



UNIVERSIDADE DE ÉVORA
ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA



INSTITUTO
SUPERIOR DE
AGRONOMIA
Universidade de Lisboa

UNIVERSIDADE DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA

**Determinação do efeito do regime
hidrológico e da regularização do
caudal na ecologia trófica do barbo do
Norte (*Luciobarbus bocagei*
Steindachner 1864)**

Sabrina de Souza Sales

Orientação: Professor Doutor Pedro M. Raposo de
Almeida

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Área de especialização: Gestão de Recursos Pesqueiros e Cinegéticos
Relatório de Dissertação

Évora, 2015

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Determinação do efeito do regime hidrológico e da regularização do caudal na ecologia trófica do barbo do Norte (*Luciobarbus bocagei* Steindachner 1864)

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Autora: Sabrina de Souza Sales

Orientador: Professor Doutor Pedro M. Raposo de Almeida

2015

*Aos meus pais Said e Eliane,
ao meu companheiro José Gonçalves
e ao meu querido filho Diogo José*

Agradecimentos

A elaboração deste trabalho não teria sido possível sem a colaboração, estímulo e empenho de diversas pessoas. Gostaria de, por este fato, expressar toda a minha gratidão e apreço a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para que esta tarefa se tornasse uma realidade. A todos quero manifestar os meus sinceros agradecimentos.

Em primeiro lugar, ao Professor Doutor Pedro Miguel Raposo de Almeida pela orientação, confiança e oportunidade em trabalhar ao seu lado. Não poderia também deixar de recordar a cordialidade com que sempre me recebeu. Ao meu amigo e “co-orientador” de consideração Carlos Alexandre pela objetividade das suas recomendações e pela liberdade de ação durante o trabalho, sendo esta parte decisiva para contributo não somente intelectual mas também pessoal.

Ao Centro de Oceanografia da Faculdade de Ciências - UL pelo apoio que foi base para concretizar a parte laboratorial do projecto, e toda equipa do Laboratório de Zoologia Marinha que me proporcionou momentos inesquecíveis de convivência.

A todos colegas do Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais pelo companheirismo e muitas ajudas académicas, principalmente aos meus amigos Sosdito Mananze, Paula Valadas e Patrícia Presado. Aos professores e funcionários do Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Évora e CIEMAR – Laboratório de Ciências do Mar da U.E., pelo ensino, apoio e dedicação.

À minha mãe Eliane Sales e ao meu pai Said Sales, pela formação que me permitiram ter, com os sacrifícios que só eles sabem quais foram. Aos meus irmãos Samanta, Said Jr. e Ygor pelo carinho e sorrisos que tornam a minha vida completa.

Ao meu companheiro José Agostinho Gonçalves, pelo incentivo durante toda nossa, ainda curta, caminhada juntos.

Por último, um agradecimento todo especial ao meu filho Diogo, a quem dedico em especial este trabalho, que embora pequenino sempre está ao meu lado, sendo minha força para seguir.

Enfim, obrigada a todos por permitirem que este trabalho fosse realizado.

Resumo

Este trabalho avalia o efeito da regularização do caudal pela presença de barragens na disponibilidade alimentar do meio aquático e consequentemente na dieta e actividade alimentar do barbo do Norte. Exemplares adultos foram capturados em rios com características hidrológicas distintas. Barbos do sistema permanente apresentaram uma dieta mais diversificada, principalmente nos períodos de aumento do caudal. Barbos dos rios temporários tiveram uma dieta mais uniforme, sobretudo nos períodos secos do ano. A regularização do caudal afeta de modo diferente os componentes do rio em ambos os sistemas, porém os efeitos sobre os recursos alimentares e sobre a dieta foram semelhantes. A mudança na dieta e actividade alimentar em ambos os sistemas está fortemente associada à variabilidade sazonal dos componentes de caudal e à redução da variabilidade do fluxo causada pela regulação da barragem. Os resultados obtidos podem orientar a implementação de programas de minimização da alteração antropogénica do caudal.

Palavras-chave: dieta peixes; caudal; regularização fluvial; rios mediterrânicos; barbos ibéricos.

Abstract

Determination of the effect of hydrological regime and the regulation of flow in the trophic ecology of the northern Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner 1864)

This study evaluates the effect of flow regulation by the presence of dams in food availability in the aquatic environment and consequently in diet and feeding activity of barbel North. Adult specimens were caught in rivers with different hydrological characteristics. Barbels from the permanent system showed a more diverse diet, especially during periods of increased flow. Barbels from temporary rivers had a more uniform diet, especially during dry periods of the year. Flow regulation affects different the components of the river on both systems, but the effects on food resources and fish diet were similar. A change in diet and feeding activity in both systems is strongly associated with seasonal variability of flow components, and reduced flow variability caused by dam regulation. The results can guide the implementation of programs to minimize the anthropogenic alteration of the flow.

Keywords: fish diet; streamflow; river regulation; mediterranean rivers; Iberian barbel.

ÍNDICE GERAL

1. Introdução	14
1.1 Bio-ecologia do barbo do Norte.....	16
1.2 Objetivo	17
2. Metodologia.....	19
2.1 Caracterização da área de estudo	19
2.1.1 Características gerais	19
2.1.2 Hidrologia	21
2.2 Selecção dos locais de amostragem	23
2.2.1 Captura dos peixes	23
2.2.2 Captura de invertebrados.....	24
2.2.3 Recolha de substrato para determinação da matéria orgânica	24
2.2.4 Caracterização vegetal	25
2.3 Análises laboratoriais.....	25
2.3.1 Análise dos conteúdos estomacais	25
2.3.2 Invertebrados.....	26
2.3.3 Matéria orgânica	27
2.4 Análise dos dados	27
2.4.1 Disponibilidade alimentar	27
2.4.2 Conteúdo digestivo	28
2.4.3 Caudal	29
3. Resultados	32
3.1 Matéria orgânica total	32
3.2 Vegetação aquática	32
3.3 Invertebrados	33
3.3.1 Densidade total de invertebrados.....	33
3.3.2 Diversidade de invertebrados.....	34
3.3.3 Composição da comunidade de invertebrados	35
3.4 Diversidade da dieta.....	36
3.5 Coeficiente de condição corporal	38
3.6 Índices de repleção e vacuidade	39
3.7 Selectividade e estratégia alimentar	40
3.8 Relação da dieta com as variáveis de escoamento.....	43
4. Discussão e conclusão.....	46
5. Referencial bibliográfico.....	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Barbo do Norte (<i>L. bocagei</i>)	17
Figura 2. Localização da área de estudo e locais de amostragem	19
Figura 3. Barragem Vilarinho das Furnas	21
Figura 4. Barragem Monte da Rocha	21
Figura 5. Média diária de descarga (m ³ /s), a partir de uma série temporal de 30 anos (1974-2004), para os rios não regularizados e com regularização a partir dos sistemas estudados permanente e temporário	22
Figura 6. Caracterização dos indicadores de alteração hidrológica (IAH) para os períodos habitual de cheias, e de seca em ambos sistemas, permanente e temporário.....	23
Figura 7. Captura através da pesca eléctrica dos peixes a serem analisados e barbo a ser medido após captura	24
Figura 8. Evisceração do barbo	26
Figura 9. Exemplos de invertebrados encontrados no arrasto. Dípteras; Decapoda	27
Figura 10. Teor de matéria orgânica total (MOT) entre os rios analisados e as estações do ano (média ± desvio padrão). A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada	32
Figura 11. Percentagem de ocupação de macrófitas e hidrófitas entre os rios analisados e as estações do ano (média ± desvio padrão). A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada	33
Figura 12. Densidade de invertebrados entre os rios analisados e as estações do ano (média ± desvio padrão). A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do Norte permanente e Sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada	34
Figura 13. Diversidade de invertebrados entre os rios analisados e as estações do ano (média ± desvio padrão). A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada	34
Figura 14. Variações regionais e sazonais na composição da comunidade de invertebrados (baseado na densidade dos <i>taxa</i> em rios naturais e regularizados, no sistema permanente e temporário	36
Figura 15. Variação regional e espacial da diversidade da dieta dos barbos (média ± desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada	37
Figura 16. Variação espacial e temporal na composição dos itens alimentares consumidos pelos barbos em rios naturais e regularizados, no sistema permanente e temporário.....	38

Figura 17. Variação regional e espacial da condição corporal dos barbos (média \pm desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada **39**

Figura 18. Variação regional e espacial do índice de repleção dos barbos (Fullness index) (média \pm desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada **39**

Figura 19. Variação regional e espacial do índice de vacuidade (média \pm desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada **40**

Figura 20. Análise da estratégia alimentar através do método gráfico de Costello (1990), modificado por Amundsen (1996), para as principais categorias de alimento da dieta dos barbos nos rios natural e regularizados em ambos os sistemas estudados e ao longo das estações de amostragem. Categorias de alimentos ausentes do conteúdo estomacal em uma combinação rio/ época específica e itens não-identificados foram omitidos do respectivo gráfico para fins de clareza **42**

Figura 21. Análise de Redundância (RDA) que representa a relação entre a composição da dieta dos barbos (frequência de peso dos itens alimentares) e variáveis hidrológicas seleccionadas (com indicação dos rios e estações de amostragem: Sp – Primavera; Su – Verão; Au – Outono; Wi – Inverno) avaliadas para ambos os sistemas estudados **44**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis de vazão e seus respectivos valores mínimos e máximos para cada área de estudo, determinados a partir de análises de séries temporais, para avaliar a relação entre a variabilidade hidrológica e a composição da dieta dos barbos bem como seus padrões de actividade alimentar **30**

Tabela 2. Divisão dos itens alimentares encontrados no trato digestivo dos barbos analisados e respectiva frequência de ocorrência (FO%) em um período intra-anual em cada rio **41**

Tabela 3. Valores de seletividade segundo o Índice Linear de Strauss, entre os rios estudados e as estações de amostragem no âmbito da população de barbos (*valores significativos - p-value <0.05*- dados em negrito) **41**

Capítulo 1

Introdução

INTRODUÇÃO

O regime hidrológico é um importante fator para a integridade de toda a biodiversidade dentro das bacias hidrográficas (Poff e Ward, 1989; Poff e Allan, 1995; Scott *et al.*, 1997), sendo responsável por diversas e importantes funções ecológicas.

Uma destas funções dentro do ecossistema fluvial é a sua importância na determinação do habitat físico, influenciando a geomorfologia do leito fluvial que por sua vez é fundamental na disponibilidade de recursos e composição biótica do meio (Grossman *et al.*, 1998; Stromberg *et al.*, 2007; Harms e Grimm, 2010).

No período chuvoso, por exemplo, ocorre naturalmente o aumento do caudal que propicia a peixes e outros organismos acesso a novos habitats que podem vir a ser usados para alimentação, desova e proteção. O aumento do caudal também é o principal fator responsável pela importação de resíduos lenhosos e matéria orgânica para o leito do rio, além de regular as condições de salinidade em estuários (Bayley, 1995; Poff *et al.*, 1997; Lytle e Poff, 2004; Piazza e La Peyre, 2007; Fitzhugh e Vogel, 2010).

O regime de caudais é um importante fator na estruturação das comunidades aquáticas, que na sua maioria estão adaptadas às flutuações naturais, tendo desenvolvido estratégias de vida específicas em resposta direta às diferentes condições ambientais (Martínez-Capel, 2010).

Outra função desempenhada pelo regime de caudais é a conservação e manutenção da variabilidade da vegetação ribeirinha (Nislow *et al.*, 2002), sendo esta comunidade essencial para a manutenção de muitas espécies terrestres que dependem da sua biomassa vegetal (Friedman e Lee, 2002) e para a estabilidade bioclimática do rio (Fitzhugh e Vogel, 2010).

Desta forma, a manutenção dos padrões naturais de caudal é decisiva para a viabilidade das populações, diretamente ou indiretamente, dependentes do sistema aquático (Junk *et al.*, 1989; Poff *et al.*, 1997; Alber, 2002; Mathews e Richter, 2007).

Consequentemente, alterações ao regime natural de caudais podem gerar significativas mudanças na disponibilidade e adequabilidade do ambiente aquático, o que pode resultar em consequências negativas para toda comunidade biológica (Fitzhugh e Vogel, 2010; Poff e Zimmerman, 2010).

A construção de barragens nos rios é, provavelmente, a maior fonte de alteração humana sobre este tipo de ecossistemas (Poff e Allan, 1995; Magilligan e Nislow, 2005; García *et al.*, 2010) sendo responsável pela alteração espacial e temporal na magnitude, amplitude e frequência de caudais (Poff e Allan, 1995; Poff *et al.*, 1997; Magilligan e Nislow, 2001; Nislow *et al.*, 2002; Rodrigues *et al.*, 2003).

A regularização do caudal compromete todas as funções ecológicas que dependem desta variação natural, como por exemplo, alteração das características físicas dos rios o que, conseqüentemente, provoca mudanças na disponibilidade e adequabilidade do habitat aquático (Bunn e Arthington, 2002; Poff e Zimmerman, 2010), modificação da estabilidade, composição e estrutura das comunidades faunísticas onde o ambiente está a ser perturbado, alterações dos ciclos reprodutivos das espécies aquáticas (Ward e Stanford, 1989), e comprometimento da conectividade lateral entre o curso de água e a respectiva zona ribeirinha (Stanford e Ward, 1993). Em alguns casos, a vegetação ribeirinha nativa pode mesmo ser completamente eliminada, comprometendo toda comunidade botânica (Nislow *et al.*, 2002).

Atualmente, quase 80% de todo escoamento de água nos maiores sistemas fluviais na América do Norte e na Europa é fortemente afetado pelos efeitos das barragens (Dynesius e Nilsson, 1994; Nilsson *et al.*, 2005).

As barragens podem ser construídas para diversas finalidades, como por exemplo armazenar e controlar a água para fins de abastecimento doméstico, irrigação, navegação,

recreação, controle de sedimentação, controle de cheias ou para obtenção de energia hidroelétrica (Dynesius e Nilsson, 1994; International Commission on Large Dams, 2008).

De acordo com a Agência Europeia do Ambiente, vários tipos de barragens vêm sendo construídas na Europa há centenas de anos. Os reservatórios resultantes das barragens construídas antes de 1800 são considerados relativamente pequenos e usados principalmente para abastecimento doméstico de água, irrigação, produção de energia e navegação. Durante os últimos dois séculos, tem havido um aumento acentuado no tamanho e número de reservatórios de grande capacidade de armazenamento, especialmente para produção de energia hidroelétrica. Existem atualmente cerca de 7000 grandes barragens na Europa, sendo assim consideradas por possuírem mais de 15 metros de altura, contados a partir da fundação, ou de ter mais de 1 hm³ de capacidade total de armazenamento. Além deste número considerável de grandes barragens existem ainda milhares de represas de menor dimensão (Nilsson *et al.*, 2005; International Commission on Large Dams, 2008).

Apesar das barragens fornecerem numerosos benefícios socioeconômicos, novas construções e a manutenção das barragens já existentes estão a ser reavaliadas devido aos altos custos ecológicos que lhes são associados (Magilligan e Nislow, 2005). Nos Estados Unidos da América, por exemplo, já foram removidas mais de 500 barragens em todo país nas últimas duas décadas (Doyle *et al.*, 2003).

Devido principalmente ao crescente interesse por questões ambientais, nos últimos anos houve um grande número de estudos realizados sobre o impacto da regularização do caudal sobre peixes fluviais, sendo a maioria dos resultados preocupantes para a manutenção das espécies devido ao consequente declínio da complexidade dos sistemas (Gehrke e Harris, 2001; Fitzhugh e Vogel, 2010; Rolls *et al.*, 2010). Alguns desses resultados incluem a redução na abundância de larvas (Scheidegger e Bain, 1995), supressão das taxas de crescimento populacional (Weisberg e Burton, 1993), alteração na estrutura das comunidades (Bain *et al.*, 1988; Alexandre *et al.*, 2013) e redução na diversidade de espécies (Gehrke *et al.*, 1995). A substituição de peixes nativos por espécies exóticas tolerantes à alteração do fluxo hidrológico (Rahel, 2000; Marchetti e Moyle, 2001; Bond *et al.*, 2010; Perkin e Bonner, 2011; Alexandre *et al.*, 2012), e a diminuição acentuada da densidade em espécies migratórias, devido ao acesso aos locais de desova destes peixes ser dificultada ou impedida por estas estruturas (Rahel, 2000; Marchetti e Moyle, 2001; Nilsson *et al.*, 2005; Bond *et al.*, 2010; Perkin e Bonner, 2011), são outros efeitos igualmente expressivos resultantes das alterações antropogênicas ao caudal natural.

Apesar do significativo número de estudos sobre a ictiofauna e a sua relação com as alterações de caudal, poucos são aqueles cujo objetivo é o conhecimento dos efeitos dos diferentes tipos de regime hidrológico na ecologia trófica das espécies piscícolas.

Na alimentação dos peixes dulciaquícolas são encontradas as mais variadas dietas, desde as espécies que se alimentam de detritos acumulados no substrato, até espécies que se alimentam de outros peixes (Lowe-McConnell, 1999; Signorini, 1999).

