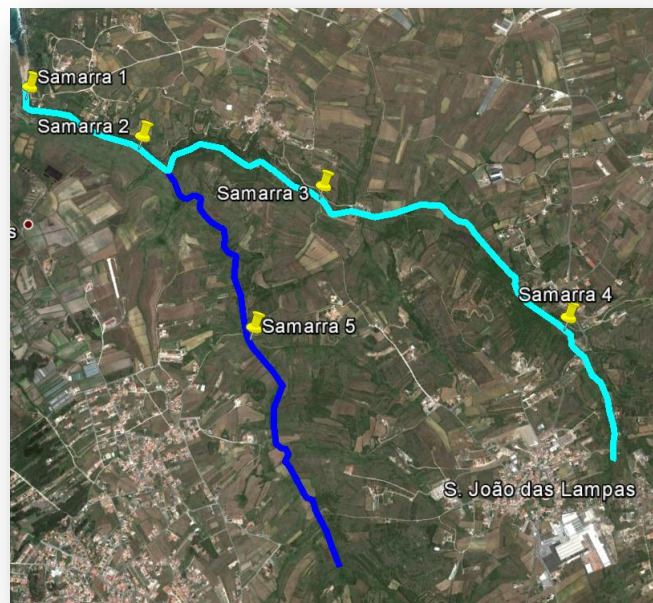


Figura 38 - Imagem satélite com os pontos de amostragem na ribeira de Bolelas/Samarra

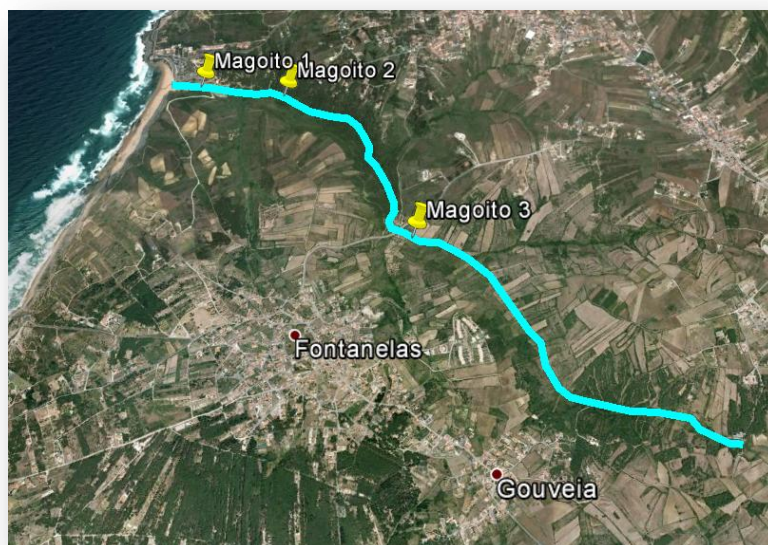


Figura 39- Imagem satélite com os pontos de amostragem na ribeira do Magoito

4.2.2. Variáveis ambientais

As variáveis ambientais recolhidas em cada local de amostragem incluíram parâmetros locais avaliados no âmbito da construção do ICOR (ver capítulo 3; por exemplo, alteração das margens e obstáculos), e, adicionalmente, variáveis locais recolhidas visualmente após a amostragem dos peixes: largura média e profundidade média/máxima (obtidas em três transectos), turvação/cor, disponibilidade de abrigos lenhosos (raízes grossas e finas, detritos lenhosos, ramos e folhagens pendentes), macrófitas (aquáticas, helófitos, hidrófitos), composição do substrato e espécies arbóreas na zona ripícola (Anexo 2).

4.2.3. Análise estatística

De forma a relacionar os dados biológicos das amostragens efetuadas com as variáveis ambientais recolhidas, utilizou-se como análise estatística a *Canonical Correspondence Analyses* (CCA) no programa CANOCO versão 4.5 (Ter Braak & Šmilauer, 1998), que consiste numa técnica estatística onde se procura encontrar uma relação direta entre uma matriz de dados biológicos, resultado da amostragem das comunidades, e uma matriz que contém um conjunto de dados ambientais (Ter Braak, 1986). De forma a ter um conjunto de dados mais robusto, optei por juntar todas as amostragens numa única CCA, permitindo assim uma visão global da relação espécies-ambiente. A abundância das espécies foi previamente logaritimizada ($\log x+1$) e as que estavam menos representadas (somente presentes em um ou dois locais) foram retiradas da matriz biológica de forma a prevenir a distorção da análise. Assim, formou-se uma matriz de 15 amostragens x 22 variáveis ambientais (as acima referidas, e ainda distância à nascente e ICOR). No programa CANOCO utilizei a ferramenta *forward selection* para escolher as variáveis significativas ($p < 0.05$).

4.3. Resultados

Na tabela 4, resume-se os padrões de habitat, zonas tróficas, zonas reprodutivas, movimentos migratórios, tolerância a degradação e o estado de conservação descrito por Cabral *et al.* 2005) referente às espécies capturadas na área de estudo.

Tabela 3 - Tabela- resumo das Espécies Piscícolas, Guildas e estado de Conservação (Livro Vermelho)

Espécies	Habitat (zona de alimentação)	Guildas			Livro Vermelho
		Reprodutiva	Trófica	Tolerância	Estado de conservação
Barbo-comum <i>Luciobarbus bocagei</i>	Bentónica	Litófila	Omnívoro	Tolerante	Pouco preocupante
Boga-portuguesa <i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>	Bentónica/Pelágica	Fitolitófila	Omnívoro	Tolerante	Criticamente em perigo
Boga comum <i>Pseudochondrostoma 57211polylepis</i>	Bentónica	Litófila	Omnívoro	Intermédia	Pouco preocupante
Escalo do sul <i>Squalius pyrenaicus</i>	Pelágica	Litófila	Invertívora	Intermédia	Quase ameaçado
Verdemã- comum <i>Cobitis paludica</i>	Bentónica	Generalista	Invertívora	Tolerante	Pouco preocupante
Enguia - europeia <i>Anguilla anguilla</i>	Bentónica	-	Invertívora	Tolerante	Em perigo
Tainha <i>Liza ramada</i>	Bentónica	-	Omnívoro	Tolerante	Pouco preocupante
Solha-das-pedras <i>Platichthys flesus</i>	Bentónica	-	Omnívoro	Tolerante	Informação insuficiente
Pimpão <i>Carassius auratus</i>	Pelágica		Omnívoro	Tolerante	Não aplicável

Na ribeira de Colares foram capturadas nove espécies diferentes, sendo as mais representadas o barbo-comum e o escalo do Sul com cerca de 33% e 36% de abundância relativa, respetivamente, seguidas da boga-portuguesa (19%) e enguia-europeia (7%) (Tabela 5; Figura 40). O escalo do Sul e a enguia foram as espécies mais frequentes, ocorrendo em 75% dos locais. Alguns *taxa* ocorreram em poucos locais, como a tainha e a solha-das-pedras (*Platichthys flesus*), somente capturadas nos pontos mais a jusante, junto à foz da ribeira. A única espécie exótica capturada foi o pimpão (*Carassius auratus*), que ocorreu num ponto mais a montante. Saliente-se ainda a presença da boga-comum, sendo do meu conhecimento a primeira referência desta espécie na ribeira de Colares.

Tabela 4 - Resultado da amostragem piscícola na ribeira de Colares; número de indivíduos (densidade por 1000m²)

	Barbo-Comum	Escalo do Sul	Boga-portuguesa	Boga-comum	Enguia-Europeia	Verdemã-comum	Tainha	Solha-das-pedras	Pimpão
Colares 1	23 (110)	9 (43)			27 (129)	1 (5)	38 (181)	1 (5)	
Colares 2	176 (704)	17 (68)					2 (10)		
Colares 3	33 (103)	27 (84)	3 (14)	2 (10)					
Colares 4	102 (486)	83 (395)	6 (29)	6 (29)	6 (29)				
Colares 5		157 (897)	14 (67)		8 (38)				
Colares 6		73 (217)	73 (348)		6 (29)				
Colares 7			98 (467)		14 (67)				2 (10)
Colares 8					12 (57)	2 (10)			

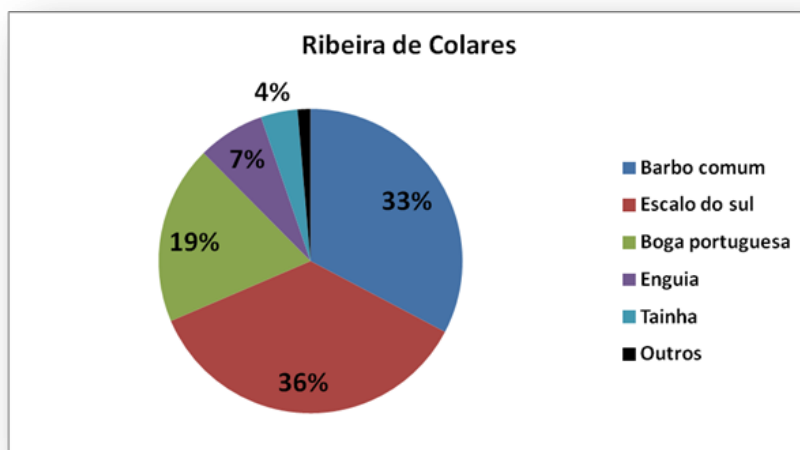


Figura 40 - Abundância relativa das espécies na ribeira de Colares

Na ribeira de Bolelas/Samarra foram capturadas quatro espécies piscícolas, sendo que a espécie mais representada foi a boga-portuguesa, que ocorreu em quatro dos cinco locais e correspondeu a cerca de 80% de abundância relativa (Tabela 6; Figura 41). Este *taxon* tem uma grande representatividade ao longo da ribeira, especialmente no ponto Samarra 4 onde a sua densidade populacional é muito elevada. O escalo do Sul apareceu principalmente no segundo ponto de amostragem e a enguia-europeia e a verdemã-comum apareceram apenas no ponto mais a jusante, junto à foz. Não se capturaram quaisquer exemplares piscícolas em Samarra5.

Tabela 5 - Resultado da amostragem piscícola na ribeira de Bolelas/Samarra; número de indivíduos (densidade por 1000m²)

	Escalo do sul	Boga-portuguesa	Enguia-europeia	Verdemã-comum
Samarra 1	3 (17)	35 (194)	2 (11)	6 (33)
Samarra 2	115 (639)	98 (544)		
Samarra 3		55 (306)		
Samarra 4		307 (1706)		

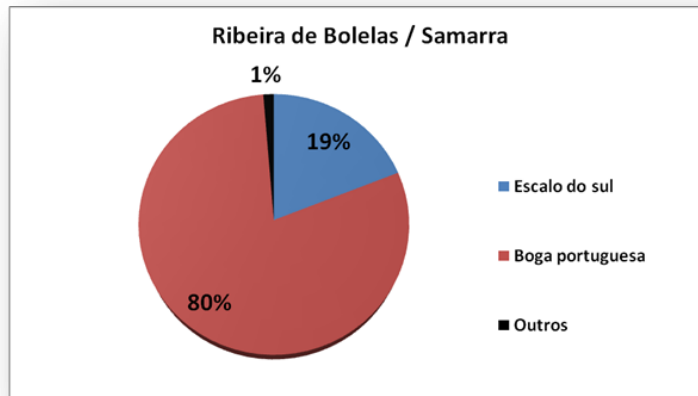


Figura 41- Abundância relativa das espécies na ribeira de Bolelas / Samarra

Na ribeira do Magoito apenas estão representadas duas espécies, a enguia-europeia e a tainha (Tabela 7; Figura 42). A enguia-europeia foi a espécie mais frequente ocorrendo nos três locais amostrados; a tainha apenas ocorreu no ponto 1, junto à foz, e em grande número. A densidade de enguia parece não diferir significativamente ao longo da ribeira, embora, como seria de esperar, seja um pouco maior junto à foz.

Tabela 6 - Resultado da amostragem piscícola na ribeira do Magoito; número de indivíduos (densidade por 1000m²)

	Enguia-europeia	Tainha
Magoito 1	28 (175)	62 (388)
Magoito 2	12 (80)	
Magoito 3	7 (117)	

Ribeira do Magoito

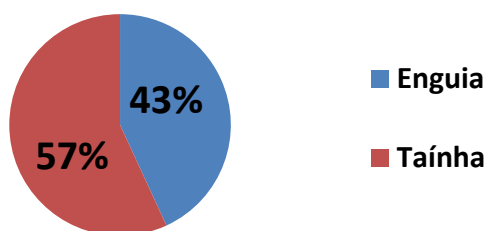


Figura 42 - Abundância relativa das espécies na ribeira do Magoito

Na análise CCA, as variáveis selecionadas foram: distância à nascente, ICOR e deposição de finos intersticiais. A Figura 43 representa o gráfico espécies vs. ambiente para as três variáveis ambientais escolhidas para a análise, que explicaram cerca de 53,2% da variação total, sendo que o primeiro e o segundo eixo explicam cerca de 87% desta variação. O primeiro eixo da CCA e todos os eixos canônicos em conjunto foram estatisticamente significativos ($P < 0,05$). O primeiro eixo da CCA revelou um gradiente longitudinal, com um domínio da boga-portuguesa a montante dos cursos de água (enguias no caso do Magoito), seguindo-se associações com presença muito relevante de escalos do Sul, até às comunidades mais a jusante da ribeira de Colares, dominadas pelo barbo-comum. Este eixo revelou ainda um gradiente relacionado com o estado de conservação dos cursos de água (tendencialmente um pouco mais degradados a jusante), com espécies como o escalo do Sul e a boga-portuguesa associados a troços mais bem conservados. Por outro lado, o segundo eixo da CCA revela um gradiente associado à qualidade do substrato, com o escalo do Sul a boga-portuguesa e a verdemã-comum associadas a fundos menos colmatados por elementos finos.

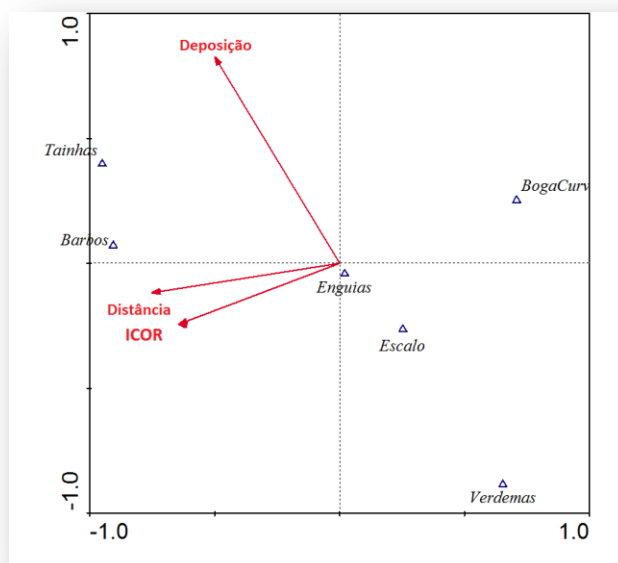


Figura 43 - Gráfico resultante da CCA.

4.4. Discussão

Vários trabalhos têm demonstrado variações longitudinais das comunidades piscícolas, nomeadamente na Península Ibérica, mesmo em cursos de água de pequena dimensão como os presentes neste trabalho (Pires *et al.*, 1999; Clavero *et al.*, 2005). Embora os rios estudados sofram grande intervenção humana, o que de alguma forma pode desfigurar as alterações naturais ao longo do rio (Oliveira *et al.*, 2012), a CCA exibiu um gradiente próximo do revelado por outros trabalhos na bibliografia, com dominância de pequenos ciprinídeos e verdemã-comum a montante, seguida por um aumento da abundância de espécies de média dimensão, até aos ciprinídeos de maior tamanho em troços mais a jusante e hidrologicamente mais estáveis (Godinho *et al.*, 1997; Pires *et al.*, 1999). Estas variações também têm sido observadas a nível funcional, com a abundância das várias guildas a variar ao longo dos rios (Oliveira *et al.*, 2012). No meu trabalho, esta variação parece também estar relacionada com o estado dos cursos de água, com espécies como o escalo do Sul e a boga-portuguesa associados a troço menos degradados.

As três ribeiras estudadas apresentaram comunidades piscícolas diferenciadas, verificando-se uma relação entre a área da bacia hidrográfica e a sua riqueza específica, aliás verificada em diferentes regiões do globo (Mérigoux *et al.*, 1998; Clavero *et al.*, 2005). Em pequenos cursos de água mediterrâneos, como a ribeira do Magoito, a intermitência limita a colonização de muitas espécies dulçaquícolas; em regiões costeiras estas linhas de águas podem mesmo ser dominadas por espécies diádromas tolerantes (Clavero *et al.*, 2005) que não dependem destes sistemas para se reproduzir, podendo movimentar-se livremente entre meios com diferente salinidade aproveitando assim os habitats disponíveis. Por outro lado, a manutenção de pools de média/grande dimensão durante o estio (ribeira de Bolelas/Samarra), ou mesmo a permanência de corrente durante todo o ano (ribeira de Colares) têm um efeito tampão na variação ambiental muito marcada nas áreas mediterrânicas, promovendo a persistência de maior número de espécies (Angermeier & Schlosser, 1989; Taylor & Warren, 2001), com um máximo nesta última, que apresenta uma área de bacia razoável e parte do seu curso com considerável disponibilidade hidrológica.

Relativamente à ribeira de Colares, e do meu conhecimento, o presente estudo foi o mais completo das suas comunidades piscícolas, abarcando a variabilidade longitudinal deste curso de água. De facto, estas revelaram comunidades piscícolas espacialmente estruturadas e mais ricas comparativamente a trabalhos anteriores; por exemplo, face às amostragens realizadas em 1997 no âmbito do Plano de Bacia Hidrográfica (dois locais – Diogo *et al.*, 2000), os resultados do presente trabalho revelaram a presença de verdemã-comum e barbo-comum (não capturados em 1997, mesmo em troços potenciais), embora Santos (2001) referencie estas espécies na ribeira de Colares. As espécies exóticas parecem ser residuais na ribeira de Colares – quer agora relativamente ao pimpão, quer em 1997 quando as capturas de carpa *Cyprinus carpio* foram muito pequenas. Na ribeira de Bolelas/Samarra, as amostragens de 1997 revelaram a presença de enguia-europeia, boga-portuguesa e verdemã-comum, embora eu tenha capturado estas espécies em maior número, e encontradas associações piscícolas mais ricas ao incluírem o escalo do Sul; aliás, os presentes

dados corroboram a distribuição espacial encontrada por técnicos do PNSC, que têm amostrado regularmente esta ribeira nos últimos anos (João Lopes, PNSC, comun. pessoal). Na ribeira do Magoito não há registos de amostragens anteriores, tendo sido este trabalho o primeiro a documentar a estrutura das suas comunidades piscícolas, nomeadamente a presença de enguias e tainhas.

O barbo-comum é uma espécie que habita sobretudo troços de média-grande dimensão, estando frequentemente ausente ou muito pouco representado em bacias de pequena dimensão e troços com grande intermitência (Godinho *et al.*, 1997; Oliveira *et al.*, 2013). A distribuição do barbo-comum na área de estudo encontra-se limitada aos troços mais a jusante da ribeira de Colares, confirmando esse zoneamento. Por outro lado, é curioso verificar a associação da boga-portuguesa com troços "menos maus" a nível físico e com substratos mais grosseiros, já indicada por Diogo *et al.* (2000), indiciando uma associação da espécie na área de estudo com troços um pouco menos degradados em termos habitacionais (embora podendo apresentar má qualidade da água). Para o escalo essa associação também foi evidente confirmando a análise do capítulo anterior, indicando a sua preferência por troços um pouco menos perturbados e com substratos menos colmatados (Ferreira *et al.*, 2007).

Finalmente, no presente trabalho foram capturados oito exemplares de boga-comum na ribeira de Colares, algo que nunca tinha sido documentado antes. Muito provavelmente trata-se de uma espécie translocada para a ribeira de Colares, e que, por isso, não fazia parte da sua fauna nativa, aliás à semelhança de outros cursos de água onde esta espécie foi introduzida, como na ribeira de Odelouca (Santos *et al.*, 2007).

5. Reabilitação das ribeiras do Parque Natural de Sintra-Cascais

5.1. Introdução

Um plano de ação que vise a melhoria do estado ecológico de um ou mais rios ou ribeiras terá como objetivo restaurar, reabilitar ou mitigar o curso de água. Para atingir um destes objetivos é necessário compreender as dinâmicas e processos em diferentes escalas temporais e espaciais que estão associadas a esse ecossistema (Roni *et al.* 2005a; Aronson *et al.*, 2007). No processo de restauro *lato sensu*, como é referido na DQA, é necessário definir as condições de referência, ou seja, um padrão que defina as características básicas do rio no seu estado natural. Devido às características hidrológicas dos rios mediterrânicos, já referidas em capítulos anteriores, este é um passo de extrema importância pois deve-se projetar o rio como " ele deve ser" e não como o "público espera que ele seja"; de facto, existe por vezes uma visão idílica e pitoresca do que é um rio, muitas vezes dissociada da sua estrutura e funcionalidade naturais. Para se definir um cenário de referência deve-se recolher informação sobre, por exemplo: o regime de escoamento natural, características morfológicas do leito e o biota aquático e ripícola. Além desta informação "natural" é necessário estudar as condições sociais, políticas, económicas e culturais de forma a definir o "cenário objetivo".

O "cenário objetivo" deverá estar em linha com o conceito atual dos rios como sistemas dinâmicos, complexos e estruturantes de paisagem; este objetivo, embora ambicioso, deve ser realista e ajustado ao meio envolvente, tendo em conta as potencialidades e limitações identificadas (Arizpe *et al.*, 2009). Deve ser preciso, na medida em que se procura definir detalhadamente os objetivos e se possível incorporar indicadores que proporcionem uma avaliação da eficácia das ações, e deverá ainda ser autónomo e estar em harmonia com a dinâmica do rio para que o mesmo entre num processo de Auto restauro. Alguns autores (FISRWG, 1998; Iriarte *et al.*, 2008) indicam a seguinte sequência como a ajustada à recuperação de um curso de água.

- 1) Recuperação do regime hidrológico e da qualidade da água.
- 2) Recuperação do leito de cheia e da condição morfológica.
- 3) Recuperação da vegetação ripícola.
- 4) Recuperação do biota aquático.

No primeiro passo desta sequência, i.e., recuperação do regime hidrológico, o objetivo foca-se na manutenção de um caudal ecológico de modo a manter os elementos básicos da composição, estrutura e funcionalidade do ecossistema fluvial, bem como as características do ecossistema terrestre adjacente (Arthington, 2002). Com estes princípios pretende-se manter a naturalidade hidrológica dos cursos de água, onde se verificam regularmente variações de caudal, cheias e períodos de estio. Adicionalmente, também é importante não descurar a qualidade da água. De facto,

garantir um regime de caudais adequado e não introduzir medidas que promovam um mínimo de qualidade físico-química da água poderão levar ao insucesso num planeamento de restauro ecológico (FISRWG, 1998; Roni *et al.*, 2005b).

A recuperação do leito de cheia e da condição morfológica têm como objetivo assegurar espaço para que o rio exceda e transborde do seu canal, tal como aconteceria no seu regime natural. O leito de cheia pode ser definido como a planície de aluvião, que em condições naturais, o rio necessita para se deslocar lateralmente e atingir um balanço hidrológico e sedimentar. Por outro lado, a morfologia do leito representa a resposta do sistema à entrada de matéria e de energia, sendo uma condicionante ao biota fluvial, uma vez que as suas dinâmicas são um elemento que influencia as características quantitativas e qualitativas dos biótopos aquáticos e ripícolas.