O ambiente desempenha papel fundamental na composição da dieta dos peixes fluviais. Ele determina, de acordo com suas características (e.g. tipo de fundo, turbidez da água, presença ou ausência de vegetação ribeirinha), que alimentos estão disponíveis para serem consumidos pelos peixes (Waters, 1972; Layzer *et al.*, 1989). A oferta de alimentos também pode variar em função da época do ano. No período chuvoso, o nível, a velocidade, a temperatura, a turbidez e as características químicas da água é alterada o que consequentemente altera a biologia e a disponibilidade dos organismos aquáticos para a alimentação dos peixes (Brittain e Eikeland, 1998; Bunn e Arthington, 2002).

Todos os fatores mencionados tornam alguns peixes oportunistas, ou seja, apesar de terem preferência por determinado tipo de alimento, eles podem modificar a dieta de acordo

com a disponibilidade de alimento. No entanto, esta flexibilidade trófica acontece dentro dos limites de cada espécie (Lowe-McConnell, 1999).

Uma família de peixes naturalmente abundante nas águas continentais da Península Ibérica são os ciprinídeos. Como mostra o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, das 16 espécies nativas da família Cyprinidae, 15 estão citadas neste documento, sendo que seis foram consideradas Em Perigo, cinco consideradas Criticamente em Perigo, duas Quase Ameaçadas e duas Vulneráveis (Rogado *et al.*, 2005).

Com base nestes dados, este é um importante grupo alvo para a realização de estudos sobre a influência das pressões antropogénicas na comunidade piscícola dos cursos de água desta região. Atualmente devido ao fato de Portugal ser considerado um dos países na União Europeia com maior potencial hídrico por explorar, foram definidas pelo governo português metas para a energia hídrica que se traduzem num claro aumento face à atual potência hidroelétrica instalada, sendo este o objetivo principal do Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroelétrico (PNBEPH) (<http://pnbeph.inag.pt>), estando prevista neste documento a construção de nove novas barragens de elevada produção hidroelétrica.

Informações resultantes da avaliação das variações regionais, entre bacias hidrográficas com regimes hidrológicos distintos, em termos de ecologia trófica e do grau de desvio provocado pela alteração antropogénica dos caudais naturais são extremamente importantes para uma gestão e conservação racional estratégica, tanto das populações de ciprinídeos como de outras espécies piscícolas semelhantes. A caracterização destes padrões de variação biológica permite igualmente a implementação de planos de caudais ecológicos a jusante destas infra-estruturas mais benéficos para as populações piscícolas.

1.1 Bio-ecologia do barbo do Norte

O barbo do Norte (*L. bocagei* Steindachner 1864), ou também chamado de barbo-comum, é uma espécie da família dos ciprinídeos, cuja distribuição global é referente à Península Ibérica (Doadrio, 2001). Em Portugal, trata-se de uma espécie nativa, presente nas Bacias Atlânticas localizadas entre o Lima e o Sado (Almaça, 1967; Almaça e Banarescu, 2003).

É uma espécie essencialmente bentónica que prefere zonas com pouca ou moderada velocidade de corrente, com elevada cobertura ripária e em cursos de água permanentes, com características lóticis e de baixa instabilidade hídrica. Tem preferência também por troços mais profundos, com maior quantidade de oxigénio e de substrato fino. É uma espécie potamódroma, ou seja, que realiza pronunciados movimentos migratórios restritos à água doce durante a época de reprodução, possuindo uma capacidade natatória assinalável (Almaça e Banarescu, 2003; Mateus *et al.*, 2008). Durante esta época, assume uma preferência por troços de rio com maior turbulência e velocidade de corrente, utilizando zonas de substrato mais grosseiro para desovar (Collares-Pereira *et al.*, 1995).

Em relação à sua alimentação, o barbo do Norte é essencialmente generalista e oportunista, ou seja, generalista em função da amplitude da dieta, e oportunista pelo aumento do consumo de insectos especialmente no período das cheias (Abelha *et al.*, 2001). Tem uma elevada capacidade natatória, alimentando-se continuamente durante o dia (Collares-Pereira *et al.*, 1995), principalmente de material vegetal e larvas de insectos aquáticos, essencialmente de dípteros, efemerópteros, plecópteros, coleópteros, hemípteros e tricópteros, mas também moluscos e ácaros (Poncin *et al.*, 1993). Ocasionalmente ingere areia para ajudar na digestão dos alimentos e barbos de maiores dimensões podem alimentar-se de outros peixes mais pequenos (Collares-Pereira *et al.*, 1995). Segundo Almaça *et al.*, (2003), em ambientes

lênticos, estes animais alimentam-se sobretudo de larvas de dípteros, detritos e crustáceos planctónicos e algumas algas filamentosas.



Figura 1. Barbo do Norte (*L. bocagei*)
Fonte - Arquivo pessoal (Carlos Alexandre)

Esta é uma espécie de interesse comercial reduzido e, apesar de estar abrangida pela Legislação Nacional e Internacional de Conservação, apresenta um estatuto de conservação “Pouco Preocupante” no presente momento (Rogado *et al.*, 2005). Entre os principais fatores de ameaça a esta espécie estão a degradação do habitat, ocasionado principalmente por barragens, a regularização de caudais, captação de água, os vários tipos de poluição, perda de conectividade ou construções desadequadas de passagens para peixes, introdução de espécies exóticas, extracção de inertes e destruição das zonas de postura (Collares-Pereira *et al.*, 2000).

Por ser uma espécie abundante nos sistemas dulciaquícolas de toda Península Ibérica, muitos estudos têm sido realizados sobre este *taxon*, por exemplo sobre sua ecologia alimentar e crescimento (e.g. Collares-Pereira, 1995; Coelho *et al.*, 1997; Magalhães 1990, 1992, 1993; Geraldés *et al.*, 1993; Valente e Alexandrino, 1990; Oliveira *et al.*, 2002), relação entre poluentes ambientais e condição da espécie (e.g. Teixeira, 2008), selecção de habitat (e.g. Pinheiro *et al.*, 2004), entre outros. Porém, nenhum estudo foi elaborado sobre, qual ou quais os impactos que os diferentes graus de alteração do caudal provocam sobre a ecologia trófica desta espécie.

Assim, é de elevada importância a realização de trabalhos com vista à determinação do efeito do regime hidrológico e da regularização do caudal, provocado por barragens, na ecologia trófica desta espécie tão representativa da região ibérica.

1.2 Objetivo

O principal objetivo deste trabalho prende-se com a avaliação do efeito do regime hidrológico e da sua regularização, derivada da presença de barragens com fins hidroelétricos e agrícolas, na disponibilidade alimentar do meio aquático e, consequentemente, na ecologia trófica de uma espécie piscícola dulciaquícola e potamódroma, o barbo-comum.

Mais especificamente, pretende-se: (i) caracterizar a variabilidade espacial e temporal da disponibilidade alimentar em rios de regime hidrológico natural e regularizado, localizados em bacias hidrográficas permanentes e temporárias; (ii) caracterizar a variabilidade espacial e temporal na composição da dieta e actividade alimentar da espécie; e (iii) avaliar a relação da composição da dieta e da actividade alimentar com os principais componentes do regime de caudais.

Capítulo 2

Metodología

2 METODOLOGIA

2.1 Caracterização da área de estudo

2.1.1 Características gerais

Para concretizar os objetivos propostos neste trabalho foram seleccionados quatro rios com características hidrológicas distintas em diferentes regiões do território nacional. Dois cursos de água no norte de Portugal, inseridos numa área de clima temperado, onde as bacias hidrográficas assumem geralmente um carácter permanente, e dois no sul do país, uma região caracterizada por um clima tipicamente mediterrânico com um regime de caudal temporário (Figura 2).

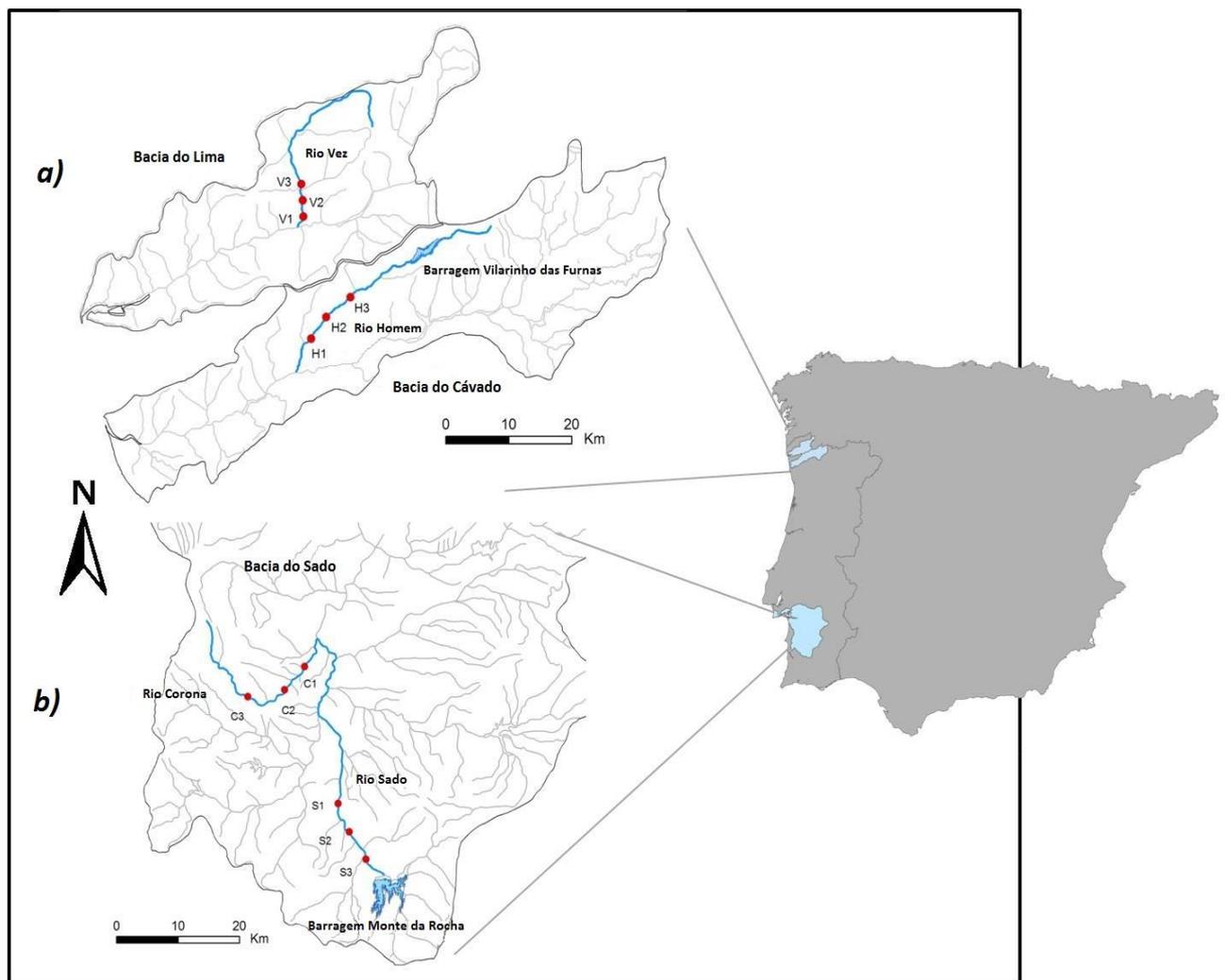


Figura 2. Localização da área de estudo e locais de amostragem (•) nos rios regularizados e não regularizados, no sistema hidrológico permanente (a) e temporário (b)

Para cada sistema, foram seleccionados dois rios com diferentes regimes hidrológicos, um deles com regularização do caudal devido à presença de uma barragem, e outro de

características semelhantes, mas com condições de caudal natural, sendo este último considerado como curso de água de referência para a respectiva região.

De forma a tentar isolar o efeito específico das alterações hidrológicas, os rios seleccionados para amostragem foram escolhidos utilizando um critério de mínima evidência de perturbação resultante de outras pressões antropogénicas, com exceção da regularização de caudal, como por exemplo a poluição, alterações morfológicas extensas, etc.

Na região norte, no sistema permanente, os rios seleccionados foram o Rio Homem e o Rio Vez.

O Rio Homem tem um comprimento de cerca de 49 km e uma área de drenagem de 257 km². É o principal afluente da bacia do Rio Cávado, uma bacia relativamente pequena situada inteiramente no litoral nordeste de Portugal (SNIRH, 2010). Desde 1972, o caudal deste rio é regularizado pela Barragem de Vilarinho das Furnas (Figura 3), que é operada principalmente para derivação de água para a Barragem de Caniçada, localizada no rio principal da bacia. A barragem de Vilarinho das Furnas regulariza o caudal do Rio Homem através da descarga de um caudal ecológico, ou seja, a liberação de um fluxo de água mínimo e constante, para cumprir exigências ecológicas legais, com uma média de descarga de efluentes por dia de 4 m³/s de Junho a Setembro e 10 m³/s de Outubro a Maio. Toda a bacia do Rio Cávado é fortemente afetada pela presença de barragens e problemas associados, tendo sido, por este motivo, necessário seleccionar o rio a ser utilizado como controlo, numa bacia hidrográfica próxima.

Para funcionar como curso de água de “referência” para o sistema permanente, foi seleccionado o Rio Vez, um rio de regime hidrológico natural, localizado na Bacia do Rio Lima, com 38 km de comprimento e uma área de drenagem de 264 km². Os rios seleccionados possuem as mesmas características geográficas e são similares em termos abióticos e biofísicos (INAG, 2008), tendo baixa mineralização, base geológica siliciosa, de alta precipitação anual (1196 mm ± 347) e baixa temperatura (12,6 °C ± 1,23).

Na região Sul, ambos os rios situam-se na Bacia Hidrográfica do Rio Sado, uma bacia de regime temporário localizada no Sudoeste de Portugal (Figura 4), que apresenta um regime hidrológico tipicamente Mediterrânico caracterizado por uma acentuada variação intra-anual de caudal e eventos sazonais de cheias e secas, um ciclo anual típico deste tipo de sistema (Bernardo *et al.*, 2003). Os dois rios seleccionados, o Rio Sado e a Ribeira de Corona, possuem características semelhantes (INAG, 2008) com uma mineralização intermediária, com geologia de siliciosa a calcária, de baixa precipitação anual (587 mm ± 84) e alta temperatura (16,7 °C ± 0,92).

O Rio Sado tem um comprimento total de 180 km e uma área de drenagem de 7,640 km², tendo sido seleccionado como o rio de regime regularizado na região Sul. Desde 1972, o regime de caudais do Rio Sado é alterado pela barragem do Monte da Rocha (Figura 4), uma albufeira utilizada principalmente para fins agrícolas. Devido à elevada necessidade hídrica que existe nesta área, especialmente durante o Verão, esta barragem não liberta qualquer quantidade de água durante quase todo o ano (a capacidade de armazenamento do Monte da Rocha é de 104,5 hm³). Excepcionalmente, em anos muito chuvosos, verificam-se descargas pontuais de água no Inverno, quando o reservatório fica completamente cheio (Monte da Rocha tem uma capacidade máxima de descarga de fluxo de 260 m³/s). Por outro lado, anualmente ocorre a descarga de uma pequena quantidade de água (volume total de aproximadamente 10 hm³) para o curso de água a jusante no final da Primavera e início do Verão, aumentando o caudal do rio para uso agrícola (SNIRH, 2010).

A Ribeira de Corona, um afluente do Rio Sado, foi seleccionado neste estudo como “referência” para o sistema do Sul. Esta ribeira possui um comprimento de 35 km e uma área de bacia de 200 km², e tem um regime de caudal natural temporário. Tendo em conta as diferenças dimensionais e de gradiente entre os dois rios, a área de estudo no Rio Sado

resumiu-se a uma zona localizada a montante no curso de água, imediatamente a jusante da barragem, onde as características e as dimensões se assemelham (i.e. gradiente e declive) às evidenciadas pela Ribeira de Corona.



Figura 3. Barragem Vilarinho das Furnas
Fonte: <http://cnpgb.inag.pt>



Figura 4. Barragem Monte da Rocha
Fonte: <http://cnpgb.inag.pt>

2.1.2 Hidrologia

A análise hidrológica realizada para identificar os efeitos resultantes dos dois tipos de regulação de caudais na hidrologia dos sistemas permanentes e temporários, foi baseada numa série temporal com 30 anos de dados de caudais diários (superior a 20 anos conforme recomendado por Richter *et al.*, 1997) para cada um dos quatro rios estudados (Figura 5), obtida através da Agência Portuguesa do Ambiente (APA-INAG) (SNIRH, 2010). Antes da análise, todas as séries temporais dos quatro rios foram analisadas para verificar eventuais problemas de tendência, de autocorrelação e homogeneidade de variância, utilizando para tal o *software* TREND versão 1.02 (Chiew, 2005). De todos os dados analisados, nenhum demonstrou estes tipos de problemas.

Para realizar a análise hidrológica, foi aplicada a metodologia IARHIS 2.2 desenvolvida por Santa-Maria e Yuste (2010). Esta abordagem propõe um conjunto de Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH), que permitem uma avaliação eficiente das alterações hidrológicas para os componentes mais importantes do regime de caudais causadas pela regularização do curso de água. Este processo consiste em duas etapas principais: (i) caracterização do regime de caudal natural, e (ii) avaliação da alteração hidrológica, analisando o grau de desvio apresentado pelo rio regularizado, para cada um dos IAH. Existem outros procedimentos desenvolvidos para avaliar as alterações causadas pela regularização do caudal (e.g. Richter *et al.*, 1995, 1996; Carlisle *et al.*, 2009), mas a maioria deles não estão particularmente adaptados às características dos cursos de água da Península Ibérica.