A requalificação da morfologia de um curso de água envolve a movimentação de materiais inertes, existindo inúmeras técnicas e intervenções possíveis de realizar. As mais comuns são: reperfilamento transversal, reperfilamento longitudinal, reperfilamento das curvas, meandrização, o revestimento do exterior da curva e o desassoreamento. O reperfilamento transversal pode envolver ações de alargamento ou aprofundamento do leito de forma a acomodar escoamentos de cheias (Figura 44), enquanto que o reperfilamento longitudinal tem como objetivo o desassoreamento do leito do rio, mantendo as sequências de remansos e rápidos (Figura 45). Desta forma, são igualmente comuns ações de reperfilamento das curvas que podem consistir num desassoreamento do interior da curva, existindo a possibilidade de construção de um *bypass* (Figura 46), ou num revestimento do exterior da curva.

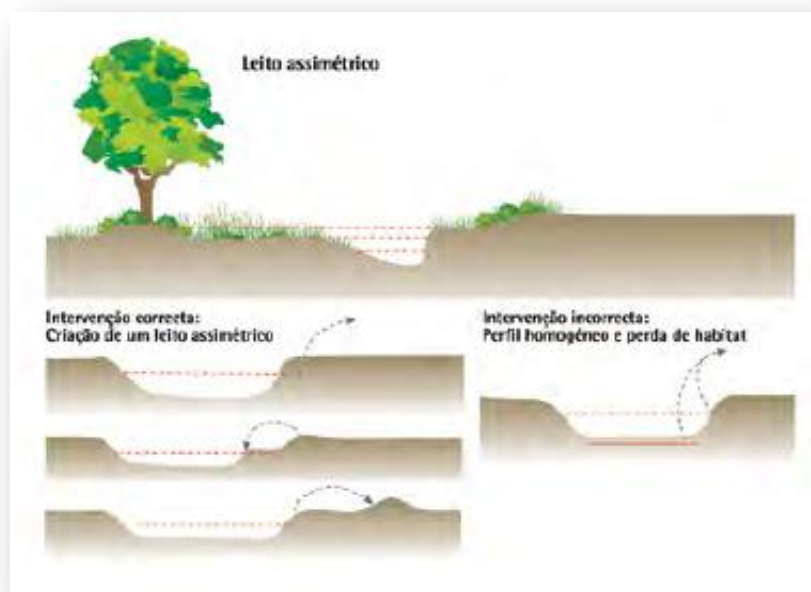


Figura 44 - Exemplo de reperfilamento transversal (adaptado de Arizpe *et al.*, 2009)



Figura 45 - Exemplo de reperfilamento longitudinal (adaptado de Arizpe *et al.*, 2009)

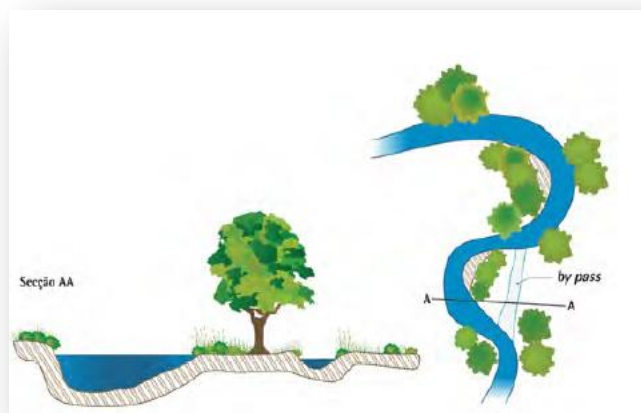


Figura 46 - Exemplo da criação de *bypass* (adaptado de Arizpe *et al.*, 2009)

A meandrização é um processo instável mas que ocorre naturalmente, resultando na constante erosão e deposição de sedimentos, criando braços e derivações do leito. Os meandros valorizam a paisagem e potenciam a variedade e quantidade de habitats disponíveis. A este nível, uma das técnicas utilizadas é o desassoreamento do interior da curva, que consiste na remoção de sedimentos que ocupam o interior da curva do leito (Figura 47). Esta técnica permite o aumento da capacidade de escoamento em cheia e favorece o estabelecimento de habitats húmidos no interior da curva, bem como o crescimento da vegetação. Por vezes, quando é necessária proteção contra cheias e consequentemente um aumento de capacidade de vazão do curso de água, recorre-se à

construção de um *bypass* à curva e aos meandros, caso existam. O desassoreamento do próprio leito, que consiste na remoção parcial ou total dos depósitos de sedimentos que impedem o escoamento do curso de água, representa uma das medidas que deve ser mais bem projetada num plano de requalificação – por exemplo, não é recomendável a remoção total dos baixios e mouchões do leito do rio.

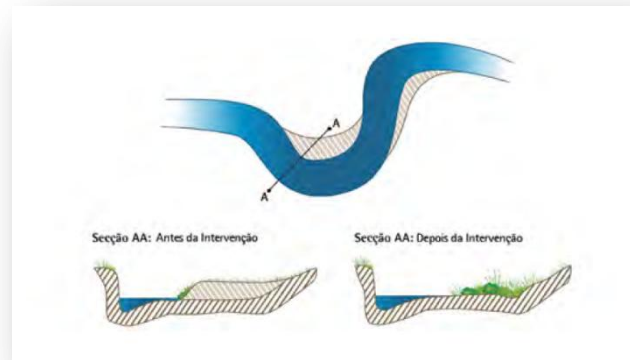


Figura 47 - Exemplo do desassoreamento do interior da curva (adaptado de Arizpe *et al.*, 2009)

O revestimento do exterior da curva permite o reforço dos taludes, evitando a erosão, potenciando o depósito de sedimentos e como tal a ocorrência de nichos ecológicos. Embora possa artificializar as margens caso não sejam revestidas por vegetação, esta técnica é das menos dispendiosas, sobretudo se existir matéria-prima no local para realizar a intervenção. Três possíveis técnicas para o reforço são enrocamento, gabiões e estacaria. O enrocamento consiste na deposição sobre o talude de pedras não arrumadas com um tamanho adequado ao local. Os gabiões são caixas retangulares envolvidas numa malha de arame e preenchidas com pedras; aliás, por isso, a resistência mecânica à flexibilidade, são fáceis de colocar e duráveis (a rutura do arame dá-se após o processo natural de consolidação das pedras no solo). Na estacaria, como o nome indica, usam-se estacas que poderão ser vivas ou não, espetando-as no talude vertical de forma a consolidar as margens.

No terceiro passo, a requalificação da vegetação ripícola deve procurar não só uma recuperação estética mas sobretudo funcional, como aliás já foi discutido anteriormente. A vegetação ripícola caracteriza-se principalmente por ser constituída por espécies freatófitas, i.e. dependentes de água, necessitando assim de estar junto ao nível freático para garantir que as suas raízes permanecem com uma determinada quantidade de humidade. O meio envolvente à vegetação ripícola possui um ambiente mais húmido e temperado; de facto, a vegetação ripícola intercepta a luz solar e protege do vento, criando um microclima que constitui um potencial habitat para inúmeros organismos, e proporcionado proteção em casos de condições climáticas extremas (Sterling, 1996). Proporciona ainda alimento para muitas espécies piscícolas bem como zonas funcionais de habitat.

A recuperação do biota aquático representa a fase final do restauro; nas etapas anteriores procedemos à disponibilização de habitat em quantidade e qualidade, que posteriormente será

colonizado natural e gradualmente pelas comunidades biológicas do ecossistema. De forma a acelerar e a complementar a disponibilidade natural de habitat, poderão ser tomadas ações diretamente relacionadas com o biota aquático e com o objetivo de obter comunidades com estrutura, composição e diversidade saudáveis. Poderão realizar-se ações que promovem a heterogeneidade hidráulica bem como a capacidade de suporte do habitat, por exemplo ao nível da profundidade e velocidade da corrente. Alguns exemplos deste tipo de ações estão documentados por exemplo em FISRWG (1998) ou Roni *et al.* (2005b), como a colocação de aglomerados de rochas ou estacarias no leito ou nas margens, proporcionando cobertura, zonas de menor velocidade, proteção contra a erosão e aumento dos abrigos em qualidade e quantidade. Outras ações comuns são: a construção de passagens para peixes em obstáculos de forma a potenciar os movimentos das comunidades piscícolas pelo curso de água tanto para migração em época de reprodução como para refúgio em condições extremas (Santos, 2001); a construção de estruturas no leito com materiais como troncos, arbustos e rochas, que visam aumentar a diversidade e qualidade dos abrigos disponíveis e, por vezes, prevenir a erosão dos taludes das margens; a colocação de deflectores no leito, com o objetivo de defletir o escoamento para longe da margem, prevenindo assim erosões excessivas e criando zonas de remansos.

Para além das técnicas construtivas existem as técnicas de limpeza que visam eliminar algumas espécies presentes na vegetação aquática ou ripícola, que assumindo um carácter invasor crescem descontroladamente e levam à degradação das comunidades florísticas nativas devido à falta de mecanismos naturais de controlo (Duarte & Moreira, 2009). Em Portugal, espécies como a acácia mimosa (*Acacia podalyriifolia*), ailanto-da-china (*Ailanthus altissima*), cana (*Arundo donax*), erva pinheirinho (*Myriophyllum aquaticum*) e jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*), são comuns em alguns troços que apresentam degradação e são consideradas espécies invasoras (Ribeiro, 2000) (DecretoLei nº 565/99, de 21 de dezembro).

As técnicas mais utilizadas para a remoção destas e outras invasoras são: mecânicas, químicas, biológicas e ambientais. Por remoção mecânica entende-se a eliminação da vegetação por corte, raspagem, arranque e dragagem. A remoção química faz-se com a utilização de herbicidas e, para controlo biológico podem utilizar-se diferentes tipos de organismos (peixes, insetos, pastoreio) que usem sobretudo a vegetação para a sua alimentação, entre outras funções. Finalmente, a remoção por meios ambientais é suportada pela alteração das condições ambientais, tais como ensombramento, aumento da velocidade de escoamento e controlo e redução de nutrientes.

As bases conceptuais ligadas à recuperação do estado ecológico das águas superficiais têm evoluído significativamente nos últimos anos, tendo surgido mais recentemente o conceito de engenharia natural aplicada ao restauro fluvial. Segundo Schiechl (1997), a engenharia natural é um subdomínio multifacetado da engenharia civil, que se suporta da utilização de materiais construtivos vivos (e.g., sementes, plantas, associações vegetais) e em que os objetivos finais aliam vertentes técnicas, ecológicas, criativas, construtivas, e sobretudo económicas. Estes objetivos são conseguidos através de métodos de construção próximos do natural, utilizando as diferentes vantagens que os materiais vivos garantem. A engenharia natural introduz no restauro fluvial uma

forte componente biológica com a utilização de fascinas e enrocamentos vivos, sementeiras, gabiões, entrançados e outras técnicas (Figura 48). Promove a cobertura da superfície com vegetação, evitando a erosão superficial, e ajuda a estabilizar o terreno através do enraizamento de materiais vivos. Por outro lado, providenciam funções ecológicas como a drenagem dos solos, a proteção do vento e da poluição atmosférica e atuam como efeito tampão da temperatura junto ao solo e água. A vantagem da utilização da engenharia natural não se prende apenas à componente ambiental mas também à sua racionalidade económica. De facto, possui menores custos de construção comparativamente a materiais e técnicas mais artificiais e pesadas, tem menores custos de manutenção e recuperação, e por último, mas não menos importante, cria formações vegetais funcionais em zonas degradadas (Kangas, 2004; Mitsch, 2004).

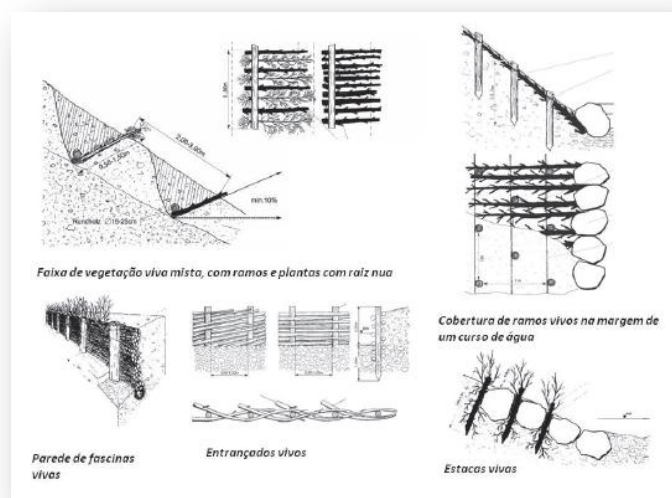


Figura 48 - Exemplo de algumas técnicas de engenharia natural (Fernandes & Freitas, 2011)

5.2. Plano de ação

5.2.1. Descrição do plano de ação

O plano de ação para as ribeiras estudadas baseia-se nos resultados obtidos pelo presente trabalho, mais concretamente na informação disponibilizada pelo índice integrado de conservação, e nas amostragens das comunidades piscícolas das ribeiras do PNSC. Na ribeira de Colares devido ao seu enquadramento urbano, a requalificação deveria incidir primeiramente na mitigação das pressões humanas a nível da bacia sobre o sistema fluvial. Um primeiro passo para a melhoria do estado ecológico passaria necessariamente pelo controlo das fontes de poluição (agrícolas e urbanas) difusas e pelo controlo da qualidade dos efluentes das ETARs. Tal como foi referido anteriormente, um plano de ação meramente “físico”, que não tenha previamente em conta a melhoria de fatores como a qualidade da água poderá não ter o sucesso esperado. Numa segunda fase, deverá proceder-se à recuperação da condição morfológica do canal, nomeadamente promovendo o controlo

de erosão através do reforço do interior/exterior das curvas em alguns segmentos, bem como do reforço dos taludes com bio rolos, esteiras de ramagens ou ainda outra técnica que introduza vegetação. Deverá então seguir-se a intervenção ao nível da vegetação ripícola, eliminando sobretudo as espécies invasoras como canas (a efetuar em praticamente todo o curso da ribeira), acompanhada de ações de restauro/recuperação da galeria ribeirinha em alguns troços, que promovam o seu alargamento e continuidade longitudinal. Para as últimas fases e, a nível da engenharia natural, proponho adaptar os obstáculos de conectividade (nomeadamente o açude de grandes dimensões na localidade de Colares). Finalmente, tendo em conta as características funcionais das principais espécies piscícolas presentes na ribeira de Colares, proponho algumas medidas com o objetivo de fomentar a quantidade e diversidade de abrigos e a introdução de elementos grosseiros de substrato (pedras, rochas, detritos lenhosos), em forma de defletores, em vários locais deste curso de água. Os defletores têm como objetivo promover a diversidade de habitats lóticos no leito e gerar abrigos. A carta do plano de ação pode ser analisada no **anexo 3 a**).

Na ribeira de Bolelas/Samarra o decréscimo do estado ecológico deve-se principalmente à degradação da qualidade da água a jusante da ETAR, muito visível nas visitas de campo do presente trabalho; a nível físico esta ribeira apresenta um estado razoável de conservação, e por isso as medidas de requalificação deverão ter como objetivo melhorar as condições existentes. Mais uma vez, numa primeira fase seria aconselhável controlar a qualidade dos efluentes da ETAR. A nível da zona ripícola, em alguns troços dever-se-ia controlar a vegetação invasora (sobretudo a jusante), bem como implementar ações de restauro/recuperação da galeria ribeirinha em troços um pouco mais perturbados, que promovam o seu alargamento e continuidade longitudinal. Tendo em conta o valor patrimonial do açude romano, e por isso a dificuldade de alteração das suas características, proponho o transporte com alguma regularidade de populações de boga-portuguesa e escalo do Sul entre troços, tendo em vista aumentar a variabilidade genética destas populações. No entanto proponho a adaptação de um obstáculo à conectividade a cerca de três quilómetros de jusante. Sobretudo no curso médio e jusante, proponho ainda como forma de controlo de erosão a construção de *Cribwalls* como forma de reforço das margens e defletores em enrocamentos ou material lenhoso como forma de diminuir a corrente; para além de cumprirem a sua principal função, estas intervenções aumentam a quantidade e diversidade de abrigos, uma vez que implicam a introdução de material rochoso e lenhoso no leito, promovendo também a diversidade da mata ripícola ao introduzir material vivo nas margens. Finalmente, tendo em conta as características funcionais das principais espécies piscícolas presentes na ribeira da Bolelas/Samarra proponho intervenções que fomentem a promoção de abrigos e elementos grosseiros em vários locais deste curso de água. A carta do plano de ação pode ser analisada no **anexo 3 b**).

Por último, a ribeira do Magoito foi a que apresentou menores pressões a nível hidrológico e da qualidade da água e, embora apresente alguns (poucos) troços num estado seminatural, foram identificados aspetos de degradação ao longo do seu curso, bem como troços muito perturbados. Tal como na ribeira de Bolelas/Samarra, pretende-se proteger algumas margens que se encontram ravinadas através do reforço dos taludes com vegetação, sobretudo nos últimos 2 km da ribeira; o

controlo da vegetação invasora, muito abundante, também deverá ser conduzido nesta parte da ribeira. A montante deste segmento final, os problemas mais evidentes são a canalização da ribeira, a existência de uma mata ripícola pobre, com alguma vegetação exótica invasora, e margens ravinadas ou com taludes de elevado declive. Nestes troços, as medidas de intervenção a utilizar serão a recuperação da mata ripícola com a introdução de material vivo em forma de entranchados ou fascinas nas margens, isto claro, após a remoção da vegetação invasora. Neste segmento, devido à falta de espaço para intervenções, o controlo de erosão passa por ocupar a superfície das margens com vegetação para que estas fiquem estabilizadas. Algumas destas intervenções podem ser complementadas com a introdução de enrocamentos vivos e/ou de grades vivas nas margens, tendo em vista a sua proteção contra correntes torrenciais; esta ação permite ainda potenciar o aumento da abundância de macrófitas e conseqüentemente de abrigos aquáticos. A carta do plano de ação pode ser analisada no **anexo 3 c**).

5.2.2. Medidas de Intervenção

Controlo de erosão

Devido ao aprofundamento do leito das ribeiras, algumas margens apresentam-se muito degradadas, exibindo taludes de grande declive, bastante propícios a fenómenos de erosão. Nestes casos, as medidas de intervenção propostas incluem a introdução de enrocamentos vivos ou *Cribwalls* de forma a estabilizar a margem e introduzir vegetação natural. Nos casos que a margem se encontra “nua”, poderá também ser efetuada a plantação e/ou colocação de estacas, entranchados ou fascinas vivos. Quando o espaço na margem a intervir é inexistente ou pequeno, deverão ser efetuadas intervenções no leito, como a colocação de defletores de forma a desviar a corrente de zonas “frágeis”. Além da função de estabilização e proteção das margens, estas técnicas aumentam a disponibilidade e diversidade de abrigos para as comunidades piscícolas.

Recuperação da galeria ripícola

A recuperação da galeria ripícola visa o restauro das margens e das espécies vegetais características desta zona. Pretende recuperar as funções ecológicas das margens de forma a mitigar as pressões antrópicas adjacentes, aumentar a biodiversidade deste espaço e melhorar a sua estabilidade através do reforço radicular, redução da humidade do solo, escoramento e ancoramento. Oferece também diversidade e disponibilidade de abrigos e zonas funcionais de habitat, especialmente para espécies como o escalo do Sul e a boga-portuguesa. Para tal, deverá ser usado material vivo em forma de entranchados, estacarias, fascinas e enrocamentos, bem como espécies ripícolas nativas adaptadas a cada local (e.g. salgueiro, freixo, choupo).

Controlo de vegetação exótica invasora

O controlo da vegetação invasora tem como principal objetivo libertar espaço e recursos para que espécies ripícolas naturais possam proliferar e crescer, de forma a fomentar o aumento da biodiversidade de habitats e, por outro lado, prevenir problemas de escoamento devido à retenção de

resíduos. A cana é uma invasora com taxas de crescimento muito elevadas e com uma forte capacidade vegetativa dos rizomas, tanto na capacidade de propagação como na recuperação após corte. A abordagem mais eficaz para o seu controlo consiste numa combinação de intervenção mecânica em conjunto com intervenção química, devendo-se cortar o canavial e aplicar herbicidas sistémicos consecutivamente após o rebentamento até que não haja atividade vegetativa.

Manipulação de elementos do habitat

A manipulação de elementos do habitat consiste na adição ou alteração de elementos físicos do leito. Esta intervenção é direcionada para as comunidades piscícolas com o objetivo de aumentar a adequabilidade desses elementos às necessidades específicas das espécies. Por exemplo, espécies como o barbo-comum ou o escalo do Sul têm carácter litofílico e, por isso, a adição de elementos que aumentem a disponibilidade de substrato grosseiro, em troços com leitos colmatados e onde estas espécies sejam particularmente abundantes, é uma das ações que proponho. Para além do substrato grosseiro, a colocação/fomento de macrófitas aquáticas, sob forma de enrocamentos vivos ou entrançados é uma medida que beneficia espécies fitolitófilas, como a boga-portuguesa e espécies que procuram abrigo entre a vegetação, como o escalo do Sul. A colocação de defletores, de preferência construídos com material lenhoso, cria heterogeneidade habitacional em troços homogéneos e é uma mais-valia em troços habitados por diferentes espécies.

Monitorização e eventual controlo de espécies exóticas invasoras - Fauna

Embora na área de estudo só tenham sido encontrados muito poucos exemplares de espécies exóticas, exatamente dois pimpões na ribeira de Colares (Colares7) e, os dados anteriores apontem para a ausência/presença residual destas espécies nestas ribeiras, aconselha-se uma monitorização regular das comunidades piscícolas tendo em vista estudar a sua evolução e, eventualmente, detetar acréscimos populacionais desses *taxa* exóticos.

Remoção/adaptação de obstáculos de conectividade

A remoção/adaptação de obstáculos de conectividade tem como principal objetivo permitir a migração das comunidades piscícolas. Na área de estudo, existe uma espécie potamódroma nativa (barbo-comum), bem como espécies diádromas, mais propriamente catádromas como a enguia-europeia e a taínha. O principal benefício desta intervenção é a possibilidade das comunidades piscícolas terem acesso a uma maior quantidade e diversidade de habitats funcionais (zonas de reprodução alimentação e refúgio). Outro efeito benéfico consiste no aumento do transporte natural de sedimentos e nutrientes por parte da corrente.

Para resolver esta problemática podem ser instaladas passagens para peixes ou, em alternativa, originar uma diminuição do “degrau” do obstáculo, para que seja possível às comunidades piscícolas atraídas pela corrente e, por meio de “saltos”, ultrapassarem esse obstáculo. Este tipo de intervenção deve ser realizado com materiais naturais, tais como enrocamentos e material lenhoso como troncos ou ramos mais grossos de árvores. Quanto às passagens para peixes, em Santos

(2004) podem ser encontrados diversos tipos, desde tradicionais que são geralmente usadas em pequenos e médios desníveis (bacias sucessivas, defletores) a especiais que são principalmente usadas em grandes desníveis (eclusas, ascensores).

6. Considerações finais

O índice desenvolvido no presente trabalho é uma ferramenta inovadora na área de estudo, bem como no nosso país, e os seus resultados permitem encarar com otimismo a sua aplicação a outros sistemas fluviais mediterrânicos. De facto, a integração de variáveis a diferentes escalas num único índice está pouco explorada na bibliografia. As variáveis regionais incluem os processos de larga escala que obviamente se traduzirão localmente, e as variáveis ao nível de segmento procuram caracterizar a condição morfológica do leito - é por isso uma ferramenta holística que integra várias componentes espaciais (sensu Frissel et al. 1986) e que permite avaliar o estado de conservação de rios.