A regularização no sistema permanente para fins hidroeléctricos está a afectar o regime de escoamento do Rio Homem através da redução e homogeneização da magnitude dos volumes anuais e mensais e da variabilidade nos valores habituais de caudais extremos ao longo do ano, quando comparado com o caudal natural do respectivo rio de “referência” (Figura 6a). O volume de caudal médio anual do rio não

regularizado é de 371,59 hm³, muito mais elevado do que o valor observado para o rio regularizado (82,94 hm³). A diferença entre caudal máximo e mínimo ao longo do ano é maior no Rio Vez (99,36 hm³) se comparado com o Rio Homem (18,89 hm³). Este tipo de regularização também está a afetar, de forma mais específica, a época das cheias, reduzindo severamente a frequência, duração e magnitude do volume máximo de caudal diário registrado (Rio Vez: 224,30 m³/s; Rio Homem 43,74 m³/s), a descarga efectiva (caudal com poder de mudar a geomorfologia do rio: Rio Vez 210,30 m³/s; Rio Homem 58,88 m³/s) e a variabilidade de cheias, entre outros. A época de estio é significativamente menos afectada por este tipo de regulação e apenas se verifica uma pequena redução na média dos volumes de caudal durante a estação seca.

A regularização para fins agrícolas no sistema temporário está a causar uma grave ruptura na hidrologia do Rio Sado, através da inversão do típico padrão anual de caudal (Figura 6b). A quantidade de água libertada pela barragem para o rio a jusante no final da primavera, diminui a magnitude e variabilidade das secas, com um aumento no valor da descarga média observada durante o verão (Ribeira de Corona: 0,00 m³/s; Rio Sado: 0,10 m³/s). Além disso, a regularização do Rio Sado está a diminuir a duração do período de seca, porque o número total de dias de caudal reduzido ($q < Q_{95\%}$) é muito maior no rio não regularizado (54 dias) do que no rio regularizado (9 dias).

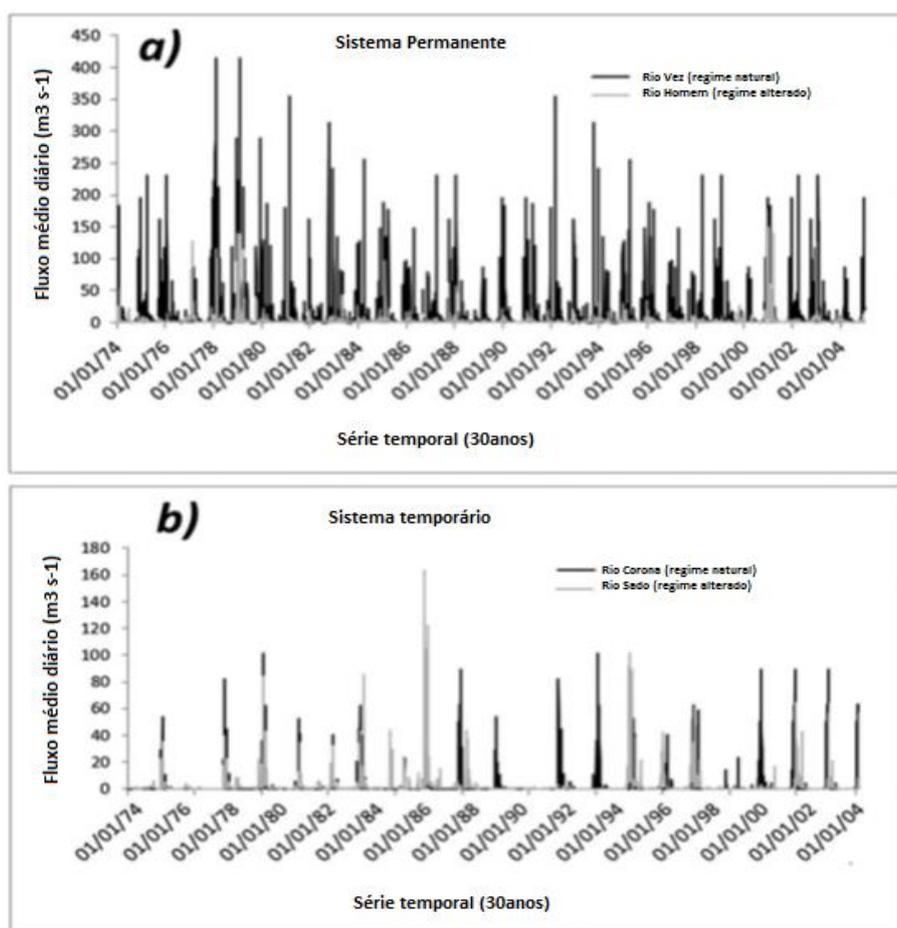


Figura 5. Média diária de descarga (m³/s), a partir de uma série temporal de 30 anos (1974-2004), para os rios não regularizados (■) e com regularização (■) a partir dos sistemas estudados permanente (a) e temporário (b)

Indicadores de Alteração Hidrológica

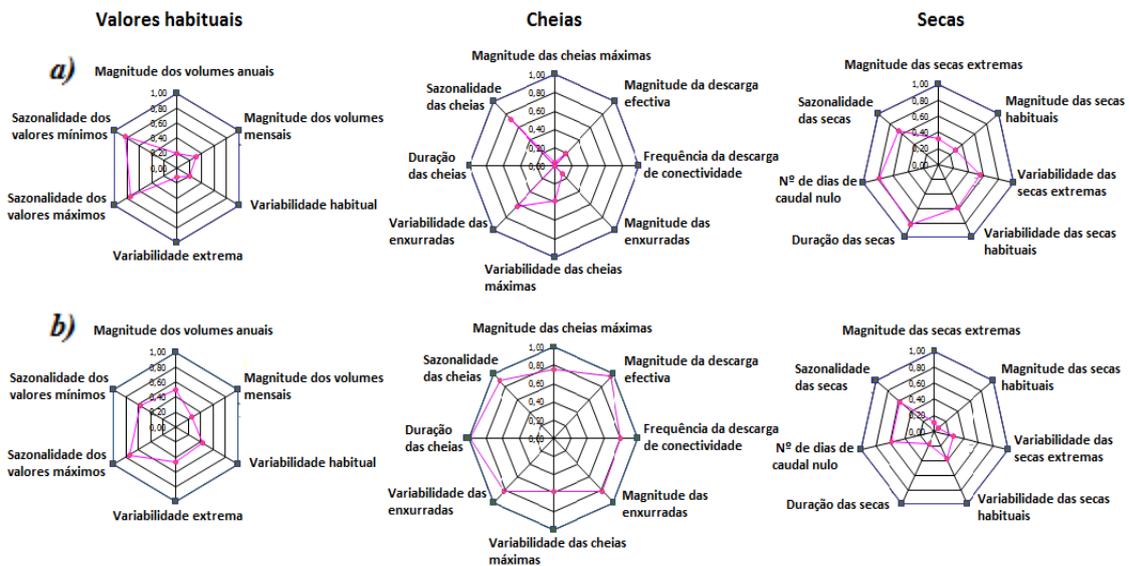


Figura 6. Caracterização dos indicadores de alteração hidrológica (IAH) para os períodos habitual de cheias, e de seca em ambos sistemas, permanente (a) e temporário (b). No rio de caudal natural (—■), cada IAH está sempre associado com o valor 1, que representa as condições de referência. A linha associada ao rio com caudal alterado (—◆) marca o nível de similaridade com as condições naturais de cada IAH (Adaptado de Alexandre *et al.*, 2012).

2.2 Seleção dos locais de amostragem

Em cada um dos quatro rios estudados, as amostragens foram realizadas em três locais (Figura 2). Os locais de amostragem tanto nos sistemas regularizados como naqueles de caudal natural foram igualmente distribuídos apresentando a mesma distância uns dos outros.

Nos rios regularizados, os pontos de amostragem foram localizados a jusante da barragem, antes da entrada de qualquer afluente de maior dimensão, procedimento importante para evitar qualquer alteração sobre o regime de escoamento originado pela respectiva infra-estrutura hidráulica (Bain *et al*, 1988; Brown e Ford, 2002).

Em cada local de amostragem, foram efectuadas quatro campanhas, nomeadamente – Primavera (Abril-Maio/2010), Verão (Julho-Agosto/2010), Outono (Outubro-Novembro/2010) e Inverno (Dezembro/2010-Janeiro/2011) – de modo a incluir na análise todos os padrões sazonais de variação hidrológica intra-anual.

2.2.1 Captura dos peixes

Foram coletados, sempre que possível, 10 barbos por local de amostragem para análise do conteúdo estomacal.

Para captura dos peixes foi usado um equipamento de pesca elétrica (Hans Grassl EL 62 gerador DC, 600 V), com uma única passagem de acordo com o protocolo de amostragem definido pela CEN (Comité Européen de Normalization) (2003). A amostragem foi feita no sentido de jusante para montante. Em zonas pouco profundas, a pesca foi feita a pé, já nas áreas profundas a pesca foi feita com auxílio de um barco, abrangendo desta forma os diferentes tipos de habitats (Figura 7a). Em seguida os

peixes foram pesados, medidos e colocados em caixas térmicas contendo gelo para que fossem sacrificados e conservados até a chegada ao laboratório para processamento (Figura 7b).



Figura 7 a). Captura através da pesca eléctrica dos peixes a serem analisados.

Figura 7 b). Barbo a ser medido após captura.

2.2.3 Captura de invertebrados

Uma vez que os invertebrados constituem um importante recurso alimentar para a dieta dos barbos, pretendeu-se igualmente avaliar a variabilidade espacial e temporal da sua disponibilidade no meio aquático. Para tal procedeu-se à recolha de invertebrados através da técnica de arrasto (*Kick-sampling*), método descrito por Morais (1995) e definido pelo INAG no âmbito da Diretiva Quadro da Água (INAG, 2005). A captura dos invertebrados foi feita através da passagem de uma rede de mão com malha de 0,5 mm (500 μ m), com bordo inferior, superior e laterais de 0,25 cm. Em cada local e em cada campanha de amostragem foram efectuados seis arrastos com um metro de comprimento, divididos equitativamente pelas distintas tipologias de habitat existentes em cada local. O operador removeu o substrato com os pés de forma a facilitar o desalojamento e direccionamento da fauna para o interior da rede. Toda água do material colectado pelos seis arrastos foi retirada e o material foi separado em frascos contendo álcool 96% para conservação até a data do processamento. Os frascos foram devidamente etiquetados utilizando simultaneamente etiquetas externas de fita-cola e internas de papel vegetal, contendo em ambas o nome do rio, a estação de amostragem, o ponto de amostragem, o número do arrasto, e a data da coleta.

2.2.4 Recolha de substrato para determinação da matéria orgânica

Este procedimento teve como objetivo quantificar a disponibilidade de detritos orgânicos presentes no substrato para a alimentação desta espécie omnívora.

O procedimento realizado consistiu na recolha de uma subamostra do substrato do fundo do leito do rio com aproximadamente 80 ml em cada um dos locais e campanhas de amostragem. Os frascos foram igualmente etiquetados utilizando simultaneamente etiquetas externas de fita-cola e internas de papel vegetal, contendo em ambas o nome do rio, a estação de amostragem, o ponto de amostragem, o número do arrasto, e a data da coleta. Logo depois as amostras foram refrigeradas até chegarem ao laboratório onde foram mantidas congeladas até o momento de análise.

2.2.5 Caracterização vegetal

Durante a campanha de amostragem foram registados, para cada ponto em cada campanha de amostragem, através de observação direta efetuada sempre pelo mesmo operador, a percentagem de cobertura vegetal, de forma a quantificar o material vegetal disponível para potencialmente integrar a dieta da espécie estudada. As classes de ocupação utilizadas foram: 0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%.

2.3 Análises laboratoriais

2.3.1 Análise dos conteúdos estomacais

Os ciprinídeos não apresentam um estômago diferenciado, o que dificulta o estudo da sua dieta a nível da identificação e da quantificação dos componentes alimentares. O tubo digestivo exibe, após o esôfago, uma dilatação designada por bolbo intestinal, que desempenha funções semelhantes ao estômago, após o qual se encontra o intestino propriamente dito (Junger *et al.*, 1989).

Alguns investigadores restringem-se a análise do conteúdo do primeiro terço do tubo digestivo, mas não referem se esta porção corresponde ou não ao bolbo intestinal (e.g. Angermeier, 1985; Fowler e Taber, 1985).

Porém, na maioria dos trabalhos sobre os hábitos alimentares deste género, as análises são feitas considerando o conteúdo do trato digestivo na sua globalidade, sendo esta a metodologia usada neste presente estudo tomando como referência os trabalhos realizados por Peterson (1960), Needham e Needham (1982), e Barnes (1990).

A primeira etapa do processo foi a remoção de todo sistema digestivo dos peixes (Figura 8), o qual foi colocado em frascos separados para cada animal, devidamente identificados e contendo álcool a 70°C. A totalidade do trato digestivo foi pesada (precisão 0.001 g).

Após pesagem da totalidade do conteúdo do trato digestivo, procedeu-se à sua triagem e posterior pesagem de cada item alimentar encontrado no trato digestivo. Todo o material a ser pesado foi retirado do frasco com álcool e colocado sobre papel absorvente, para remover o excesso de humidade.

Foi levado em consideração que os conteúdos digestivos dos ciprinídeos são muito fracionados e digeridos devido à ação mecânica dos dentes faríngeos, que provocam a maceração dos alimentos ingeridos (Prejs e Colomine, 1981). Esta característica, aliada à presença de grandes quantidades de material mucilaginoso dificulta a identificação e principalmente a quantificação dos diversos componentes (Hyslop, 1980). Para contornar este fato, imediatamente antes da triagem adicionou-se água com temperatura entre 15 a 20 °C e algumas gotas de detergente comercial, em

cada conteúdo, com a finalidade de separar os itens não digeridos do material mucilaginoso que os envolvia (Magalhães, 1990). Decorrida aproximadamente uma hora, e após sucessivas agitações em intervalos regulares, cada conteúdo foi colocado em uma caixa de Petri para análise.

Os itens alimentares foram triados, separados em 17 grupos de invertebrados e três de outros itens, e pesados (precisão 0,001 g) (Tabela 2).



Figura 8. Evisceração do barbo.

2.3.2 Invertebrados

O procedimento laboratorial utilizado neste trabalho para triagem e identificação dos invertebrados coletados pela técnica do arrasto, foi realizado utilizando como base metodológica o Protocolo de Amostragem e Análise para os Macroinvertebrados Bentônicos (Instituto da Água, I.P., 2008).

A primeira etapa do processamento em laboratório deu-se com a lavagem do material recolhido com água corrente de modo a remover a totalidade do álcool e todo sedimento fino, utilizando para isto um crivo de malha com diâmetro de 0.5 mm.

As amostras, após serem lavadas, foram colocadas em tabuleiros de plástico branco com uma pequena porção de água para se proceder a uma minuciosa triagem a olho nu para retirada de todos os organismos presentes, com o auxílio de uma pinça. Os animais retirados foram colocados em tubos devidamente identificados contendo álcool a 70° para posterior identificação e quantificação dos diferentes *taxa*.

A identificação dos invertebrados foi feita com uma lupa binocular, sendo classificados de acordo com o trabalho de Tachet *et al.* (1996) e incluídos nos diferentes grupos descritos na Tabela 1. Para cada *taxon* identificado, os indivíduos encontrados eram contados e pesados (precisão de 0,001 g).



(a)



(b)

Figura 9. Exemplos de invertebrados encontrados no arrasto. a) Dípteras; b) Decapoda.

2.3.2 Matéria Orgânica

A matéria orgânica total (MOT) foi determinada através da via seca, ou seja, conversão de todas as formas de carbono no solo em CO₂ por combustão e posterior dosagem por peso, como descrito (Nelson e Sommers, 1996).

O procedimento para determinação do conteúdo em matéria orgânica seguiu o descrito por Almeida *et al.* (1993) e consistiu primeiramente na pesagem de aproximadamente 100 g de cada uma das sub-amostras que foram colocadas numa estufa a 60°C por 24 horas para remoção total da humidade. Após a secagem, o material foi pesado (peso seco) e em seguida colocado num cadinho de alumínio e levado a uma mufla por 24 h a uma temperatura de 480°C. Após este procedimento o material era novamente pesado (peso final), e em seguida descartado. A percentagem MOT foi calculada através da expressão:

$$MOT = \text{peso seco} - \text{peso mufla}$$

$$\% MOT = \frac{MOT}{\text{peso seco}} \times 100$$



2.4 Análise dos dados

2.4.1 Disponibilidade alimentar

Anteriormente à aplicação de qualquer procedimento de análise dos dados recolhidos neste trabalho, todos os pressupostos definidos para a aplicação dos testes estatísticos paramétricos apropriados foram testados e, em caso de não cumprimento, foram utilizados em alternativa as análises não paramétricas equivalentes. Para todos os testes estatísticos aplicados, o nível de significância considerado foi de 0,05.