Neste trabalho pôde-se concluir que as ribeiras do PNSC encontram-se, de forma geral, consideravelmente degradadas; a ribeira de Colares foi a que apresentou um pior estado de conservação, devido a um variado leque de pressões antrópicas, que se traduzem, por exemplo, na presença abundante de canas e na alteração das margens. A ribeira de Bolelas/Samarra encontra-se em melhor estado de conservação, mantendo áreas semi naturais e alguma vegetação ripícola, embora alguns troços apresentem-se significativamente degradados. A ribeira do Magoito também se encontra em melhor estado de conservação do que a ribeira de Colares mas exhibe ao longo seu curso vários sinais de perturbação antrópica.

Apesar de o estado de conservação das ribeiras não ser o melhor, tendo mesmo troços muito degradados, as comunidades piscícolas revelaram-se consideravelmente diversas e apresentaram algum zoneamento ao longo dos cursos de água (contendo ainda várias espécies nativas e quase ausência de espécies exóticas). Inclusivamente, o aparecimento de espécies com estatuto de conservação (e.g., enguia europeia e boga-portuguesa), bem como de espécies de tolerância intermédia (escalo do Sul), principalmente na ribeira de Colares que se encontra bastante degradada, mas também nas ribeiras de Bolelas/Samarra e Magoito, reforça a importância de recuperar e reabilitar estes cursos de água.

Com base na classificação do índice que avalia o estado de conservação, foram sugeridas cartas de ação para a requalificação das três ribeiras, com o principal intuito de melhorar o estado ecológico destes cursos de água, tendo também em conta as comunidades piscícolas existentes. Visto que as ribeiras situam-se na área do PNSC, as medidas selecionadas procuram integrar e promover a naturalidade dos cursos de água.

No decorrer do trabalho ficou claro que, embora as ribeiras estejam degradadas a nível morfológico, a reabilitação deveria passar em primeiro lugar pela melhoria da sua qualidade da água, antes de ser realizada qualquer intervenção física. De facto, ignorar fontes de problemas relativos à qualidade da água e prosseguir com o processo de restauro/reabilitação da malha habitacional, poderá traduzir-se num menor sucesso a longo prazo.

A medida de controlo da vegetação invasora (sobretudo cana (*Arundo donax*)) é uma das mais recomendadas nas ações sugeridas, devido ao forte impacto ambiental, estético e funcional que este tipo de vegetação provoca nos cursos de água. Intervenções como a recuperação da mata ripícola e o controlo da erosão são importantes nestas áreas, pois o uso do solo urbano/industrial e agrícola tem implicado a forte degradação da vegetação e zona ribeirinha. A monitorização regular das comunidades piscícolas é outra medida muito importante, sendo um dos objetivos evitar que espécies exóticas se disseminem nestes habitats degradados, ameaçando as espécies nativas. As zonas ripícolas destas ribeiras caracterizam-se por ter forte influência de atividades humanas, e por isso o leque de intervenções a realizar encontra-se diminuído pela falta de espaço para as implementar. Por isso, os proprietários das áreas adjacentes às linhas de água deverão ser sensibilizados para as questões ecológicas e conservacionistas das linhas de água.

Seria interessante recolher dados biológicos e físicos durante e após as intervenções planeadas para as ribeiras do PNSC e prosseguir com uma monitorização periódica de forma a perceber o quanto estas intervenções alteram o estado de conservação e a sua eficácia. Além da evolução da condição física do leito, seria interessante perceber a resposta das comunidades piscícolas, ou outras, às intervenções idealizadas.

Espero que o trabalho desenvolvido seja útil em futuras intervenções e monitorizações das ribeiras visadas. De certa forma, e tendo em conta o que está descrito no plano de ordenamento do PNSC, o estado de conservação das ribeiras confirma a perceção das entidades responsáveis pelo ordenamento e gestão do PNSC; no entanto, espero que o trabalho permita uma melhor compreensão dos problemas ambientais das ribeiras estudadas, e que sirva não só como uma identificação dos mesmos, mas também que seja parte de uma solução integrada para a requalificação destes sistemas fluviais.

7. Bibliografia

Allan, J. D., D. L. Erickson, and J. Fay. 1997: The influence of catchment land use on stream integrity across multiple scales. *Freshwater Biology* vol.37, pp149–161

Amoros, C.; Roux, A.L., 1988: interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. - *münstersche geographische arbeiten* vol.29 pp125-130

Angermeier, O.L., 1987: Spatiotemporal variation in habitat selection by fishes in a small Illinois stream, *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes* pp52-60.

Angermeier, P.L., Karr, J.R., 1984: Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* vol.113. Pp716-726.

Angermeier, P.L., Schlosser, I.J., 1989: Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* vol70. pp 1450-1462.

Angermeier, P.L. & Winston, M.R., 1998: Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology*, vol79, pp.911-927.

Angermeier, P.L., Smogor, R.A. & Stauffer, J.R., 2000: Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in Mid-Atlantic Highland streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, vol.129, pp962-981.

Arizpe, D., Mendes, A., Rabaça, J.E., 2009: Zonas Ribeirinhas Sustentáveis - Um Guia de Gestão. Ed. Isa Press Lisboa. Vol.177, 202, 209, 213.

Aronson J., Milton S.J., Blignaut J. N., 2007: Restoring natural capital: Science, Business, and Practice. Island Press, Washington DC, USA.

Arthington, A. H., 2002: Environmental flows: ecological importance, methods and lessons from Australia. *Mekong Dialogue Workshop. International Transfer of river basin development*

Arthington, A. H.; Pusey, B. P., 2003: Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* vol.19, pp377-395.

Bonaba, N., Resh, V.H., 2013: Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems, *Hydrobiologia* vol.719, pp1-29

Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J. B.; 1999: Rapid Bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. end ed., EPA 841-B-99-002. Washington, D.C.:U.S: Environmental Protection Agency, Office of Water.

Barroso, A., 2011: Planeamento e Otimização de Ações de Restauro Fluvial. Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais, Instituto Superior de Agronomia. Lisboa.

Beechie, T., Pess, G., Roni, P., 2008: Setting River Restoration Priorities: a Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions. *North American Journal of Fisheries Management* vol.28, pp891–905.

Cabral MJ (coord.), Almeida J, Almeida PR, Dellinger T, Ferrand de Almeida N, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queiroz AI, Rogado L & Santos-Reis M (eds.) 2005: Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.

CEN. 2002: A guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. CEN TC 230/WG2/TG 5: N32. 21 pp.

Ceolin, L.P.W., 2010: Plano de restauro de qualidade ecológica de duas ribeiras do oeste. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior de Agronomia.

Clavero M., Blanco-Garrido F., Prenda J., 2005: Fish-habitat relationships and fish conservation in small coastal streams in southern Spain. *Aquat Conserv* vol.15 pp415–426.

Cortes, R.M.V., Teixeira, A., Crespi, A., Oliveira, S., Varejão, E. & Pereira, A. 1999: Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Lima. 1ª Fase. Análise e Diagnóstico da Situação de Referência (Componente Ambiental). Anexo 9. Min. do Ambiente. 257 pp.

Cortes, R., Oliveira, S., Cabral, D., Santos, S., Ferreira, M., 2002: Different scales of analysis in classifying streams: from a multi-metric towards an integrated system approach. *Archives fur Hydrobiology*. pp209 – 224.

Cortes, R., Oliveira, S., Cabral, D., Santos, S., Ferreira, M., 2002: Different scales of analysis in classifying streams: from a multi-metric towards an integrated system approach. *Archives fur Hydrobio*

Cortes R.M.V.; Varandas S.; Magalhães M., 2007: “Diretivo Quadro da Água. Qualidade ecológica das águas interiores superficiais: caracterização hidromorfológica e de habitats”. Campanha 2003-06. UTAD, Vila Real, 161pp.

Cowx, I. G.; Welcomme, R. L. (eds), 1998: Rehabilitation of Rivers for Fish, Oxford: Fishing News Books. pp209 – 224.

Cowx I.G. & Collares-Pereira M.J., 2000: Conservation of endangered fish species in the face of water resource development schemes in the Guadiana River, Portugal: harmony of the incompatible. In: I.G. Cowx (ed.) *Management and Ecology of River Fisheries*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, pp. 428–438

Darby, S.; Sear, D., 2008: River Restoration – Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat. John Wiley & Sons, Ltd. West Sussex.

Darwall, W., Smith, K., Allen, D., Seddon, M., Reid, G.M., Clausnitzer, V. , Kalkman, V. 2008: Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland, Switzerland

DQA, União Europeia, Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. Consultar em:

http://www.apambiente.pt/_zdata/Políticas/Ambiente&Saude/Nocontextoeuropeu/Directiva_Quadro_Agua.pdf

Diogo, R.N., Albuquerque, A., Ferreira, M.T., 2000: Distribuição espacial das comunidades piscícolas da região hidrográfica ribeiras do oeste e sua relação com os factores ambientais. Congresso da água. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.

Doadrio, I. (ed), 2002: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. 2ªed., Madrid: Dirección General de Conservación de la Natureza, Museo Nacional de Ciencias Naturales.

Duarte, M.C., Moreira, I., 2009: Flora aquática e ribeirinha. Administração da Região Hidrográfica do Algarve.

Dudgeon, D., Arthington, A.H, Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2005: Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* , vol.81 , pp163-182.

Fausch, K. D. ; Lyons, J; Karr, J. R. ; Angermeier, P. L., 1990: Fish communities as indicators of environmental degradation. In: *Biological Indicators of Stress in Fish*. American Fisheries Society Symposium 8. Ed: Adams, S. M., Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, pp124- 144

Fernandes, J. P.; Freitas, A. R. M.; 2011: Introdução à Engenharia Natural Volume II. Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A.

Fernandes, M.R., Ferreira M. T., Hughes S., Cortes R., Santos J., Pinheiro P., 2007: Pré-classificação da Qualidade Ecológica na Bacia de Odelouca e sua Utilização em Diretrizes de Restauro. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.vol.28, pp15- 24.

Fernández, D.; Barquin, J.; Raven, P.J., 2011: A review of river habitat characterization methods: indice vs characterization protocols. *Limnetica*, vol.30(2): pp217-234.

Ferreira, T., Caiola, N., Casals, F., Oliveira, J.M., De Sostoa, A., 2007: Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management and Ecology*, vol.14, pp519-530.

FISRWG, 1998: Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG).

Freitas, L.G.; 2012: Planeamento de Restauro Fluvial da Bacia do Rio Alcoa. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior de Agronomia.

Frissel, C. A. *et al.*; 1986: A Hierarchical Framework for Stream Habitat Classification: Viewing Streams in a Watershed Context. *Environmental Management* Vol.10, Nº 2 pp199-214.

Gasith, A., and V. H. Resh. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* vol.30, pp51-81.

Gergel, S. E. *et al.*; 2002: Landscapes indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* vol.64, pp.118-128. EAWAG, Dubendorf.

Godinho, F. N.; Pinheiro, P. J.: Monitorização do estado ecológico em rios portugueses. Enquadramento, situação atual e evolução necessária. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos.

Godinho, F.N., Ferreira, M.T., Cortes, R.V., 1997: Composition and spatial organization of fish assemblages in the lower Guadiana basin, southern Iberia. *Ecology of freshwater fish*, vol.6 pp.134-143

Godinho, F. N.; Ferreira, M. T., 1998: The relative influences of exotic species and environmental factors on an Iberian native fish community. *Environmental Biology of Fishes* vol.51, pp.41-51.

Godinho, F. N.; Albuquerque, A. C.; Pinheiro, A. N.; Pinheiro, P. J.; Reis, F. M.; Almeida, J. & Freitas, A., 2009: O Programa de Medidas Compensatórias para a ictiofauna nativa da bacia hidrográfica do Sado (PMC-Sado). Etapas essenciais de elaboração. *Recursos Hídricos* vol.30(1):pp. 63-77.

Goudie, S.A., 2013: the human impact on the natural environment: past, present and future , 7th edition, Wiley-Blackwell

Gorman, O.T., Karr, J.R., 1978: Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* vol.59 pp.507-515

Harrison, T. D.; Whitfield, A., K., 2004: A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* vol.65 , pp.683-710.