Para avaliar a variação espacial (entre os vários cursos de água) e temporal (entre as várias épocas de amostragem dentro de cada rio) da proporção total de matéria orgânica no substrato e vegetação aquática nos locais amostrados foi utilizado o teste

não-paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido de um teste de multicomparações à posteriori (Siegel & Castellen, 1988) no caso de se verificar a existência de diferenças significativas entre os grupos analisados. A variável relacionada com a vegetação aquática foi dividida em duas partes considerando a presença de hidrófitas e helófitas separadamente.

Para analisar a variação espaço-temporal da comunidade de invertebrados recorreu-se a análise da sua densidade global e da composição por *taxa*. A densidade geral de invertebrados no meio (número de indivíduos por m²), foi comparada entre rios e épocas de amostragem, com recurso a uma análise de variância (ANOVA), seguida de um teste à posteriori de Tukey no caso de se verificar a existência de diferenças significativas entre os grupos analisados. A diversidade de invertebrados, calculada através do índice de Shannon-Wiener, foi analisada estatisticamente com recurso ao teste de Kruskal-Wallis. Para a análise multivariada em termos de composição da comunidade de invertebrados, os arrastos com capturas nulas bem como os *taxa* com frequência de ocorrência inferior a 5% foram removidos de forma a simplificar a análise. Estes dados foram analisados através de análise multivariada permutacional não paramétrica PERMANOVA, disponível no *software* PRIMER versão 6.0, comparando a variação na composição da comunidade entre os diferentes rios e entre as quatro campanhas dentro de cada curso de água. Uma análise de contribuição percentual de similaridades (SIMPER) foi realizada para identificar quais os grupos taxonómicos mais influentes e que melhor contribuíram para as diferenças observadas na análise anterior.

2.4.2 Conteúdo digestivo

O Índice de Repleção (peso total do conteúdo estomacal em relação ao peso do peixe eviscerado) e o Índice de Vacuidade (número total de estômagos vazios em relação ao número total de indivíduos presentes na amostra) (Almeida *et al.*, 1993) foram utilizados para analisar as diferenças entre os padrões na atividade alimentar das populações de barbos do presente estudo. Além disso, a diversidade trófica significativa dos barbos amostrados e sua variação intra-anual foram calculados de acordo com o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, que incorpora tanto a riqueza quanto a equitabilidade da diversidade da comunidade analisada: $H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$; onde S é o número de espécies, p_i é a proporção da espécie i , estimada como n_i/N , onde n_i é a medida de importância da espécie i (número de indivíduos, biomassa), e N é o número total de indivíduos.

O Índice de Coeficiente de Condição Corporal (K'), é representado pela relação peso-comprimento (Le Cren, 1951) e, também foi determinado para os barbos estudados, utilizando a seguinte expressão: $K' = 100 \times (W_e \times L_s^b)^{-1}$, onde W_e é o peso total do peixe eviscerado, L_s é o comprimento total do peixe e b é o coeficiente de regressão da relação comprimento/peso determinado para cada população (dados não publicados Carlos Alexandre *et al.*).

A análise estatística dos quatro índices utilizados foi efetuada com recurso ao teste de Kruskal-Wallis, seguido de teste de multicomparações (STP) (Siegel e Castellan, 1988) à posteriori no caso de se verificar a existência de diferenças significativas entre os rios e as estações do ano analisadas.

A composição da dieta foi avaliada calculando a percentagem de peso (%) de cada um dos itens alimentares em relação ao peso total do conteúdo do intestino de cada indivíduo analisado.

A análise de variância foi feita através de análise multivariada permutacional não paramétrica PERMANOVA. Uma análise de contribuição percentual de

similaridades (SIMPER) foi realizada para identificar quais os grupos taxonômicos mais influentes e que melhor contribuíram para diferenças entre cada grupo de invertebrados.

A fim de analisar o comportamento da preferência alimentar dos barbos em relação aos itens disponíveis no ambiente dos rios e ao longo das estações do ano, foi calculado o Índice Linear de Seletividade Alimentar (Strauss, 1979): $E_i = r_i - p_i$. Sendo: E_i : medida de seletividade do item alimentar i ; r_i : frequência relativa da abundância de presas i no sistema digestivo; p_i : frequência relativa da mesma presa no ambiente. E_i varia de -1 a +1 e quando $E_i = 0$, a seletividade alimentar não ocorre, considerando-se uma alimentação ao acaso. Quando $E_i < 0$, ocorre menos do item alimentar i na dieta do que o esperado ao acaso, indicando seletividade negativa (por rejeição ou inacessibilidade). Quando $E_i > 0$, ocorre mais do item alimentar i na dieta do que o esperado ao acaso, indicando seletividade positiva. A significância dos resultados obtidos e do seu afastamento relativamente à constante nula, representativa de uma alimentação ao acaso, foi avaliada com recurso a um teste t de Student. Esta análise somente foi feita para os invertebrados mais abundantes (tanto presentes no conteúdo quanto no ambiente), sendo estes os mesmos que foram considerados para a análise da composição da dieta, reduzindo o foco na seletividade específica para itens menos abundantes.

Para avaliar a estratégia alimentar dos peixes analisados e a sua variação ao longo dos rios e épocas consideradas neste estudo, foi aplicado o método de análise gráfica desenvolvido por Costello (1990) e modificado por Amundsen (1996), que permite avaliar a estratégia alimentar, a importância das presas e a amplitude de nicho alimentar das populações. Este método classifica o comportamento de seleção de itens alimentares através da relação entre a frequência de ocorrência (FO), omitindo conteúdos estomacais vazios, e a abundância de um item específico (P_i), definida como a percentagem que um item alimentar contribuiu para o total dos conteúdos estomacais em que o próprio item ocorre: $P_i = 100 \times (\sum S_i \times \sum S_{ii})^{-1}$. Onde P_i é a abundância de presa específica i , S_i é o peso total das presas i no conteúdo estomacal, e S_{ii} o peso total dos conteúdos estomacais, em que a presa i foi encontrada. Esta representação gráfica determina a importância da presa (presa com um consumo raro será localizada perto do canto superior esquerdo do gráfico e presa com um consumo dominante será encontrada perto do canto superior direito) e também a estratégia de alimentação (a maioria dos pontos na parte inferior do gráfico reflete generalização e um maior número de pontos no topo reflete especialização). A relação entre a estratégia de alimentação e a sua variabilidade intra e inter populacional. Para esta análise, todos os itens alimentares foram considerados, com exceção dos que estavam ausentes no conteúdo estomacal em um rio/época específica e dos itens não identificados, que foram omitidos por uma questão de clareza dos gráficos. Indivíduos com estômagos vazios foram retirados das análises de composição da dieta, seletividade e estratégia alimentar, sendo que a primeira foi realizada apenas para os alimentos que estavam presentes em mais do que 5% dos conteúdos estomacais analisados.

2.4.3 Caudal

A partir da caracterização hídrológica feita através do método IAHRIS 2.2, e complementado com uma análise de séries temporais (TSA) do programa (RAP versão 1.3.0; Marsh *et al.*, 2006) foram calculados 27 indicadores hidrológicos mensais. Uma triagem inicial foi realizada (Spearman correlation) mostrando forte correlação entre muitas destas métricas (acima de um valor de corte de 0,80). Assim, em vista disso, para minimizar a redundância entre indicadores, quando duas variáveis foram consideradas

fortemente correlacionadas, uma delas foi desconsiderada, geralmente a ecologicamente menos significativa (Santa-Maria e Yuste, 2010), No final do processo, 10 métricas foram selecionadas (Tabela 1).

A análise de redundância (RDA) foi aplicada para determinar quais e como as variáveis de caudal selecionadas se relacionavam com a variabilidade da composição da dieta dos barbos (média percentual do peso de cada item alimentar), em ambos os sistemas estudados e entre as épocas do ano amostrados. A RDA é uma técnica de ordenação canônica que se estende para a análise de componentes principais (PCA) para explicar a variação em atributos (categorias na dieta, neste caso), utilizando uma matriz de variáveis explicativas, preservando a distância euclidiana entre os objetos (Legendre e Legendre, 1998). A significância estatística das variáveis do caudal e dos eixos da RDA foram testadas através de testes de permutação de Monte Carlo (999 permutações). Os itens menos abundantes e menos frequentes ($FO < 5\%$), assim como indivíduos com conteúdos estomacais vazios, não foram considerados nesta análise. A correlação de Spearman, seguida de uma correção de Bonferroni para comparações múltiplas, foi usada para analisar a relação entre os índices de atividade alimentar, diversidade e o índice de condição corporal dos barbos e as 10 variáveis de caudal selecionadas. Todas as análises estatísticas descritas antes, com exceção de PERMANOVA, foram realizadas com o programa R (v3.0.1).

Tabela 1. Variáveis de vazão e seus respectivos valores mínimos e máximos para cada área de estudo, selecionado a partir de análises de séries temporais a avaliar a relação entre a variabilidade hidrológica e a composição da dieta dos barbos bem como seus padrões de actividade alimentar.

Variáveis de Vazão (unid)	Código	Tabela de valores (mínimo – máximo)			
		Rio Vez	Rio Homem	Rio Corona	Rio Sado
Volume mensal (hm^3)	<i>MonthVol</i>	2,56 – 61,72	1,65 – 10,75	0,00 – 2,82	0,77 – 2,44
Nº dias caudal elevado (dias)	<i>HFlowDays</i>	0,00 – 2,20	0,00 – 0,00	0,00 – 2,80	0,00 – 4,40
Variabilidade do caudal ($Q_{10\%}$ - $Q_{90\%}$)	<i>Var</i>	1,30 – 2,21	0,47 – 1,67	1,70 – 17,29	0,87 – 2,22
Nº dias caudal zero (dias)	<i>ZFlowDays</i>	0,00 – 4,58	0,00 – 0,00	0,00 – 17,14	0,00 – 2,95
Duração de picos caudal elevado (dias)	<i>DHSpelPeak</i>	0,00 – 3,12	0,00 – 8,27	0,00 – 5,46	0,00 – 11,44
Duração de picos caudal reduzido (dias)	<i>DLSpelTrough</i>	0,00 – 17,76	0,00 – 12,27	0,00 – 23,08	1,00 – 23,20
Período entre caudais reduzidos (dias)	<i>PBLSpel</i>	0,00 – 13,00	0,00 – 6,50	0,00 – 16,13	0,00 – 4,00
Duração das reduções de caudal (dias)	<i>DFalls</i>	6,32 – 13,89	4,97 – 9,31	5,66 – 12,34	2,47 – 6,39
Caudal base m^3/s	<i>BsFlow</i>	0,43 – 0,78	0,62 – 0,84	0,29 – 0,37	0,54 – 0,71

Capítulo 3

Resultados

3 RESULTADOS

3.1 Matéria orgânica total

Entre os rios de caudal natural dos sistemas permanente e temporário, verificaram-se diferenças regionais significativas entre ambos, tendo a Ribeira de Corona maior valor de matéria orgânica total no substrato (KW ; $\chi^2=8,09$; $p<0,05$). Comparativamente, não foram observadas diferenças significativas entre os rios não regularizados e regularizados em ambos os sistemas.

Temporalmente a proporção de MOT não apresentou uma variação intra-anual significativa entre os rios analisados, com exceção do Rio Vez (KW ; $\chi^2=7,85$; $p<0,05$), que mostrou um aumento significativo desse parâmetro durante a primavera (Figura 1).

Ambos os sistemas apresentam o mesmo padrão para a variação de matéria orgânica e caudal, sendo observado apenas no rio regularizado do Norte aumento significativo do caudal no outono/inverno, a resultar numa maior proporção de MOT durante a estação a seguir, ou seja, a Primavera (Figura 10).

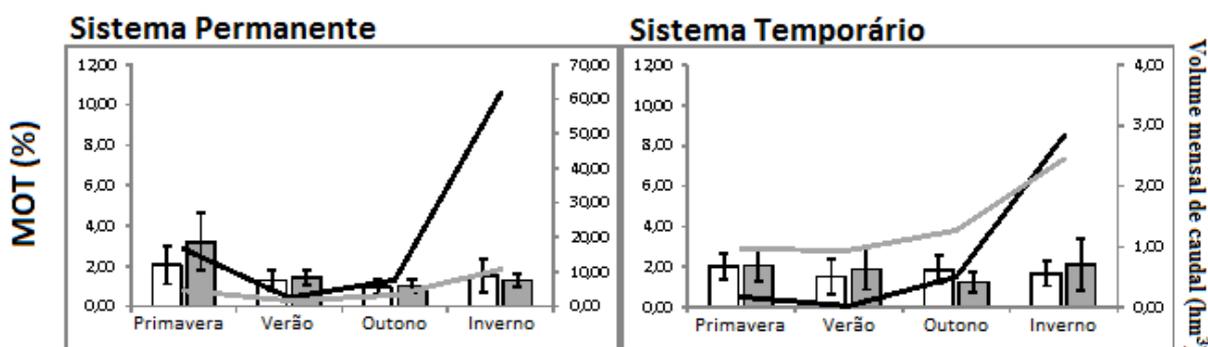


Figura 10. Teor de matéria orgânica total (MOT) entre os rios analisados e as estações do ano (média \pm desvio padrão). A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do Norte permanente e Sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (■ rio natural; ■ rio regularizado).

3.2 Vegetação aquática

As macrófitas não apresentaram diferenças significativas entre os rios naturais do norte e sul, nem no rio regularizado da bacia permanente (Figura 11). No entanto, no sistema temporário, as plantas macrófitas foram significativamente mais abundantes no rio regularizado do que no rio natural (KW ; $\chi^2=13,24$; $p<0,05$). O rio temporário regularizado, Rio Sado, foi o único que apresentou diferenças intra-anuais significativas na abundância de macrófitas (KW ; $\chi^2=6,80$; $p<0,05$), com um aumento significativo no inverno. As hidrófitas não apresentaram significativas mudanças na abundância entre os rios ou as estações de amostragem.

A variação do caudal e a variação de ocupação vegetal apresenta o mesmo padrão no sul, em que o volume de água e a percentagem de ocupação vegetal segue a mesma proporção durante todo o ano. Já nos rios do norte não há esta mesma relação entre o caudal e a ocupação vegetal, uma vez que há queda do caudal da primavera para o verão, e subida abrupta no outono, ao contrário da ocupação vegetal que é semelhante durante todo o ano, apenas com ligeira subida no inverno (Figura 11).

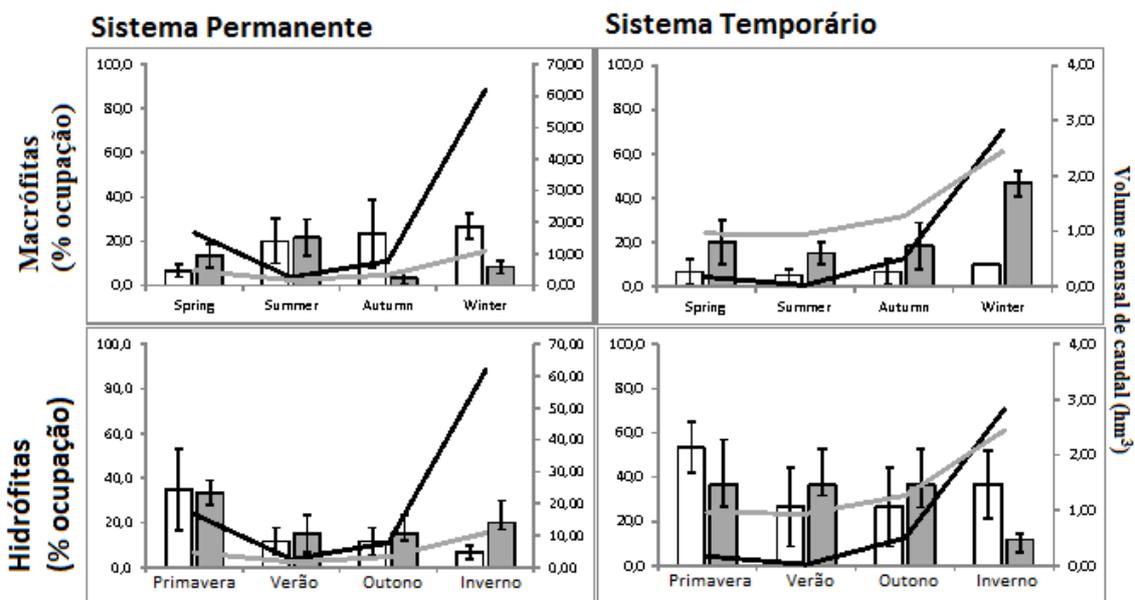


Figura 11. Percentagem de ocupação de macrófitas e hidrófitas entre os rios analisados e as estações do ano (média \pm desvio padrão). A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do Norte permanente e Sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (— rio natural; — rio regularizado)

3.3 Invertebrados

3.3.1 Densidade total de invertebrados

Através da análise de variância (ANOVA), verificou-se que a densidade total de invertebrados variou significativamente entre os rios ($F_{3,236} = 3,75; p < 0,05$), épocas de amostragem ($F_{9,236} = 2,19; p < 0,05$) e tendo em conta a sua interação ($F_{9,236} = 2,19; p < 0,05$). O teste post-hoc mostrou uma densidade significativamente mais elevada apenas para o rio regularizado do sistema temporário. Temporalmente, os dois rios naturais e o rio regularizado do sistema temporário exibiram valores de densidade significativamente mais elevados no verão. O rio regularizado do norte não mostrou qualquer tipo de mudança intra-anual na densidade de invertebrados (Figura 12).

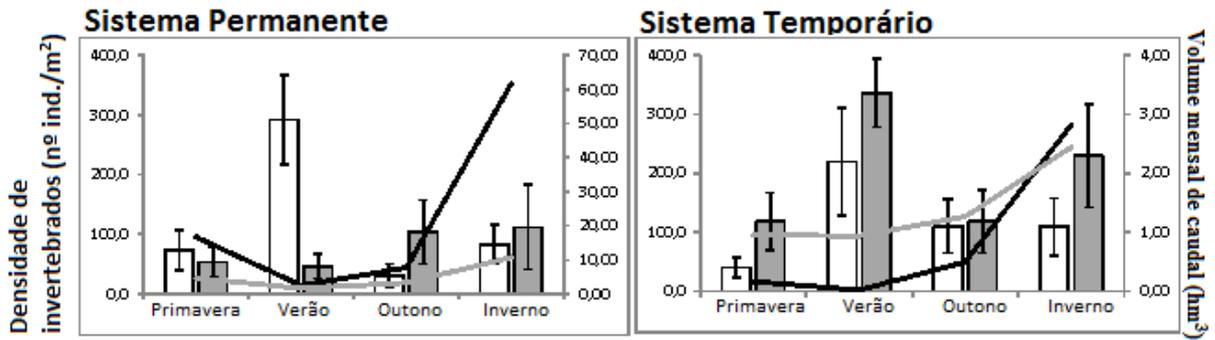


Figura 12. Densidade de invertebrados entre os rios analisados e as estações do ano (média \pm desvio padrão). A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do Norte permanente e Sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (— rio natural; — rio regularizado).

3.3.2 Diversidade de invertebrados

Pela análise estatística ANOVA, verificamos efeitos significativos dos fatores rio ($F_{3,236} = 6,75$; $p < 0,001$), época ($F_{3,236} = 5,74$; $p < 0,001$) e da interação destes termos ($F_{9,236} = 2,16$; $p < 0,001$) na diversidade de invertebrados. Testes post-hoc identificaram significativamente maiores valores de diversidade para ambos os rios do sistema permanente. Dentro de cada sistema, os rios naturais e os regularizados não apresentaram diferenças significativas em relação a diversidade. Temporalmente, os dois rios naturais exibiram padrões intra-anuais distintos de diversidade, já que estes rios dentro do sistema permanente apresentaram valores mais elevados no Outono e no Inverno, o que contrasta com a ausência de variação no sistema temporário. O rio regularizado do sul apresentou um aumento significativo deste parâmetro no Outono. O rio regularizado do Norte não mostrou qualquer tipo de mudança intra-anual na diversidade de invertebrados (Figura 13).

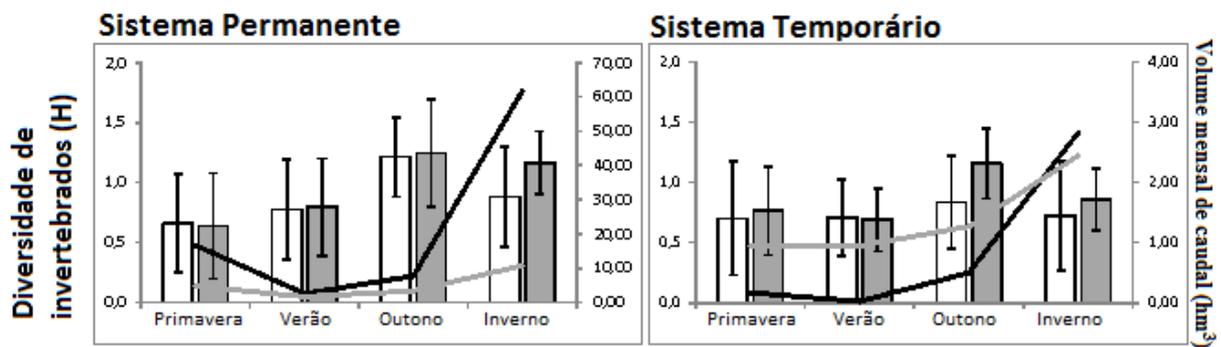


Figura 13. Diversidade de invertebrados entre os rios analisados e as estações do ano (média \pm desvio padrão). A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do Norte permanente e Sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (— rio natural; — rio regularizado).

3.3.3 Composição da comunidade de invertebrados

Pelo teste PERMANOVA verificou-se que a composição da comunidade de invertebrados revelou efeitos significativos dos fatores rio ($F_{3,236}=3,63$; $p<0,001$), e época do ano ($F_{3,236}=6,61$; $p<0,001$), e da sua interação ($F_{9,236}=3,32$; $p<0,001$). Dentre os quatro rios analisados, foram encontradas diferenças significativas na diversidade dos *taxa* apenas entre sistemas temporário e permanente e não entre os rios naturais e regularizados de cada bacia.

A análise SIMPER revelou que os *taxa* mais representativos para as diferenças entre as estações nos rios perenes foram o grupo dos Ephemeroptera e Diptera, sendo que para maior representatividade da densidade nos rios temporários foram os Oligochaeta e os Coleoptera.

Os rios naturais de ambos os sistemas apresentaram padrões de variação intra-anual semelhantes, ambos mostrando três grupos sazonais de composição da comunidade, ou seja, primavera/verão, outono e inverno, associado a um aumento de Oligochaeta, Ephemeroptera e Diptera nos rios permanentes, e uma diminuição de Heteroptera e aumento de Diptera nos rios temporários, a partir do período seco do ano para a época chuvosa.

Ambos os rios regularizados apresentaram mais estabilidade em sua comunidade de invertebrados ao longo do ano se comparado aos rios naturais. O rio regularizado do sistema permanente manteve a composição da comunidade semelhante ao longo do ano, enquanto que, no Rio Sado, o rio temporário regularizado, apresentou diferenças significativas entre o Inverno e as outras estações, relacionados com um aumento de Diptera e uma diminuição de Heteroptera e Copepodas.

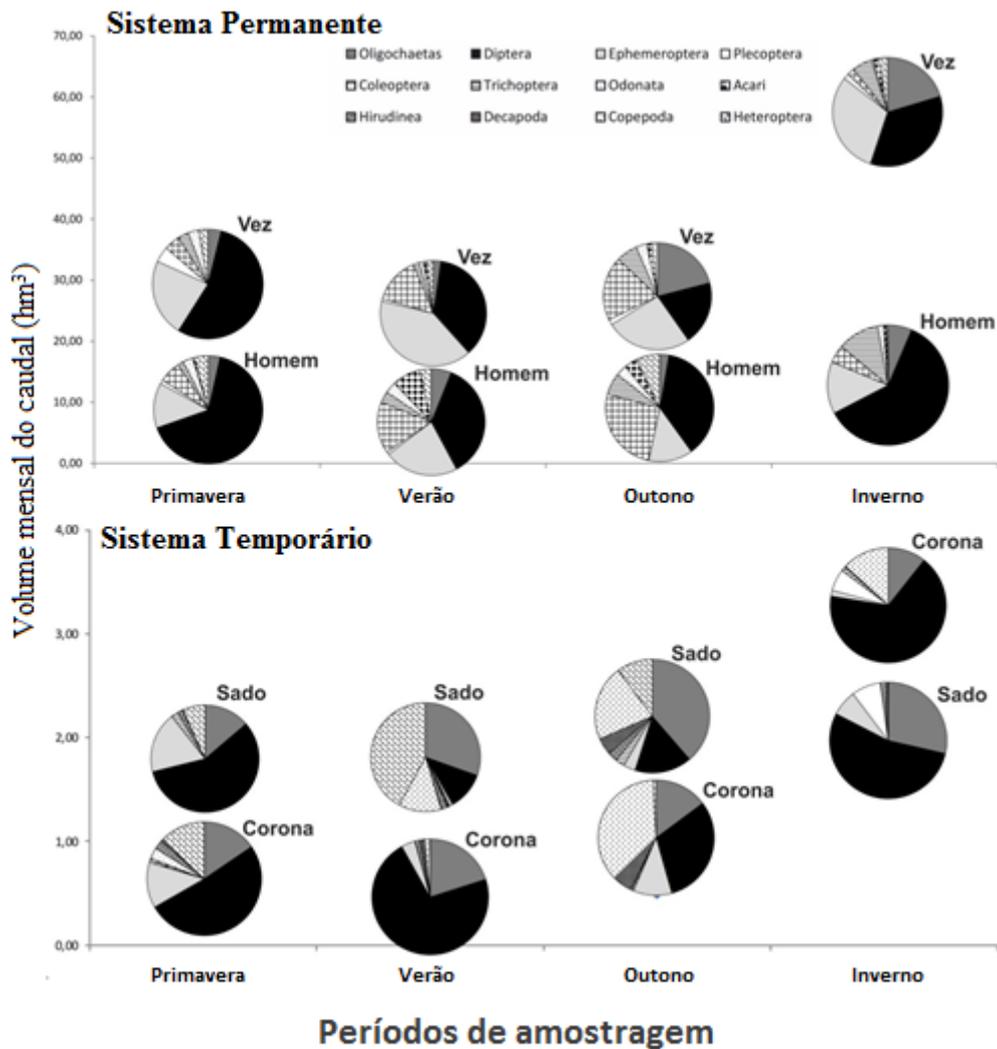


Figura 14. Variações regionais e sazonais na composição da comunidade de invertebrados (baseado na densidade dos *taxa*) em rios naturais e regularizados, no sistema permanente e temporário.

3.4 Diversidade da dieta

Há diferenças significativas apenas entre sistemas ($KW; \chi^2=35,85; p<0,001$), em termos de diversidade da dieta dos barbos, e não entre os rios naturais e regularizados no âmbito de cada bacia. Os rios do norte assumem valores superiores aos observados nos rios do sul. Temporalmente, a dieta dos barbos ao longo do ano no Rio Vez é semelhante, enquanto no Rio Homem existe uma diferença entre a diversidade da dieta na primavera ($KW; \chi^2=13,63; p<0,05$) e no restante das estações. No sistema temporário, a Ribeira de Corona possui diferenças significativas entre o inverno ($KW; \chi^2=15,13; p<0,05$) e as restantes épocas de amostragem, porém o Rio Sado é mais uniforme durante todo o ano (Figura 15).

Pela análise PERMANOVA houve efeitos significativos na diversidade da dieta nos fatores rio ($F_{3,247}=4,79; p<0,001$), estações do ano ($F_{3,247}=6,48; p<0,001$) e em sua interação ($F_{9,247}=2,43; p<0,05$). Novamente houve diferenças espaciais significativas entre sistemas para os itens que mais contribuíram para estas diferenças (SIMPER), em que nos rios de referência os detritos inorgânicos e Ephemeropteras foram mais consumidos no Rio Vez, material vegetal e Decápodos na Ribeira de Corona. Nos rios regularizados, material vegetal e detritos lenhosos com maior consumo no Rio Homem

e detritos inorgânicos, Dipteras e Ephemeropteras no Rio Vez. Nos rios do sul os barbos Rio Sado apresentaram maior consumo de material vegetal enquanto os da Ribeira de Corona foram os detritos inorgânicos e os Dipteras. Em termos temporais o sistema permanente apresentou uma variação intra-anual semelhante com diferenças apenas na primavera. O Rio Sado também apresentou a mesma variação, ao contrário do Rio Sado que teve diferenças no inverno (Figura 16).

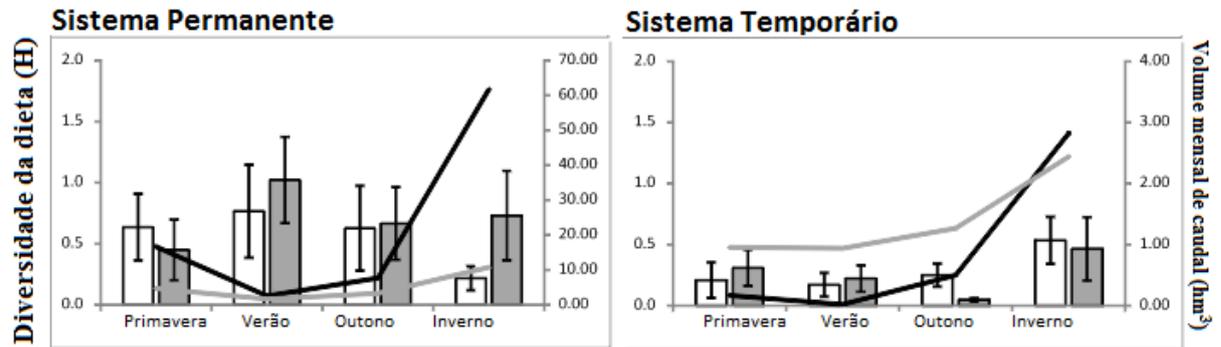


Figura 15. Variação regional e espacial da diversidade da dieta dos barbos (média \pm desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do norte permanente e sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (— rio natural; — rio regularizado).

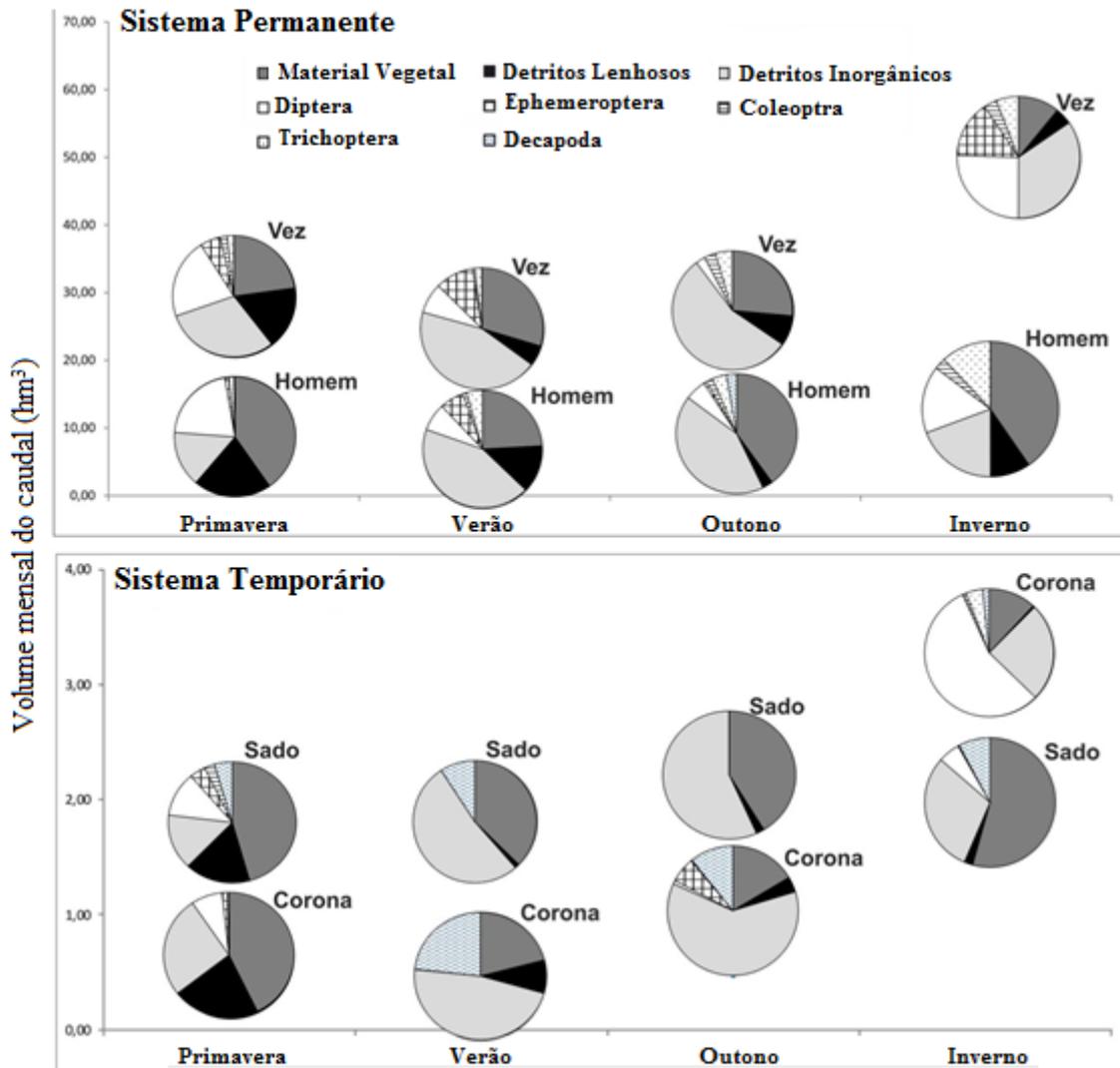


Figura 16. Variação espacial e temporal na composição dos itens alimentares consumidos pelos barbos em rios naturais e regularizados, no sistema permanente e temporário.

3.5 Coeficiente de condição corporal

Foram observadas diferenças significativas em termos regionais (KW; $\chi^2 = 62,01$ $p < 0,05$) para o coeficiente de condição corporal dos barbos. Os animais do Sul apresentaram uma condição corporal superior às populações dos rios permanentes do Norte (Figura 17).