Hawkins, C.P., Kershner, J.L., Bisson, P.A., Bryant, M.D., Decker, L.M., Gregory, S.V., McCullough, C. K. O., Reeves, G.H., Steedman, R.J., Young, M.K., 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries*. Vol.18 pp3-12.

Hershkovitz, Y.; Gasith, A.; 2013: Resistance, resilience, and community dynamics in Mediterranean-climate streams. *Hydrobiologia*, vol.719, pp.59-75.

INAG, 2001: Plano das Bacias Hidrográficas das Ribeiras do Oeste.

Iriarte, F. C.; *et al.*, 2008: Restauracion de Riberas – Manual para la restaruracion de riberas en la cuenca del rio Segura. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Confederacion Hidrografica del Segura.

Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz, 1995: "The effects of recreated instream and ecotone structures on the fish fauna of an epipotamal river." *Hydrobiologia* vol.303 pp.195-206.

Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz, 2000: "Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept." *Hydrobiologia* vol.422 pp.85-97.

Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz, 2002: "Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes." *Freshwater Biology* vol.47, pp.867-887

Kangas, P.C. 2004: *Ecological Engineering: Principles and Practice*. Lewis Pusblishers, CRC Press, Boca Raton, Florida.

Karr, J. R., 1994: Biological monitoring: challenges for the future. In: *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. Eds: Loeb, S. L.; Spacie, A., Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, pp. 357-373.

Karr, J. R., and E. W. Chu. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington, D.C.

Karr, J. R.; Chu, E. W., 2000: Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422/423, 1-14.

Karr J.R., Dudley D.D.R.,1981: Ecological perspective on waterqualitygoals. *environmentalmanagement* vol.5, pp.55-68.

Lamert, M., Allan, J.D., 1999: Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management* Vol. 23, No. 2, pp. 257–270

Lamoroux, N.; Olivier, J.; Persat, H.; Pouilly, M.; Souchon, Y.; Statzner, B; 1999: Preditcting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshwater Biology* (1999) vol.42 ,pp.275-299.

Lawton, J. H., 1999: Are there general laws in ecology? *Oiko*, Vol.84, No.2., pp 177-192

Lee, J., H.; Na, K. , 2013: Integrative restoration assessment of urban stream using multiple modeling approaches with physical, chemical, and biological integrity indicators. *Ecological engineering* vol.62 (2014), pp.153-167

Livro Vermelho, Cabral, M.J. (coord.); Almeida, J.; Almeida, P.R.; Delliger, T.N.; Ferrand de Almeida; Oliveira, M.E.; Palmeirim, J.M.; Queirós, A.I.; Rogado, L.; Santos-Reis,M. (eds.); 2005: *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 659p.

Maceda-Veiga, A., 2013: Towards the conservation of freshwater fish: Iberian Rivers as an example of threats and management practices. *Rev. Fish Biology Fisheries*.

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

Margalef, R., 1992: *Ecologia*. Editorial Planeta. Barcelona

Martinez S.C.; Yueste, F. J. A., 2006: Régime Ambiental de Caudales (RAC): metodología para la generación de escenarios, criterios para su valoración y pautas para su implementación. 5º Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua, Faro.

McAllister, D.E.; Hamilton, A. L., B. Harvey; 1997: Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems. *Sea Wind - Bulletin of Ocean Voice International* vol.11(3) pp. 1-140.

Melles, S. J.; Jones, N. E.; Schmidt, B.; 2011: Review of theoretical developments in stream ecology and their influence on stream classification and conservation planning. *Freshwater Biology* vol.57, pp415-434. Blackwell Publishing Ltd.

Mérigoux, S., Ponton, D. & Mérona, B. 1998: Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of french guiana, South América. *Env. Biol. Fish.*, vol.51 pp.25-39.

Mitsch, W.J., y S.E. Jørgensen. 2004: *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*" John Wiley and Sons, Inc., New York.

Meixler, M. S. and M. B. Bain. 2010. A water quality model for regional stream assessment and conservation targeting. *Environmental Management* vol.45(4), pp.868-880.

Moreira, I.; Ferreira, M. T.; Cortes, R. ; Pinto, P.; Almeida, P., R., 2002: Recomendações para a conservação e valorização dos ecossistemas dulçaquícolas. In: *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos, Ecologia, Gestão e Conservação*. Eds: Moreira, I.; Ferreira, M. T.; Cortes, R.; Pinto, P.; Almeida, P. R.; Lisboa: Instituto da Água, Direção de Serviços de Planeamento, pp. 14.3-14.15.

Munné, A.; Solà, C. & Prat, N., 1998: QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, vol.175 pp20-37.

Munné, A., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M., 2003: A simple field method for assessing the ecological quality of ripicolan habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. Vol.13, pp147-163.

Oliva-Paterna, F. J.; Minano, P. A.; Torralva, M., 2003: Habitat quality affects the condition of *Barbus sclateri* in Mediterranean semi-arid streams. *Environmental Biology of Fishes* vol.67, pp.13-22.

Oliveira, J.M.; Ferreira, M.T., 2002: Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a avaliação da qualidade ambiental dos rios ciprinícolas. *Revista de Ciências Agrárias* vol.25, pp198-210

Oliveira, J. M. (coord.), J. M. Santos, A. Teixeira, M. T. Ferreira, P. J. Pinheiro, A. Geraldês, and J. Bochechas. 2007: Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisbon, 96 pp.

Oliveira, S.V., Cortes, R.M.V., 2005: A biologically relevant habitat condition index for streams in northern Portugal. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw.Ecosyst.* vol.15, pp189-210.

Oliveira, J. M., Segurado, P., Santos, J.M., Teixeira, A., Ferreira, M.T., Cortes, R., 2012: Modelling Stream-Fish Functional Traits in Reference Conditions: Regional and Local Environmental Correlates. *PLoS One*, 7 (9): e45787. DOI: 10.1371/journal.pone.0045787.

Pardo, I. *et al.*; 2002: El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21 vol.(3-4), pp115-133.

Pereira, A. H., 2001: Guia requalificação e limpeza de linhas de água. Direcção de Serviços de Utilizações do Domínio Hídrico. Instituto da Água.

Pires, A.M., Cowx, I.G., Coelho, M.M.,1999: Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of fish Biology*, vol.54, pp235-249.

PNA, Plano Nacional da Água, 2002. INAG,IP; possível de consultar em <http://portaldagua.inag.pt/PT/InfoTecnica/PGA/PNPlaneamento/PNA/Pages/default.aspx>).

Poff, N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C. 1997: The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, vol.47, pp769–784

POPNSC, Plano de Ordenamento do Parque Natural de Sintra-Cascais, 2003. Instituto de Conservação da Natureza e da Floresta

Purcell, A.H., Friedrich, C. & Resh, V.H., 2002: An assessment of a small urban stream restoration project in Northern California. *Restoration Ecology* vol.10(4), pp685-694.

Pusey, B.J., Arthington, A.H., 2003: Importance of the ripicolan zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and freshwater research*, vol.54, pp1-16.

Rashleigh, B.; Barber, M. C.; Cyterski, M. J.; Jonhston, J. M.; 2004: Population models for stream fish response to habitat and hydrologic alteration: the cvi watershed tool. Ecosystems Research Division, Athens, GA 30605.

Raven, P J, Holmes, N T H, Dawson, F H, Fox, P J A, Everard, M, Fozzard, I, Rouen, K J, 1998: River Habitat Quality: the Physical Character of Rivers and Streams in the UK and the Isle of Man. Environment Agency, Bristol.

Raven, P J, Holmes, N T H, Dawson, F H, Everard, M., 1998: Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, vol.8, pp405-424.

Raven, P J, Holmes, N T H, Pádua, J Ferreira, J, Hughes, S, Baker, L, Seager, K., 2009: River Habitat Survey in Southern Portugal. Results from 2009. Environment Agency, Bristol.

Ricklefs R.E. 1987: Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* vol.235, pp.167–171.

Roni, P. Hanson, K., Beechie, T., Pess, G., Pollock, M., 2005a: Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. Food and Agriculture Organization of United Nations.

Roni, P., A. H. Fayram, and M. A. Miller. 2005b: Monitoring and evaluating instream habitat enhancement. Pages 209-236 in P. Roni, editor. *Monitoring stream and watershed restoration*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Ribeiro, A. J., 2000: Flora e vegetação ripícola, DOURO – Estudos e Documentos, vol.V (9), pp39-45

Sabater F., Guasch H., Marti E., Armengol J. & Sabater S., 1995: The Ter: a Mediterranean river case study in Spain. In: *River and stream ecosystems* (Eds C.E. Cushing, K.W. Cummins & G.W.Minshall), pp 419-438. Elsevier, Amsterdam.

Santos 2001 - Santos, C.S. 2001. O género *Leuciscus* Cuvier, 1816 (Pisces, Cyprinidae) na região litoral Oeste e suas afinidades biogeográficas. Análise morfológica, genética e do comportamento reprodutor. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Santos, J.M., 2004: Effects of River Regulation on Fish Assemblages in Central and Northern Portugal and the Role of Fish Passes. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Florestal. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa.

Santos, J.M., Ferreira, M.T., Pinheiro; P.J., Lopes, L.F., 2007: Impacte do empreendimento de Odelouca (período de construção) na composição e distribuição espacial da comunidade piscícola. *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 28, N.O 3. pp5-13,

Saunders, D. L.; Meuwig, J. J.; Vincent, A. C. J., 2002: Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* vol.16, pp30-41.

Schiechtl, H.M., Stern, R. 1997: *Water Bioengineering Techniques: for watercourse Banl and Shoreline Protection*. Blackwell Science.

Schlosser, I. J. 1982: Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* vol.52, pp395-414.

Schlosser, I., J., 1990: Environmental variation life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management* vol.14 , pp621-628.

Siligardi M., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Egaddi F., Franceschini A., Maiolini B., Mancini L., Minciardi .R., Monauni C., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R., Zanetti M., 2000: I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale. Manuale ANPA, Roma: 223 pp., In Italian

Simon, T. P. , 1999: Introduction: Biological integrity and use of ecological health concepts for application to water resource characterization. *In: Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*, Ed: Simon, T. P., Boca Raton, Florida: CRC Press, pp 3-16

Simon, T. P., (ed), 2003: *Biological Response Signatures: Indicator Patterns Using Aquatic Communities*, Boca Raton, Florida: CRC Press.

Smith, R.L. & T.M. Smith., 2000: *Elements of Ecology*. 4th edition update. Adison Wesley Longman, Inc.

Sterling, A., 1996: Los sotos, refugio de vida silvestre. Ministerio de Agricultura, Pesca y alimentación, Secretaria General Técnica, Centro de Publicaciones, Madrid.

Súarez, Y. R.; Júnior, M. P.; 2007: Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, vol.5(1), pp61-68, 2007. Sociedade Brasileira de Ictiologia.

Szollosi-Nagy A., Najlis P., Björklund G., 1998: Assessing the world's freshwater resources. *Nat Resour* vol.34, pp8–18

Taylor, C.M., Warren, M.L., 2001: Dynamics of species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology*. Vol.82, pp2320–2330.

ter Braak, C.J.E, 1986: Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* vol.67,pp1167-1179

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980: The river continuum concept. *can. j. fish. aquatic. sci.* vol.37.

Vidal, L. B.; 2008: Fish as ecological indicators in Mediterranean freshwater ecosystems. Ph. D. Thesis, Universitat de Girona.

ter Braak, C.J.F., & Šmilauer, P., 1998: CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, New York.

Ward, D.; Holmes, N.; José, P., 1994: The New Rivers and Wildlife Handbook. Sandy, Bedfordshire: Royal Society for the Protection of Birds.

Ward, J.V.; Robinson, C.T.; Tockner, K.; 2002: Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol.28, pp443-450

Wiens, J.A.; 2002: Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* vol.47, pp501-515.

Yoder, C. O; DeShon, J. E., 2003: Using biological response signatures within a framework of multiple indicators to assess and diagnose causes and sources of impairments to aquatic assemblages in selected Ohio rivers and streams. In: *Biological Response Signatures: Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. Ed: Simon, T. P., Boca Raton, Florida: CRC Press, pp 23-82.