Em termos temporais, também houve diferenças entre os sistemas norte e sul, em que os barbos dos rios Homem e Vez possuem uma condição corporal mais homogênea, com valores mais elevados na primavera. Já nos rios Corona e Sado há um decréscimo desse parâmetro no outono (Figura 17).

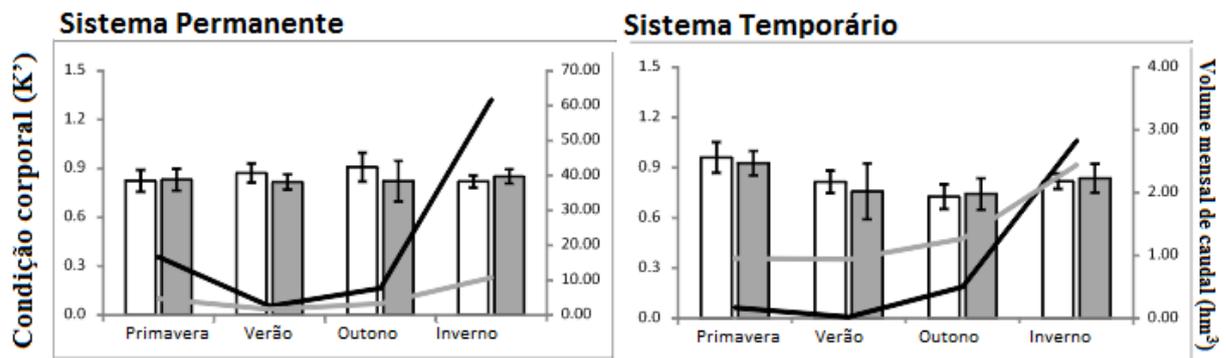


Figura 17. Variação regional e espacial da condição corporal dos barbos (média \pm desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do norte permanente e sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (— rio natural; — rio regularizado).

3.6 Índices de repleção e vacuidade

O índice de repleção apresentou diferenças significativas entre as populações de barbos (KW ; $\chi^2=13,17$; $p<0,05$), nos rios estudados. Os valores mais elevados foram encontrados nos rios do Norte, não havendo diferenças entre as populações dos rios naturais e regularizados de cada sistema. O Rio Vez não apresenta diferenças ao longo do ano e o Rio Homem possui um aumento acentuado no outono (KW ; $\chi^2=23,99$; $p<0,001$). Nos rios temporários há um padrão de variação semelhante entre o rio natural (KW ; $\chi^2=35,85$; $p<0,001$), e regularizado (KW ; $\chi^2=19,92$; $p<0,001$), particularmente associado ao aumento do caudal que se verifica em ambos no outono e inverno (Figura 18).

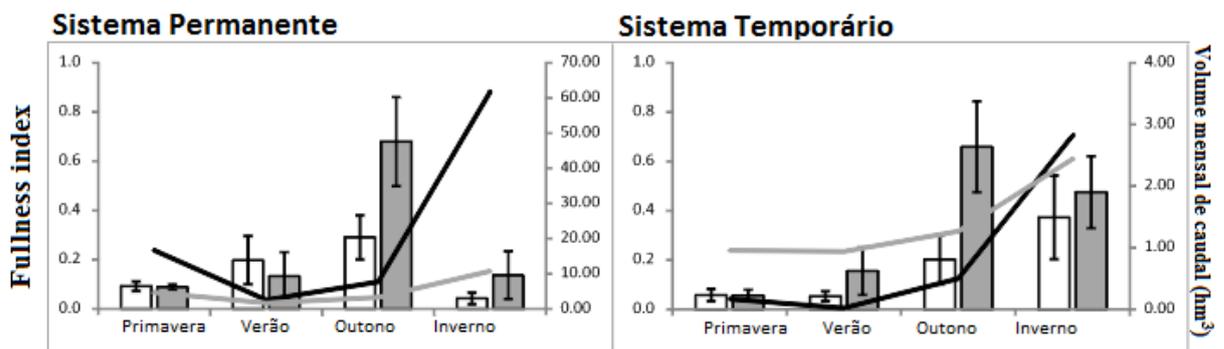


Figura 18. Variação regional e espacial do índice de repleção dos barbos (Fullness índice) (média \pm desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do norte permanente e sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (— rio natural; — rio regularizado).

Não foram observadas diferenças significativas em termos espaciais para o índice de vacuidade ($p > 0,05$). Em termos temporais, somente os rios regularizados não apresentam diferenças inter-anuais significativas. Os rios naturais mostram diferenças significativas intra-anuais porém com variação entre si, no Rio Vez há aumento no

índice de vacuidade no outono, enquanto no Rio Corona o padrão é inverso, verificando-se uma redução significativa deste índice no mesmo período (Figura 19).

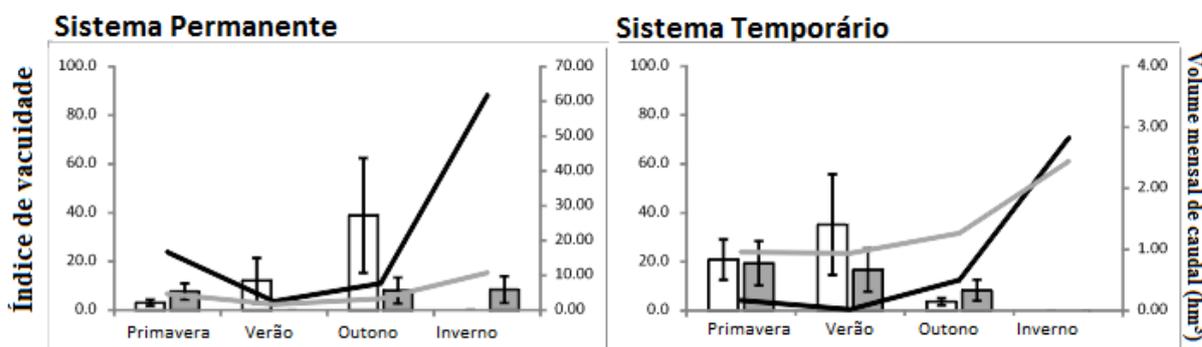


Figura 19. Variação regional e espacial do índice de vacuidade (média \pm desvio padrão) nos cursos de água permanente e temporário, naturais e regularizados. A barra branca representa o rio natural e a barra cinza representa o rio regularizado nos sistemas do norte permanente e sul temporário. A variação do caudal mensal ao longo das estações do ano é também representada (— rio natural; — rio regularizado).

3.7 Selectividade e estratégia alimentar

Entre os quatro rios estudados e dentro das estações de amostragem, os barbos não apresentaram uma selectividade clara e particular, positiva ou negativa, para a maioria dos cinco itens alimentares do grupo dos invertebrados mais representativos (Tabela 3). Nos poucos casos em que estes valores foram significativamente diferente de 0, o peixe apresentou uma selectividade negativa, indicando que o consumo destas presas foi ocasionalmente evitada. A exceção parecem ser os dois rios naturais, onde os barbos mostraram preferência por Diptera durante as estações do verão e outono respectivamente.

A análise em parcelas da alimentação dos barbos indicou uma estratégia generalista e global de alimentação. No entanto, houve diferenças específicas em ambos os sistemas e em cada época de amostragem entre as populações dos barbos. Ambas as populações do norte apresentaram um padrão generalista de alimentação durante a maior parte do ano, com a dieta dos barbos sendo predominada por plantas, detritos lenhosos e inorgânicos, mas também a manutenção de um consumo frequente de invertebrados ao longo do ano. Porém, no rio natural desta região, os barbos apresentaram uma acentuada concentração de invertebrados na sua dieta, principalmente Diptera e Ephemeroptera, na primavera e, em especial, no inverno o que não foi observado na estratégia alimentar da população de barbos do curso de água do rio regularizado. Por outro lado, as populações de barbos do sul exibiram durante todo o ano uma dieta mais restrita, composta quase que exclusivamente de material vegetal e detritos, especialmente no rio regularizado. No curso de água natural, o consumo de invertebrados aumentou ligeiramente durante o inverno, equilibrando a predominância de itens usualmente consumidos e contribuindo para um comportamento alimentar mais generalizado. Durante as estações primavera e verão nos rios do sul, os poucos invertebrados ingeridos eram em sua maioria Decapoda, o que indica que eles são principalmente consumidos por alguns indivíduos mais especialistas dentro da população (Figura 20).

Tabela 2: Divisão dos itens alimentares encontrados no trato digestivo dos barbos analisados e respectiva frequência de ocorrência (FO%) em um período intra-anual em cada rio. * identifica táxons que foram representativos em <5% através de análise multivariada, § representa taxa de invertebrados que somente foram encontrados nas amostragens das redes de arrasto bentônicas

Itens Alimentares	Código	Rio Vez (FO%)				Rio Homem (FO%)				Ribeira de Corona (FO%)				Rio Sado (FO%)			
		Sp	Su	Au	Wi	Sp	Su	Au	Wi	Sp	Su	Au	Wi	Sp	Su	Au	Wi
Invertebrados																	
Oligochaeta*	<i>Olig</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Diptera	<i>Dipt</i>	80,0	84,0	60,0	100,0	72,0	69,2	68,4	60,0	28,6	30,8	57,1	88,2	25,8	9,5	0,0	70,0
Megaloptera*	<i>Meg</i>	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ephemeroptera*	<i>Eph</i>	45,0	80,0	0,0	50,0	28,0	46,2	21,1	0,0	10,7	0,0	21,4	5,9	12,9	0,0	0,0	10,0
Plecoptera*	<i>Plec</i>	10,0	0,0	0,0	0,0	4,0	7,7	15,8	6,7	0,0	0,0	0,0	5,9	0,0	4,7	0,0	20,0
Coleoptera	<i>Cole</i>	40,0	16,0	40,0	0,0	12,0	38,5	47,4	26,7	3,6	0,0	28,6	11,8	6,5	0,0	0,0	0,0
Trichoptera	<i>Trich</i>	50,0	28,0	40,0	50,0	16,0	46,2	47,4	46,7	0,0	0,0	14,3	5,9	0,0	4,7	0,0	10,0
Odonata*	<i>Odo</i>	5,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,1	13,3	0,0	0,0	0,0	5,9	3,2	0,0	0,0	10,0
Acari*	<i>Aca</i>	5,0	4,0	0,0	0,0	0,0	7,7	15,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hirundinea* §	<i>Hir</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Decapoda	<i>Dec</i>	0,0	8,0	0,0	0,0	8,0	0,0	15,8	0,0	0,0	38,5	35,7	5,9	6,5	9,5	0,0	10,0
Copepoda* §	<i>Cop</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Heteroptera*	<i>Het</i>	0,0	4,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	0,0	0,0
Neuroptera*	<i>Neu</i>	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gastropoda* §	<i>Gast</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bivalvia* §	<i>Biv</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Não Identificado*	<i>N.I.</i>	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	2,1	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	2,0
Outros Itens																	
Material Vegetal	<i>Mat. Veg.</i>	65,0	92,0	100,0	50,0	64,0	92,3	94,7	86,7	50,0	69,2	57,1	76,5	74,2	76,2	62,5	90,0
Detritos Lenhosos	<i>Det. Len.</i>	60,0	84,0	100,0	50,0	60,0	84,6	73,7	66,7	42,9	46,2	57,1	58,8	54,8	52,4	62,5	70,0
Detritos Inorgânicos	<i>Det. Inor.</i>	60,0	96,0	80,0	50,0	36,0	76,9	89,5	86,7	50,0	61,5	85,7	82,4	29,0	80,9	87,5	90,0

Tabela 3. Valores de Seletividade segundo o Índice Linear de Strauss, entre os rios estudados e as estações de amostragem no âmbito da população de barbos (*valores significativos - p-value* <0.05- dados em negrito)

Itens da Dieta	Rio Vez				Rio Homem				Rio Corona				Rio Sado			
	Sp	Su	Au	Wi	Sp	Su	Au	Wi	Sp	Su	Au	Wi	Sp	Su	Au	Wi
<i>Dipt</i>	-0,06	0,15	0,00	-0,16	-0,21	0,01	0,18	-0,04	-0,33	-0,56	0,25	0,13	-0,29	-0,17	-0,15	0,15
<i>Eph</i>	-0,02	0,07	-0,09	0,06	-0,03	-0,21	-0,09	-0,26	-0,07	-0,03	-0,01	-0,01	-0,11	-0,02	-0,15	-0,05
<i>Cole</i>	0,01	-0,12	-0,16	-0,05	-0,04	-0,02	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>Trich</i>	0,05	0,02	-0,00	-0,16	0,02	0,23	-0,04	0,15	0,00	0,00	0,01	-0,01	-0,02	0,01	0,00	0,00
<i>Dec</i>	0,00	0,00	-0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	-0,01	0,09	-0,06	0,02	0,01	0,07	-0,10	0,00

3.8 Relação da dieta com as variáveis de escoamento

Nos dois primeiros eixos da RDA podemos verificar, em conjunto, uma variação de 81,7% na composição da dieta entre as quatro populações de barbos e através das estações do ano (Figura 21). O teste de permutação mostra que ambos os eixos foram estatisticamente significativos ($p < 0,05$). O eixo RDA1 está associado principalmente com o *MonthVol* (-0,73), *ZFlowDays* (0,29), e *DLSpelTroughs* (0,60). O eixo RDA2 está associado principalmente com *HFlowDays* (-0,34), *Var* (-0,57) e *DHSpelPeak* (0,32). Das 10 variáveis utilizadas nesta análise, apenas estas seis tiveram correlação significativa (teste de permutações Monte Carlo, $p < 0,05$) com a dieta dos barbos. A ordenação da RDA mostra claramente uma tendência sazonal, principalmente associada com o eixo RDA1, para o aumento do consumo de itens de invertebrados durante a primavera e o inverno, acompanhando um aumento do *MonthVol*, especialmente em ambos os rios naturais, enquanto os itens Material Vegetal, Detritos Inorgânicos e Detritos Lenhosos são predominantemente consumidos por esta espécie em períodos de verão e outono, quando o *ZFlowDays* e *DLSpelTroughs* aumentam. O consumo de decápodos também aumenta durante este período, especialmente nos cursos de água do sistema temporário. RDA2 separa a maioria dos rios naturais/estações do ano dos cursos de água regularizados, especialmente nas estações primavera e inverno, revelando um maior consumo de invertebrados e Detritos Inorgânicos em rios de caudal natural de ambas bacias, que são caracterizadas por *HFlowDays* e *Var* e um maior consumo de Detritos Lenhosos e Inorgânicos nos dois cursos de água alterados associados com maiores valores de *DHSpelPeak*. A análise de correlação entre a atividade de alimentação e os índices de condição dos barbos estudados e variáveis hidrológicas revelaram uma relação positiva entre o Índice Repleção e *DHSpelPeak* ($\rho = 0,51$, $p < 0,05$) e uma negativa com *DFalls* ($\rho = -0,34$, $p < 0,05$). O índice de vacuidade está significativa e positivamente relacionado com *ZFlowDays* ($\rho = 0,53$, $p < 0,05$) e negativamente com a *LSpelTroughs* ($\rho = -0,51$, $p < 0,05$). A diversidade da dieta dos barbos aumentou significativamente com um aumento de *LSpelTroughs* ($\rho = 0,14$, $p < 0,05$) e *BsFlow* ($\rho = 0,53$, $p < 0,05$) e seu fator de condição (K') apresentou uma relação negativa com a Magnitude dos Períodos de Caudal Reduzido ($\rho = -0,62$, $p < 0,05$).

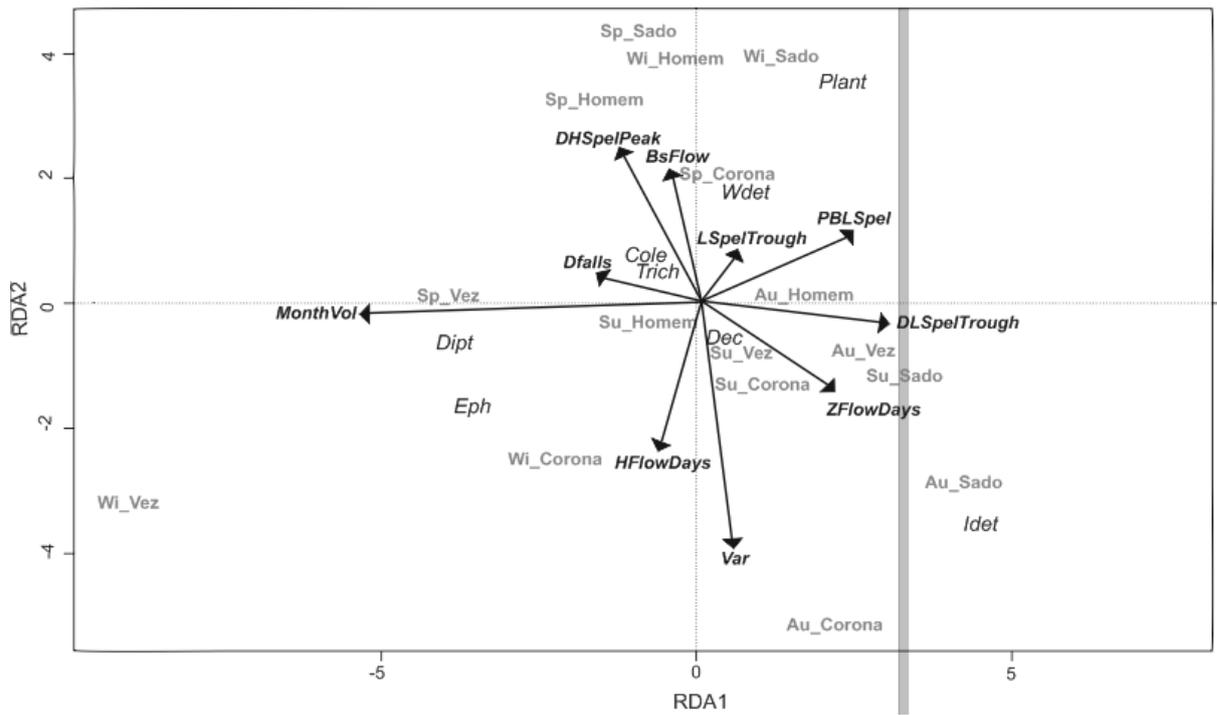


Figura 21. Análise de Redundância (RDA) que representa a relação entre a composição da dieta dos barbos (média do peso dos itens alimentares) e variáveis hidrológicas seleccionadas (com indicação dos rios e estações de amostragem: SP – Primavera; Su – Verão; Au – Outono; Wi – Inverno) avaliadas para ambos os sistemas estudados.

Capítulo 4

Discussão e Conclusão

4 DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

Os resultados gerais mostram que os barbos do rio natural em ambos os sistemas são essencialmente omnívoros com uma dieta generalista composta principalmente de detritos lenhosos e inorgânicos, material vegetal e larvas de invertebrados, semelhante ao que já foi descrito em outros estudos que abordam a mesma espécie (e.g. Encina e Granado-Lorencio, 1990; Magalhães, 1992; Collares-Pereira *et al.*, 1996). Tal comportamento alimentar, generalista e omnívoro, é frequentemente observado em rios com caudais muito variáveis, tais como os típicos rios mediterrânicos, em que os recursos alimentares não estão previsivelmente disponíveis e o peixe tira proveito de toda a comida que encontram disponível (Pusey *et al.*, 2010), possivelmente sendo esta a razão do sucesso desta espécie em colonizar diferentes tipos de ambientes. Os resultados da análise de selectividade também reflectiram em geral uma dieta generalista, em que os barbos não mostraram preferência por nenhum item alimentar na maioria das combinações rio/época de amostragem, em que tendem a comer o alimento disponível dominante. Em ambos os rios naturais, somente os Diptera foram preferencialmente consumidos durante os meses de verão e outono, porém este resultado reflecte mais do que uma preferência para este *taxon*, uma redução natural na sua abundância no ambiente durante esses períodos (Mas- Marti *et al.*, 2010). Em rios ibéricos, assim como na maioria dos rios temperados, a emergência dos invertebrados mais importantes para a alimentação de peixes, como os Diptera, ocorre do final da primavera ao início do outono (Graça *et al.*, 1989), levando a uma diminuição progressiva da disponibilidade dessas presas ao longo do ano.

Os barbos do sistema permanente do norte exibiram um comportamento generalista mais acentuado, apesar de terem uma maior proporção de invertebrados em sua dieta, especialmente Diptera e Ephemeroptera. Já os barbos do sul mostraram um elevado grau de selectividade para o material vegetal e detritos. Trabalhos anteriores (e.g. Mas- Marti *et al.*, 2010; Fuller *et al.*, 2011) descrevem as diferenças em algumas comunidades biológicas que foram consideradas os recursos alimentares potenciais neste estudo, ou seja, uma maior abundância global de matéria orgânica nos rios temporários do sul e uma maior diversidade e densidade dos *taxa* de invertebrados mais importantes para a dieta dos barbos nos rios permanentes do norte, isso possivelmente explica as diferenças na composição global da dieta observada entre os dois sistemas. A importância de detritos e material vegetal tem sido destacada para a dieta de outras espécies ibéricas nativas, particularmente ciprinídeos (Gomes-Ferreira *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2013), uma vez que estes materiais representam muitas vezes o recurso alimentar mais disponível e persistente em ambientes altamente variáveis, mais semelhantes aos rios do sistema do Sul (Magalhães, 1992). O consumo de detritos e material vegetal permite uma queda considerável no gasto energético pela busca do alimento (Collares-Pereira *et al.*, 1996), apesar do fato de que sua assimilação pelos peixes e os valores nutricionais são baixos quando comparados aos itens de origem animal.

Os padrões temporais da composição da dieta e o comportamento alimentar dos barbos parecem estar fortemente mediados pelo caudal e a variabilidade dos recursos alimentares entre os períodos de caudal alto e baixo. O consumo de invertebrados aumentou com o volume do caudal mensal, durante a primavera e o inverno nos rios permanentes, mas nos rios temporários este fenómeno foi observado apenas no inverno, sendo a primavera principalmente associada a variáveis de consumo relacionados com períodos secos, caso dos detritos lenhosos. Outros autores encontraram resultados semelhantes ao descrever uma correlação positiva entre o aumento da velocidade do caudal e o consumo de invertebrados pelos peixes, provavelmente a resultar do aumento

da deriva de invertebrados durante os períodos de caudal mais elevado (Romero *et al.*, 2005; Harvey *et al.*, 2006; Blanckett *et al.*, 2008). Em ambos os rios, essas presas eram quase completamente substituídos por material vegetal e detritos lenhosos/detritos inorgânicos no verão e outono. A variabilidade temporal da dieta dos peixes pode indicar mudanças nos recursos das presas em ambas as escalas sazonais (Balcombe & Humphries, 2006) e da ingestão de plantas e detritos pode representar um recurso alternativo, minimizando a escassez sazonal de recursos alimentares de origem animal (Persson, 1983), o qual pareceu ser o caso no presente estudo. Além das inundações, a estação chuvosa geralmente resulta em grande perturbação ecológica de habitats e uma perda quase total de matéria vegetal e orgânica no substrato (Kennard, 1995), embora estes últimos itens não apresentaram variação intra-anual em ambos os rios naturais estudados. Por outro lado, o material vegetal e a matéria orgânica são normalmente encontrados em densidades maiores em rios do Mediterrâneo durante os meses do verão e outono, devido a algas e plantas macrófitas, bem como à importação de folhas e outros materiais vegetais da copa das árvores (Kraiem, 1980). A substituição de uma dieta mais energética, composta por invertebrados, por uma dieta menos rica composta por material vegetal e detritos, é uma estratégia comum utilizada pelos peixes generalistas que lhes permite persistir por períodos severos (Balcombe *et al.* 2005; Balcombe e Humphries, 2006).

Padrões similares de variabilidade temporal dos recursos alimentares e da composição da dieta, relacionados com a variação intra-anual das condições do caudal, têm sido confirmados por alguns autores para outras espécies e tipos de rios. Ao descrever a dieta do *Lepomis macrochirus*, Rafinesque, 1819, Kitchell e Windel (1970) descobriram que é composta principalmente de invertebrados na primavera, com uma dieta ininterrupta subsequente dominada por algas no verão, e um número de invertebrados baixo. Também, em um curso de água intermitente australiano semelhante ao nosso rio temporário, Closs (1994) descobriu que uma espécie da família Galaxidae consumia uma maior quantidade de recursos alimentares terrestres, como matéria orgânica ou vegetação, quando o caudal cessa durante o verão promovendo o desaparecimento de invertebrados à deriva. Balcombe *et al.*, (2005), descreveram, após análise do conteúdo estomacal dos peixes, que a alimentação baseada em invertebrados é altamente variável entre os períodos de cheia e de seca em Cooper Creek, Queensland ocidental. Mais recentemente, na Península Ibérica, Santos *et al.* (2013) descobriram que, na dieta do ruivaco (*Achodrostoma oligolepis*, Robalo, Doadrio, Almada & Kottelat, 2005), a contribuição de material vegetal e detritos foi maior no verão e outono, praticamente sem consumo de presas animais, que aumentou na primavera. Neste estudo, os padrões temporais da composição da dieta e comportamento alimentar responderam à disponibilidade altamente variável de recursos alimentares, em especial em relação à variação hidrológica, que eram de fato um fator de diferenciação entre ambos os sistemas, mas não completamente, a contrariar o que se esperava. As populações que habitam o rio temporário apresentaram menor variação intra-anual de sua dieta, em comparação com as populações do norte, a seguir um padrão semelhante de disponibilidade de recursos alimentares. Estas diferenças podem estar relacionadas com o padrão de caudal anual que geralmente ocorre nos dois rios. Ao contrário dos rios permanentes do norte, onde a primavera e o inverno estão associados aos caudais de pico intenso, típico em rios temporários mediterrânicos, o caudal da primavera pode, por vezes, ser muito baixo e por vezes perde-se no início da estação a conectividade longitudinal (Gasith e Resh, 1999), assemelhando-se ao ambiente de verão e outono.

Os barbos do Norte apresentaram menor variação intra-anual em sua actividade de alimentação e índices de condição. O índice de repleção era muito menos variável e foi positivamente relacionado com a duração dos picos de caudal e a duração do caudal

negativo quando este diminui. A proporção de estômagos vazios tem padrões temporais distintos entre ambos os rios, aumentando durante o outono na população dos rios permanentes na primavera e verão nos rios temporários. Globalmente, este índice aumentou com o número de dias de caudal nulo, mas diminui com o aumento da magnitude de períodos de cauda reduzido. A variabilidade temporal de repleção estomacal já foi descrita em um estudo com outra população da mesma espécie (Collares Pereira *et al.*, 1996) e reflecte alguma descontinuidade sazonal na actividade alimentar dos barbos que, provavelmente são mais frequentes e perceptíveis no sistema temporário. A percentagem elevada de estômagos vazios pode frequentemente indicar balanços energéticos negativos de curta duração, e que podem estar relacionados com a ingestão de itens com alto teor de energia (Arrington *et al.*, 2002). Durante os níveis de caudais baixos, os detritos e os materiais vegetais estão mais disponíveis para os peixes, especialmente os maiores e nos rios do sul, estes animais tendem a completar a sua dieta com grandes presas de invertebrados, como por exemplo Decapoda, um item com alto teor calórico (Rhodes e Holdich, 1984).

Os barbos do norte apresentaram uma dieta diversificada, que foi mantida durante todo o ano, ao passo que os barbos do sul só exibiram um aumento em sua amplitude alimentar durante o inverno. Em geral, a diversidade foi maior em locais onde a seca não foi tão intensa, aumentando positivamente com a magnitude do período de caudal baixo e escoamento de base. A dieta mais diversificada normalmente ocorre em estações com inundações mais prolongadas e intensas, após um aumento semelhante na diversidade de invertebrados (Agostinho *et al.*, 2008). Espera-se que a água que transborda para as zonas adjacentes ao rio aumente a disponibilidade de abrigo e fontes alimentares alóctones na dieta e enriqueça a água com nutrientes transportados aumentando a disponibilidade de recursos (Svanbäck & Bolnick, 2007). Os barbos do rio temporário apresentaram uma condição corporal mais elevada, que aumentou durante o inverno em oposição aos animais do norte que possuíam uma menor condição geral porém eram uma população mais estável. Períodos chuvosos e de cheia foram considerados favoráveis para a alimentação e acumulação de reserva nutricional nos peixes, devido à entrada de biomassa provocada pelo escoamento, e /ou acesso a recursos nas áreas disponibilizadas durante os eventos de inundação (Lowe McConnell, 1999; Conallin *et al.*, 2011). No entanto, este parâmetro foi negativamente relacionado com a magnitude de períodos de caudal reduzido, sendo menor em locais que mantêm um fluxo maior durante o período de seca, como os rios permanentes do norte. Este resultado aparentemente contraditório sugere uma sobreposição de diferenças regionais desse parâmetro acima das temporais entre as duas populações, que deve porém ser abordada e mais esclarecida em estudos futuros. Conforme vários autores (eg, Torralva *et al.*, 1997, Oliva Paterna *et al.*, 2003), a condição dos peixes é altamente influenciada por restrições ambientais, com baixos valores normalmente associado à escassez de recursos alimentares adequados em riachos intermitentes, mas, em nosso estudo, os barbos dos rios do sul possuíam valores mais elevados de condição. Resultados semelhantes foram obtidos pelos estudos de Spranza e Stanley (2000) e Tobler (2008), em que os locais ricos em recursos eram habitados por peixes de inferior condição corporal. Isto pode ser explicado pelo fato de que lidar com o ambiente hostil do fluxo permanente (correntes muito fortes, turbulência, etc.) pode ser energeticamente dispendioso, o que reduz a condição corporal. Em um estudo recente, Alexandre *et al.* (2013) constataram que os barbos que habitam rios permanentes tiveram menor condição corporal e estavam adaptados morfológicamente para lidarem com caudais mais rápidos e mais turbulentos do que a população de rios temporários.

A primeira hipótese deste estudo foi corroborada e as duas populações apresentaram de fato diferenças regionais e temporais em seus padrões alimentares,

mediadas por variabilidade específica de recursos alimentares e de caudais entre os dois ecossistemas. Então, o que acontece quando essas populações são submetidas a alterações de caudal antrópica significativa causada por operação de barragem?

No sistema do norte, a abundância de recursos alimentares e a dieta dos barbos foram semelhantes entre os dois rios permanentes, mas várias diferenças foram observadas quando considerada o seu padrão de variação intra-anual. De todos os itens alimentares potenciais, apenas a proporção de matéria orgânica no substrato mostrou variabilidade temporal dentro do rio regularizado, aumentando significativamente na primavera, período de maior produtividade. Maior abundância de matéria orgânica a cobrir o leito dos rios regularizados é típico em rios que recebem lançamentos hipolimnéticos de barragens, como é o caso presente, com uma concentração de nutrientes muito maior que proporcionou o rápido crescimento de uma camada densa de matéria orgânica (Parker e Power, 1997). Os demais recursos alimentares potenciais mostraram variabilidade temporal inferior, resultando em que os barbos também apresentaram uma dieta menos variável.

Enquanto os barbos do rio natural permanente aumentaram sua especialização para os itens de invertebrados durante a primavera e o inverno, associado a um aumento do caudal, os barbos do curso de água regularizado mantiveram uma dieta generalista semelhante ao longo do ano. As alterações hidrológicas causadas por este tipo de barragem, particularmente aquelas relacionadas com o pico de cheias, reduções e atrasos, tiveram efeitos consideráveis sobre os ciclos de vida das espécies de peixes a jusante (Agostinho *et al.*, 2004). As oscilações naturais do nível de água influenciam diretamente a área da superfície de várzea exposta a inundações, o que deverá reflectir-se na oferta de alimentos para os peixes. A água do rio a transbordar naturalmente em uma planície de inundação deve aumentar a área de habitat e da disponibilidade de abrigos e fontes de alimentos alóctones na dieta, e proporcionar o enriquecimento da água com nutrientes transportados a partir de áreas adjacentes recentemente alagadas (Agostinho *et al.*, 2008). No rio regularizado do norte, estes picos de caudais são geralmente diminuídos e menos frequentes, o que também reduz a disponibilidade de invertebrados à deriva para os peixes, deixando os barbos com uma dieta mais pobre e menos variável, composta principalmente de material acumulado sobre o substrato. O índice de repleção e vacuidade, a diversidade da dieta e o índice de condição corporal foram globalmente semelhantes entre ambos os rios, mas tiveram padrões distintos de variação. Enquanto os barbos do rio natural tinha repleção estomacal semelhante durante todo o ano, no rio regularizado, os barbos apresentaram estômagos mais cheios durante o outono. No rio regularizado, os barbos também apresentaram menor proporção e um número mais estável de estômagos vazios, o que significa que um elevado número de peixes foram constantemente alimentando-se ao longo do ano. Locais com baixa variabilidade de caudal e sem pulsos de inundação que podem mudar o habitat disponível, mantiveram uma maior concentração de recursos alimentares, matéria orgânica e especialmente material vegetal, os quais são mais facilmente consumidos (Piana *et al.*, 2006). A diversidade da dieta foi constante no rio natural, mas diminuiu significativamente durante a primavera no rio regularizado, o que pode ser explicado pela falta de caudais naturais elevados, o que reduz o acesso à captura e consumo de uma maior diversidade de invertebrados, facilitando a acumulação de detritos (Fuller *et al.*, 2011), e contribuindo para uma redução da amplitude alimentar dos barbos.

Estudos anteriores sobre dieta de peixes em rios naturais e regularizados indicam que o caudal ambiental que tenta imitar as cheias naturais tem que ser de magnitude suficiente, duração e/ou frequência para induzir a uma resposta (e.g. Robinson e Uehlinger, 2008; Rolls *et al.*, 2012). A falta de recursos e a resposta à subtil mudança

sazonal de caudais proporcionada pela barragem, sugere que os caudais ecológicos mínimos aqui estudados não são de magnitude e variabilidade suficientes, pois a frequência e a duração das condições de alimentação sofrem alterações que não são perceptíveis para os peixes.