Yoder, Chris O., E. T. Rankin, 1995: "The Role of Biological Criteria in Water Quality Monitoring, assessment, and Regulation," Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio

Yoder, C. O.; Smith, M. A., 1999: Using fish assemblages in a state biological assessment and criteria program. In: *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Ed: Simon, T. P., Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 17-56.

8. Anexos

1- Ficha de campo – Índice integrado de conservação de rios (ICOR)

Ficha de campo – Local

Data:
Curso de água:
Nome do local:
Coordenadas GPS:

Hora:
Bacia hidrográfica:
Local n°:

V5 - Presença de Canas no troço

Notas:

Inexistente

Pontual

Abundante

Muito abundantes

Maciço contínuo

V6 – Galeria ripícola

Notas:

V6-a- Largura da galeria ripícola

Margem: Esquerda

Direita

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Larga (> 30 m)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Moderada (10-30 m)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Estreita (5-10 m)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muito estreita (< 5 m)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ausente

V6-b- Continuidade da galeria ripícola

Margem: Esquerda

Direita

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Contínua (> 90%)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Semi-contínua (75-90%)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Marginal (50-75%)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Isolada/esparsa (< 50%)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ausente (< 10%)

V7- Alteração morfológica das Margens

Estado próximo do natural.

Apresenta alterações pouco significativas ou moderadas / evidência de alterações no passado mas não no presente.

Margens com alterações, mantendo habitats.

Margens com alterações, com perda de habitats.

Emparedado

V8 – Abrigos

Notas:

V8-a - Abrigos no leito (Quantidade)

Muito Abundantes

Abundantes

Moderados

Poucos

Inexistentes

V8-b- Abrigos no leito (Diversidade)

Rede habitacional muito heterogênea e diversa

Diversidade significativa de habitats

Diversidade moderada

Pouco diversos

Inexistente

V9- Obstáculos de conectividade (artificiais/ naturais)

Ausência

Obstáculos quase sempre transponíveis com efeito de atraso na transposição

Obstáculos somente transponíveis em algumas alturas do ano

Obstáculos somente transponíveis em alturas de grandes caudais

Intransponíveis

Notas:

V10- Deposição de finos intersticiais no leito

Notas:

Deposição de finos intersticiais: < 5%

Deposição de finos intersticiais: 5-25%

Deposição de finos intersticiais: 25-50%

Deposição de finos intersticiais: 50-75%

Deposição de finos intersticiais: >75%

V11 – Heterogeneidade dos habitats aquáticos

Notas:

Todos os habitats presentes





3 de 4 habitats presentes

2 Habitats presentes (1 rápido /1 lento)

2 Habitats presentes (2 lentos)

1 Habitat dominante

Anexo 2 – Ficha de Campo

PROJECTO PNSC – FICHA DE CARACTERIZAÇÃO DE LOCAL							
LOCAL	Código:	Coordenadas militares:	C.M. nº	X =	Y =		
Curso de água:	Bacia hidrográfica:	Nome do local:					
Concelho:	Altitude (m):	Área de drenagem (km ²):					
Ordenamento piscícola: águas de salmonídeos <input type="checkbox"/> concessão de pesca <input type="checkbox"/> zona de pesca reservada <input type="checkbox"/> zona de pesca profissional <input type="checkbox"/>							
			Breve descrição do local:				
Local de referência: sim <input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/>		Outras informações:					
Data:		Hora de início dos trabalhos:		Hora de fim dos trabalhos:			
Nebulosidade: céu limpo <input type="checkbox"/> ligeiramente encoberto <input type="checkbox"/> medianamente encoberto <input type="checkbox"/> totalmente encoberto <input type="checkbox"/>							
Vento: nulo <input type="checkbox"/> ligeiro <input type="checkbox"/> médio <input type="checkbox"/> forte <input type="checkbox"/>			Precipitação: nula <input type="checkbox"/> muito fraca <input type="checkbox"/>				
PESCA ELÉCTRICA	Chefe da equipa:		Membros da equipa:				
Equipamento:							
Tipo corrente: DC <input type="checkbox"/> PDC <input type="checkbox"/> /Freq. Imp.(Hz):		Método		Estratégia amostragem			
Voltagem (V):							
Amperagem (A):		<input type="checkbox"/> Vadiando <input type="checkbox"/> Barco <input type="checkbox"/> Misto		<input type="checkbox"/> Totalidade da superfície aquática <input type="checkbox"/> Parcial, nas duas margens <input type="checkbox"/> Parcial, cada habitat amostrado proporcionalmente			
No. Anodos:							
Ø Aro (cm):							
Tamanho da rede (mm):							
Comprimento do cátodo (m):							
Redes de bloqueio: sim <input type="checkbox"/> não <input type="checkbox"/>							
Comprimento do troço amostrado (m):		Outras informações:					
MORFOLOGIA DO LEITO E QUALIDADE DA ÁGUA							
Largura média do leito molhado (m):		Temperatura da água (°C):		Condutividade (µS/cm):			
Profundidade média (cm):		Visibilidade (cor/turvação):					
Profundidade máxima (cm):		transparente <input type="checkbox"/> pouco turva <input type="checkbox"/> turva <input type="checkbox"/> muito turva <input type="checkbox"/>					
Velocidade da corrente (m/s):		Outras informações (e.g., espumas, cor, cheiros, óleos, lixos):					
Bancos médios  <input type="checkbox"/> Com vegetação <input type="checkbox"/> Presente <input type="checkbox"/> Elevado (>33%) <input type="checkbox"/> Sem vegetação <input type="checkbox"/> Presente <input type="checkbox"/> Elevado (>33%)		Bancos alternados  <input type="checkbox"/> Com vegetação <input type="checkbox"/> Presente <input type="checkbox"/> Elevado (>33%) <input type="checkbox"/> Sem vegetação <input type="checkbox"/> Presente <input type="checkbox"/> Elevado (>33%)		Bancos de curva  <input type="checkbox"/> Com vegetação <input type="checkbox"/> Presente <input type="checkbox"/> Elevado (>33%) <input type="checkbox"/> Sem vegetação <input type="checkbox"/> Presente <input type="checkbox"/> Elevado (>33%)		Ilhas maduras  <input type="checkbox"/> Presente <input type="checkbox"/> Elevado (>33%)	

COBERTURA AQUÁTICA					
Quantidade total de cobertura/abrigo	<input type="checkbox"/> Ausente (<5%) <input type="checkbox"/> Esparsa (5-25%) <input type="checkbox"/> Moderada (25-50%) <input type="checkbox"/> Abundante (50-75%) <input type="checkbox"/> Extensiva (>75%)	(<5%) - ausente (5-25%) - esparsa (25-50%) - intermédia/comum (50-75%) - abundante (75-100%) - dominante/muito abundante			
Bancos escavados	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Raízes grossas submersas	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Raízes finas submersas	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Ramos&folhagem pendentes (<1 m da água)	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Ensobramento	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Detritos lenhosos	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Baixios em habitats correntes fracas/nulas	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Pools (> 70 cm)	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Água marginal parada e braços laterais	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Blocos (> 26 cm)	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Macrófitas aquáticas	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Helófitos	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Hidrófitos	ausente	esparsa	intermédia	abundante	dominante
Tipo dominante de hidrófitos	Algas <input type="checkbox"/> Fanerogâmicas <input type="checkbox"/> Musgos <input type="checkbox"/> Nota:				
Macrófitas invasoras (> 33%)	Azola <input type="checkbox"/> Jacinto Água <input type="checkbox"/> Pinheirinha <input type="checkbox"/> Outras:				
ATRIBUTOS FÍSICOS ASSOCIADOS AO LEITO					
Estruturas artificiais de quebra de conectividade					
<input type="checkbox"/> Ausência de obstáculos ou presença de estruturas sem efeito na continuidade lótica <input type="checkbox"/> Obstáculos quase sempre transponíveis com efeito de atraso na progressão da migração (e.g. açude desagregado, infra-estrutura hidráulica com passagem para peixes) <input type="checkbox"/> Obstáculos somente transponíveis em algumas alturas do ano (e.g., pequeno açude de alvenaria ou betão, bem consolidado) <input type="checkbox"/> Obstáculos só muito pontualmente transponíveis em períodos de grandes caudais (e.g., açude de alvenaria ou betão de média dimensão) <input type="checkbox"/> Obstáculo intransponível					
Condição morfológica do leito					
<input type="checkbox"/> Ausência quase completa de alteração artificial do leito <input type="checkbox"/> Uma das margens apresenta alterações moderadas (e.g., enrocamentos em 30-50% do comprimento do troço), ou ambas as margens apresentam alterações pouco significativas (e.g., alguns muros desagregados e/ou "naturalizados"); também se aplica quando existe evidência de algum (moderado) tipo de canalização no passado (> 20 anos) mas não no presente <input type="checkbox"/> Ambas as margens apresentam alterações moderadas, ou uma delas está significativamente alterada (e.g., linearização da margem, rebaixamento do leito); sector canalizado, embora mantendo parte significativa dos habitats fluviais <input type="checkbox"/> Ambas as margens apresentam alterações muito significativas, com perda da maior parte dos habitats naturais (e.g., rio canalizado) <input type="checkbox"/> Leito largamente reforçado por materiais artificiais (e.g., canal de betão)					
Tipologia GQC					
<input type="checkbox"/> Tipo 1 - Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha; baixa potencialidade para suportar um extenso bosque ribeirinho <input type="checkbox"/> Tipo 2 - Troços com desníveis médios das margens; potencialidade intermédia para suportar um bosque ribeirinho; "zonas médias" dos rios <input type="checkbox"/> Tipo 3 - Troços com desníveis das margens muito pouco acentuados; potencialidade elevada para suportar um bosque ribeirinho; "zonas baixas"					

SUBSTRATO E HABITATS AQUÁTICOS

Riffle Run Pool Glide

Representatividade (%/m) =

___ Finos (<0,02 cm)

___ Areia (0,02-0,2 cm)

___ Gravelha (0,2-1,6 cm)

___ Cascalho (1,6-6,4 cm)

___ Pedras (6,4-26 cm)

___ Blocos (> 26 cm)

___ Rocha (contínuo)

___ Detritos

___ Outros:

Largura (m) =

Profund. média (cm) =

Profund. máxima (cm) =

Riffle Run Pool Glide

Representatividade (%/m) =

___ Finos (<0,02 cm)

___ Areia (0,02-0,2 cm)

___ Gravelha (0,2-1,6 cm)

___ Cascalho (1,6-6,4 cm)

___ Pedras (6,4-26 cm)

___ Blocos (> 26 cm)

___ Rocha (contínuo)

___ Detritos

___ Outros:

Largura (m) =

Profund. média (cm) =

Profund. máxima (cm) =

Riffle Run Pool Glide

Representatividade (%/m) =

___ Finos (<0,02 cm)

___ Areia (0,02-0,2 cm)

___ Gravelha (0,2-1,6 cm)

___ Cascalho (1,6-6,4 cm)

___ Pedras (6,4-26 cm)

___ Blocos (> 26 cm)

___ Rocha (contínuo)

___ Detritos

___ Outros:

Largura (m) =

Profund. média (cm) =

Profund. máxima (cm) =

Riffle Run Pool Glide

Representatividade (%/m) =

___ Finos (<0,02 cm)

___ Areia (0,02-0,2 cm)

___ Gravelha (0,2-1,6 cm)

___ Cascalho (1,6-6,4 cm)

___ Pedras (6,4-26 cm)

___ Blocos (> 26 cm)

___ Rocha (contínuo)

___ Detritos

___ Outros:

Largura (m) =

Profund. média (cm) =

Profund. máxima (cm) =

Riffle Run Pool Glide

Representatividade (%/m) =

___ Finos (<0,02 cm)

___ Areia (0,02-0,2 cm)

___ Gravelha (0,2-1,6 cm)

___ Cascalho (1,6-6,4 cm)

___ Pedras (6,4-26 cm)

___ Blocos (> 26 cm)

___ Rocha (contínuo)

___ Detritos

___ Outros:

Largura (m) =

Profund. média (cm) =

Profund. máxima (cm) =

SUBSTRATO E HABITATS NO TROÇO (%)

RIFFLE POOL

RUN GLIDE

___ FINOS (<0,02 cm)

___ AREIA (0,02-0,2 cm)

___ GRAVILHA (0,2-1,6 cm)

___ CASCALHO (1,6-6,4 cm)

___ PEDRAS (6,4-26 cm)

___ BLOCOS (> 26 cm)

___ ROCHA (contínuo)

___ DETRITOS

___ OUTROS:

Deposição de finos intersticiais no leito*

- Deposição de finos intersticiais: < 5%
- Deposição de finos intersticiais: 5-25%
- Deposição de finos intersticiais: 25-50%
- Deposição de finos intersticiais: 50-75%
- Deposição de finos intersticiais: >75%

* Para os rios Tipo 1, consideram-se como finos intersticiais o material aproximadamente < 5 mm e, para os rios Tipo 2 e 3, consideram-se como finos intersticiais o material aproximadamente < 1 mm.

Deposição de areias e finos nos riffles

- Deposição de areias&finos: < 5%
- Deposição de areias&finos: 5-25%
- Deposição de areias&finos: 25-50%
- Deposição de areias&finos: 50-75%
- Deposição de areias&finos: >75%

Diversidade de habitats*

- Lento-profundo Rápido-profundo
- Lento-pouco profundo Rápido-pouco profundo

* Lento: < 0,3 m/s; Pouco profundo: < 0,5 m

Distância entre riffles/curvas:

- ___ (m)
- não se aplica

ZONA RIPÍCOLA E CARACTERÍSTICAS ASSOCIADAS					
Erosão das margens		Largura da galeria ripícola*		Continuidade da galeria ripícola*	
E	D	E	D	E	D
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ausente/pouco significativa		Larga (> 30 m)		Contínua (> 90%)	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Moderada		Moderada (10-30 m)		Semi-contínua (75-90%)	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Forte/muito significativa		Estreita (5-10 m)		Marginal (50-75%)	
Estabilidade do leito		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
		Elevada		Isolada/esparça (< 50%)	
		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ausente (< 10%)	
<input type="checkbox"/>		Moderada		* Assinalar um ou dois por margem; marginal inclui regularmente espaçada e maciços ocasionais	
<input type="checkbox"/>		Baixa			
* Assinalar um ou dois por margem					
Espécies presentes na zona ripícola*					
<input type="checkbox"/>	ACÁCIAS	<input type="checkbox"/>	CEVADILHA	<input type="checkbox"/>	TAMARGUEIRO
<input type="checkbox"/>	AILANTO	<input type="checkbox"/>	CHOUPOS	<input type="checkbox"/>	OUTROS:
<input type="checkbox"/>	AMIEIROS	<input type="checkbox"/>	EUCALIPTOS	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/>	CANAS	<input type="checkbox"/>	FREIXOS	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/>	CARVALHOS CADUCIFÓLIOS	<input type="checkbox"/>	SALGUEIROS	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/>	CARVALHOS PERENIFÓLIOS	<input type="checkbox"/>	SILVAS	<input type="checkbox"/>	
* P = Presente; E = Elevado (> 33% comprimento da margem)					
Observações:					
USO DO SOLO DENTRO DE 50 m DO TOPO DA MARGEM*					
E	D			E	D
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Floresta de folhosas/mista (semi-natural)		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Floresta de folhosas/mista (plantada)		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Florestas de coníferas (semi-natural)		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Floresta de coníferas (plantada)		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Matos e arbustos		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pomar/olival/vinha		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Zona húmida		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Turfeira/Urzal		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Espelho de água artificial		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Não visível		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
* P = Presente; E = Elevado (> 33% comprimento da margem)					
RESUMO DOS IMPACTES HUMANOS					
___ Uso do solo (1-5) :			___ Carga de sedimento (1-5) :		
___ Urbanização (1-5) :			___ Condição morfológica (1-5) :		
___ Área ripícola (1-5) :			___ Outros impactes (1-5) :		

Anexo 3- Cartas do plano de ação

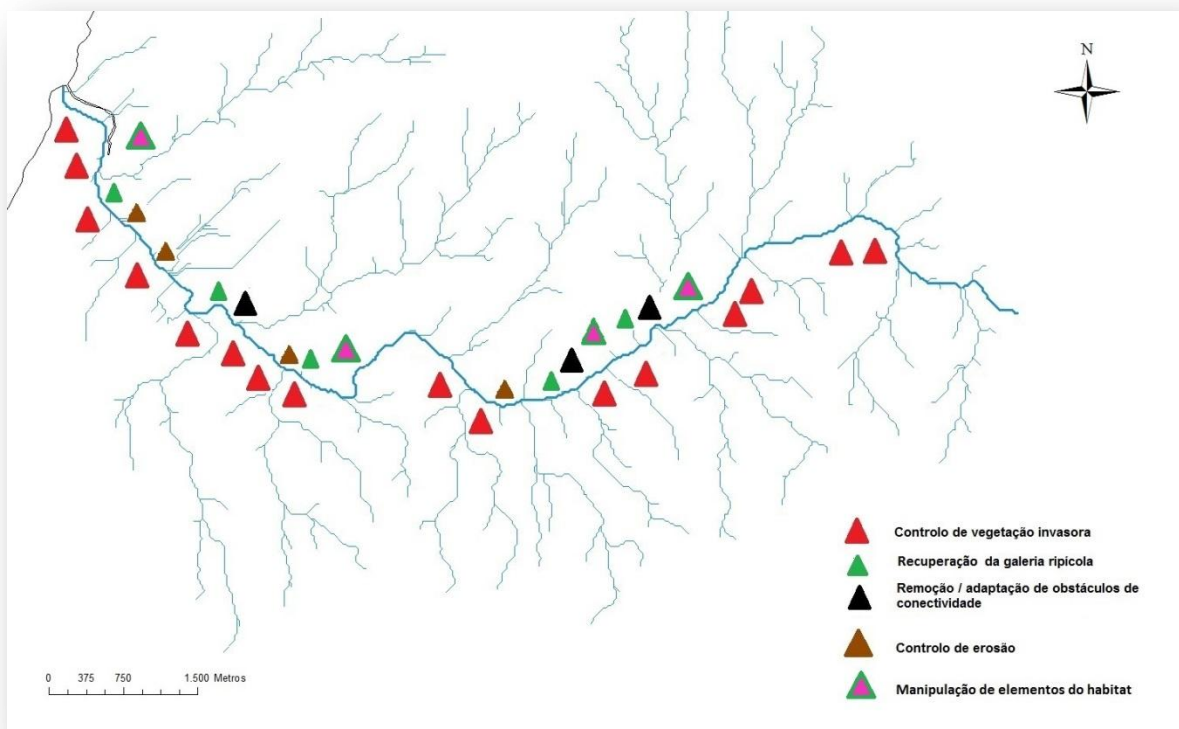


Figura 49 - Carta do Plano de Ação para a ribeira de Colares

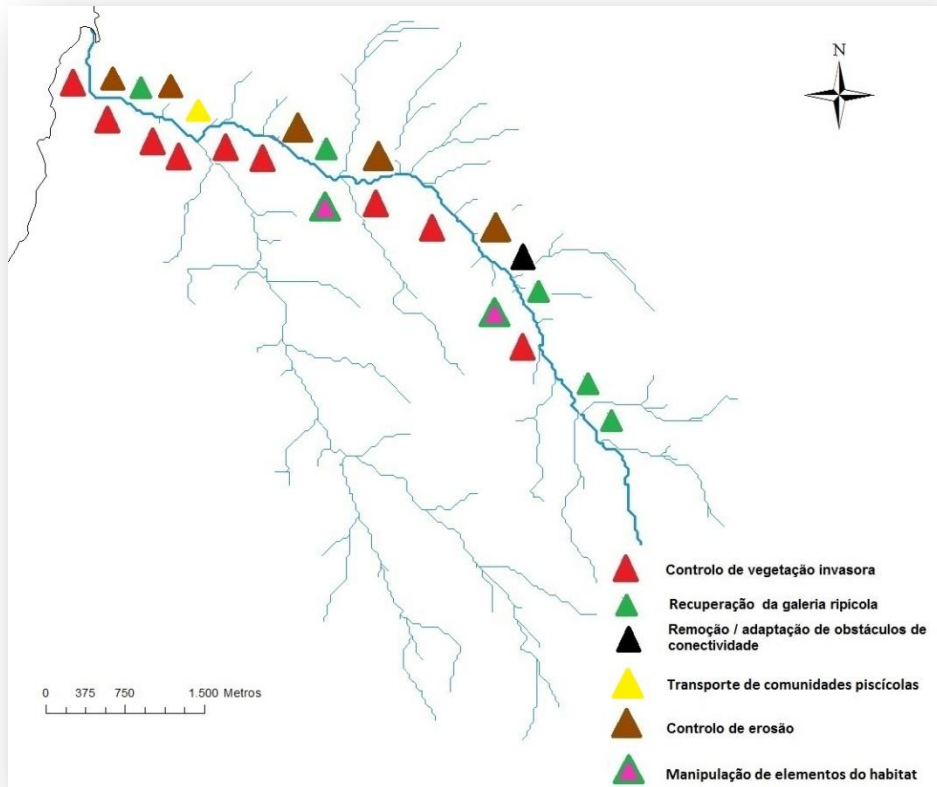


Figura 50 - Carta do Plano de Ação para a ribeira de Boilelas/Samarra

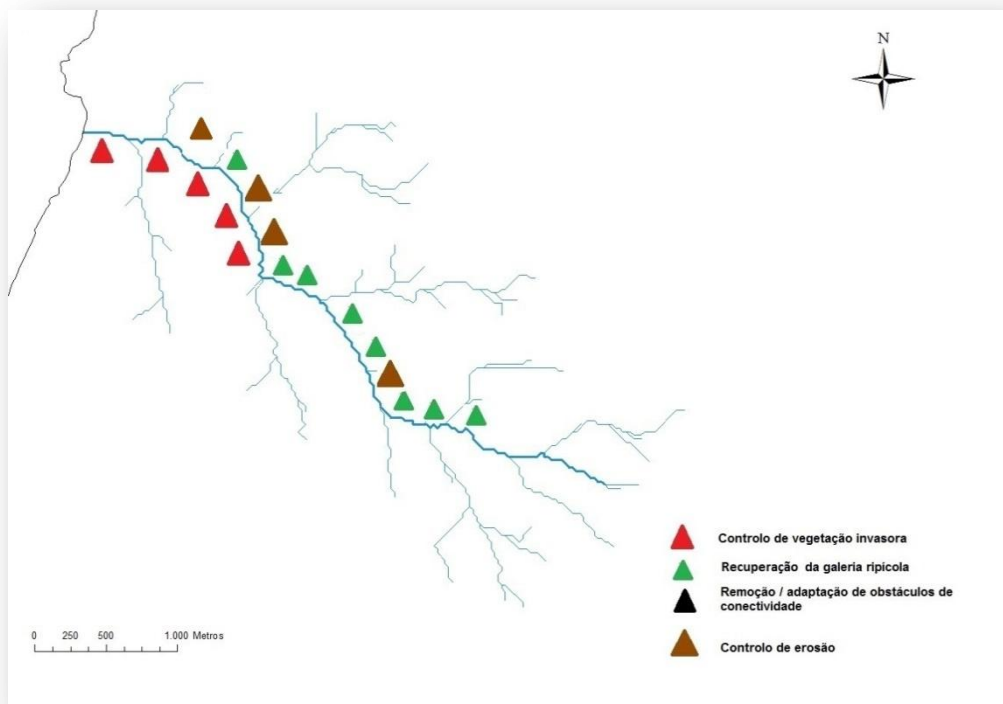


Figura 51 - Carta do Plano de Ação para a ribeira do Magoito