Em comparação com o rio temporário natural, o rio regularizado apresentou uma maior abundância de macrófitas e invertebrados que podem resultar da condição e periodicidade da descarga de água pela barragem a montante. De forma semelhante ao do norte, as liberações de água ocasionais realizadas por esta barragem também vêm do *hipolimnion*. Represas típicas do sul usadas para armazenamento de água são geralmente eutróficas, com água de má qualidade e frequentemente desoxigenada que, ao introduzir uma quantidade elevada de nutrientes no rio a jusante, beneficiam o crescimento de plantas e afetam espécies animais menos tolerantes, reduzindo, por exemplo, a diversidade de invertebrados (Cortes *et al.*, 2002). No entanto, ao mesmo tempo, aumento dos fluxos artificiais de base durante partes específicas do ano também pode levar a uma maior abundância geral de macroinvertebrados de *taxa* adaptadas para ambientes mais agressivos (Brittain e Saltveit, 1989; Cortes *et al.*, 2002). Apesar da maior abundância de invertebrados no rio regularizado do sul, e a beneficiar de uma grande quantidade de plantas no ambiente, os barbos deste curso de água mostraram diferenças significativas na composição da dieta e estratégia alimentar, em comparação com a população do rio natural, uma vez que eles foram ainda mais especializados em material vegetal e detritos ao longo do ano, e os invertebrados foram constantemente de importância reduzida, mesmo no inverno. Porque a importância da variabilidade hidrológica entre os caudais altos e baixos é atenuada, e os caudais de base são mantidos durante a estação seca nos rios regularizados do sistema temporário, os habitats dos peixes no canal principal nunca são isolados em lagos pegos, mesmo sob condições mais secas (caudal médio durante o período de seca: Rio Corona: 0,00 m³/s; Rio Sado: 0,16 m³/s). Neste caso, a disponibilidade de recursos não atingem os mínimos críticos documentados em sistemas mais secos e, conseqüentemente, mudanças temporais na cadeia alimentar são muitas vezes reduzida (Arthington *et al.* 2005; Balcombe *et al.*, 2005). A omnívoros nas espécies piscícolas é considerada uma adaptação à variabilidade nos recursos alimentares, com peixes a consumir uma variedade de fontes de alimentos, que se tornam mais ou menos disponível sob uma gama de condições de escoamento (Lowe McConnell, 1987) mas, neste caso, os barbos assumem uma dieta quase exclusivamente herbívora e detritívora, que não precisam mudar por causa constante e alta disponibilidade dos alimentos consumidos.

A proporção de barbos com estômagos vazios foi constantemente mais baixa ao longo do ano no rio regularizado, enquanto o aumento na primavera e no verão, deu-se no rio natural. Este resultado está claramente associado com a superior e estável abundância de recursos alimentares no ambiente mais húmido regularizado, em que são nulos ou reduzidos os dias de caudal reduzido. Esta dissimilaridade também foi observada entre os dois rios do Norte, a reforçar a influência da regularização do rio na manutenção de um ambiente mais estável, com menor variação, abundância e composição dos recursos (Parker e Power, 1997). A diversidade foi outro índice trófico que mostrou diferenças relacionadas com a regularização do sistema temporário. Enquanto a amplitude da dieta dos barbos do rio natural aumentou no inverno, associada a um aumento de volume do caudal e consumo de invertebrados, os barbos do rio regularizado mantiveram semelhante diversidade na dieta durante todo o ano, devido a uma maior estabilidade ambiental. A diversidade da dieta dos peixes omnívoros é geralmente associada a inundações prolongadas que arrastam plantas e detritos, e aumentam a abundância de invertebrados à deriva (Agostinho *et al.*, 2008), se estes fenómenos são reduzidos por estabilização do caudal artificial, deve ser esperado que a

amplitude da dieta do peixe pode ser fortemente afetada. À luz destes resultados, a nossa segunda hipótese também foi corroborada e os dois tipos de regularização do caudal afetaram aspetos distintos da dieta dos barbos. No norte, o caudal ecológico mínimo causou fortes diferenças na actividade alimentar dos peixes e em seu comportamento, mas a composição da dieta, apesar de apresentar padrões distintos intra-anuais de variação, foi globalmente semelhante entre os dois rios. Pelo contrário, os índices de actividade e condição corporal foram pouco afectados pela regularização do caudal no sistema temporário, mas a dieta dos peixes mostrou diferenças espaciais e temporais associadas à falta de variabilidade ambiental entre os períodos de baixo e alto caudal, respondendo a uma abundância permanente superior de recursos alimentares específico, especialmente da vegetação no curso de água regularizado. Apesar disso, a RDA mostrou que em ambos os sistemas, a variação da composição da dieta entre os cursos de água natural e regularizados foram particularmente mediadas pelas mesmas duas variáveis, ou seja, *DHSpelPeak* e, especialmente a variabilidade do caudal (*Var*), a reforçar a importância de ter em conta estes dois componentes na definição dos caudais mínimos (Petts, 1984; Peake, 2008). Nos dois casos estudados de regularização, a variabilidade entre os períodos de caudal alto e baixo foi fortemente reduzida. Especialmente no sistema temporário, em que as descargas das barragens foram suavizando a estação seca que é geralmente descrita como um dos fatores estruturantes mais importantes neste tipo de lagos (Gasith e Resh, 1999).

Estes resultados sugerem que deve haver uma gestão dos caudais das barragens para que eles possam assemelhar-se próximo à variabilidade do caudal natural, inclusive a permitir que os caudais limpem os rios com inundações de inverno, e registem períodos mais secos no verão, beneficiando assim as populações de peixes. Este estudo fornece informações importantes sobre a dieta de uma espécie de ciprinídeo comum da região mediterrânica em contextos hidrológicos distintos, e sua relação com a variabilidade natural e antropogénica do caudal. Investigação sobre a variabilidade ambiental e seus impactos na cadeia alimentar dos peixes podem resultar em uma melhor gestão do caudal mínimo a minimizar o impacto sobre os recursos tróficos dos peixes (Balcombe e Humphries, 2006). Este conhecimento poderá ajudar a resolver o declínio contínuo das populações de peixes nativos e também deve ser considerada quando as populações de peixes são submetidas a regulamentação da pesca desportiva, programas de recuperação ou quaisquer outras actividades de gestão.

Capítulo 5

Referências

5 REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo, S. & Okada, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11–19.
- Agostinho, K. D. G., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Julio Jr., H. 2008. Influence of flood pulses on diet composition among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 607: 187-198.
- Agostinho, K. D. G., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Julio Jr., H. & Fugi, R. 2009. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69(2): 481-490.
- Alber M., 2002. A conceptual model of estuarine inflow management. *Estuaries* 25: 1246–1261.
- Albertini-Berhaut, J. Biologie des stades juveniles de Teleosteens Mugilidae *Mugil auratus* (Risso, 1810), *Mugil capito* (Cuvier, 1829), et *Mugil saliens* (Risso, 1810). III Croissance lineaire et poderale de *Mugil capito* dans lê Golfe de Marseille. *Acuaculture*, v. 5, p.179-197, 1975.
- Alexandre, C. M., Ferreira, M. T. & Almeida, P. R. 2013. Fish assemblages in non-regulated and regulated rivers from permanent and temporary Iberian systems. *River Research and Applications* 29: 1042-1058.
- Alexandre, C. M., Quintella, B. R., Ferreira, A. F., Romão, F. & Almeida, P. R. 2013. Swimming performance and ecomorphology of the Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864) on permanent and temporary rivers. *Ecology of Freshwater Fish* doi: 10.1111/eff.12073.
- Almaça, C. (1967): “Estudo das populações portuguesas do Gén. *Barbus* Curvier, 1817 (Pisces, Cyprinidade)”. *Rev. Fac. Cienc. Univ. Lisboa*, 14 (2): 151-400.
- Almaça, C. (1996). *Peixes dos rios de Portugal*. Edições Inapa, Lisboa.
- Almaça, C., Banarescu, P. M. (2003). *Barbus bocagei* Steindachner, 1865. Pp. 99-112. En: Banarescu, P. M., Bogutskaya, N. G. (Eds.). *The Freshwater Fishes of Europe* . Vol. 5/II. Cyprinidae 2. Part II: *Barbus*.
- Almeida, P. R., F. Moreira, J. L. Costa, C. A. Assis & M. J. Costa. 1993. The feeding strategies of *Liza ramada* (Risso, 1826) in fresh and brackish water in the River Tagus, Portugal. *J. Fish Biol.*, 42: 95-107.
- Amundsen, P. A., Gabler, H. M. & Staldvik, F. J. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* 48: 607–614.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd., Plymouth, United Kingdom.
- Angermeier, P.L. 1985. Spatio-temporal patterns of foraging success for fishes in an Illinois stream. *Amer. Midl. Nat.*, 114: 342 – 359.
- Arrington, D. A., Winemiller, K. O., Loftus, W. F. & Akin, S. 2002. How often do fishes “run on empty”? *Ecology* 83(8): 2145-2151.
- Arthington, A. H., Balcombe, S. R., Wilson, G. A., Thoms, M., & Marshall, J. 2005. Spatial and temporal variation in fish-assemblage structure in isolated waterholes during the 2001 dry season of an arid zone floodplain river, Cooper Creek, Australia. *Marine and Freshwater Research* 56: 25–35.
- Balcombe, S. R. & Humphries, P. 2006. Diet of the western carp gudgeon (*Hypseleotris klunzingeri* Ogilby) in an Australian floodplain lake: the role of water level stability. *Journal of Fish Biology* 68(5): 1484-1493.

- Balcombe, S. R., Bunn, S. E., McKenzie-Smith, F. J. & Davies, P. M. 2005. Variability of fish diets between dry and flood periods in an arid zone floodplain river. *Journal of Fish Biology* 67: 1552-1567.
- Bayley PB. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 45: 153–158.
- Blanchet, S., Loot, G. & Dodson, J. J. 2008. Competition, predation and flow rate as mediators of direct and indirect effects on a stream food chain. *Oecologia* 157(1): 93-104.
- Bowen, S. H. 1983. Quantitative description of the diet. In L. A. Nielsen e D. L. Johnson, Ed., *Fisheries Techniques*. Pp: 325 – 326; American Fisheries Society, Maryland.
- Brittain, J. F. & Saltveit, S. J. 1989. A review of the effects of river regulation on Mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers* 3: 191-204.
- Bunn, S. E. & Arthington, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507
- Cabral, M. J. (coord), Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queiroz, A. I., Rogado, L. e Santos-Reis, M. 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa.
- Closs, G.P. 1994. Feeding of *Galaxias olidus* (Gunther) (Pisces: Galaxiidae) in an intermittent Australian stream. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45: 227–232.
- Collares-Pereira, M. J., Martins, M. J., Pires, A. M., Geraldés, A. M. & Coelho, M. M. 1996. Feeding behavior of *Barbus bocagei* assessed under a spatio-temporal approach. *Folia Zoologica* 45(1): 65-76.
- Conallin, A. J., Hillyard, K. A., Walker, K. F., Gillanders, B. M. & Smith, B. B. 2011. Offstream movements of fish during drought in a regulated lowland river. *River Research and Applications* 27(10): 1237–1252.
- Cortes, R. M., Ferreira, M. T., Oliveira, S. G. & Oliveira, D. G. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications* 18: 367-382.
- Costello, M. J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology* 36: 261–263.
- De Jalon, D.G., P. Sanchez, and J.A. Camargo. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research and Management* 9:253-261.
- De Moor, F.C. 1986. Invertebrates of the Lower Vaal River, with emphasis on the Simuliidae. Pages 135-142 in B.R. Davies and K.F. Walker (eds.) *The Ecology of River Systems*. Dr W. Junk, Publishers, Dordrecht.
- Doadrio. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. CSIS, Madrid, 2001.
- Fowler, J. F. e Taber, C.A. 1985. Food habits and feeding periodicity in two sympatric stoneflies (Cyprinidae). *Am. Midl. Nat.*, 113: 217 – 224.
- Fuller, R. L., Doyle, S., Levy, L., Owens, J., Shope, E., Vo, L. & Doyle, M. W. 2011. Impact of regulated releases on periphyton and macroinvertebrate communities: The dynamic relationship between hydrology and geomorphology in frequently flooded rivers. *River Research and Applications* 645: 630-645.
- Granado-Lorencio, C. (1996). *Ecología de peces*. Universidade de Sevilla. Sevilla.
- Gasith, A. & Resh, V. H. 1999. Streams in mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology Systematics* 30: 51-81.

- Gomes-Ferreira, A., Ribeiro, F., Moreira da Costa, L., Cowx, I. G. & Collares-Pereira, M. J. 2005. Variability in diet and foraging behaviour between sexes and ploidy forms of the hybridogenetic *Squalius alburnoides* complex (Cyprinidae) in the Guadiana River basin, Portugal. *Journal of Fish Biology* 66: 454-467.
- Graça, M.A.S., Fonseca, D.M. & Castro, S.T. 1989. The distribution of macroinvertebrate communities in two Portuguese rivers. *Freshwater Biology* 22: 297-308.
- Granado-Lorencio, C. & Garcia-Novo, F. 1986. Feeding habits of the fish community in a eutrophic reservoir in Spain. *Ekologia Polska* 34(1):95-110.
- Harvey, B. C., Nakamoto, R. J. & White, J. L. 2006. Reduced streamflow lowers dry-season growth of rainbow trout in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(4): 998-1005.
- Herran, R. A. 1988. Analisis de contenidos estomacales en peces. Revision bibliográfica de los objetos y de la metodologia. *Inf. Tec. Inst. Españ. Oceanog.*, 63: 1 – 74.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411– 429.
- ICN, Instituto da Conservação da Natureza (2005): Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Revisão do Vol. III – peixes dulciaquícolas e migradores).
- International Commission on Large Dams (ICOLD). *Dams and the World's Water*, 2008.
- INAG IP (2005). Relatório síntese sobre a caracterização das regiões hidrográficas previstas na Directiva-Quadro da Água. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG IP. 2008. Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água – Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, Lisboa.
- Jones, N. E. 2013. Spatial patterns of benthic invertebrates in regulated and natural rivers. *River Research and Applications* 29(3): 343-351.
- Junger, H.; Kotrschal, K. e Goldschmid, A. 1989. Comparative morphology of the gut in the European cyprinids (Teleostei). *J. Fish Biol.*, 34: 315 – 326.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in riverfloodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110–127.
- Kawakami, E. & G. Vazzoler. 1980. Método gráfico e estimativa alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo*, 29 (2): 205-207.
- Kennard, M. J. 1995. Factors influencing freshwater fish assemblages in floodplain lagoons of the Normanby River, CapeYork Peninsula: a large tropical Australian river. Master Thesis, Griffith University, Brisbane.
- Kitchell, J.F. & Windell, J.T. 1970. Nutritional value of algae to bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. *Copeia* 1970: 186–190.
- Kraiem, M.M. 1980. Contribution a l'étude du régime alimentaire de *Barbus barbus* (L. 1758) (Poisson, Cyprinidae). *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture* 278: 1-10.
- Lauters, F., Lavander, P., Lim, P., Sabaton, C. & Belaud, A. 1996. Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationship with fish feeding habits in a Pyrenean river. *Regulated Rivers: Research and Management* 12(6): 563-573.
- Le Cren, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, Oxford, v.20, p. 201-219, 1951.

- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). Numerical Ecology. Elsevier Scientific, Amsterdam.
- Lobón-Cerviá, J. & Fernández-Delgado, C. 1984. On the biology of the barbel (*Barbus barbus bocagei*) in the Jarama river. *Folia Zoologica* 33: 371-384.
- Lowe-McConnell, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais (A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho e P.T.M. Cunningham, trad.). 1ª edição. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1999. 534 p.
- Lowe-McConnell, R.H. 1963. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana South America: Part 1. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. *Journal of the Linnean Society of London (Zoology)* 45: 103–144.
- Lucadamo, L., Mezzotero, A., Voelz, N. J. & Gallo, L. 2012. Seasonal changes of abiotic and biotic gradients downstream a multiple use reservoir in a Mediterranean river. *River Research and Applications* 28(1): 103-117.
- Lytle, D. A. & Poff, N. L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19(2): 94-100.
- MacArthur, R.H. & Pianka, E.R. 1966. On the optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100: 603–609.
- Mathews R, Richter BD. 2007. Application of the Indicators of Hydrologic Alteration Software in environmental flow setting. *Journal of American Water Resources Association* 43: 1400–1413.
- Munn, M.D., and M.A. Brusven. 1991. Benthic invertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, USA. *Regulated Rivers: Research and Management* 6:1-11.
- Needham, J. G.; NEEDHAM, P. R. Guia para El estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Barcelona: Editorial Reverte, 1982. 131 p.
- Nelson, D.W. & Sommers, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Black, C.A., ed. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* Madison, Soil Science of America and American Society of Agronomy, 1996. p.961-1010.
- Oliveira, J. M.; Ferreira, A. P. e M. T. Ferreira (2002). Intrabasin variations in age and growth of *Barbus bocagei* populations. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 134-139.
- Piazza BP, La Peyre MK. 2007. Restoration of the annual flood pulse in Breton Sound, Louisiana, USA: habitat change and nekton community response. *Aquatic Biology* 1(2): 109–119.
- Pinheiro, P. J. (2004). Avaliação de novas tecnologias no estudo da funcionalidade de passagens para peixes por bacias sucessivas em Portugal. Dissertação de Mestrado em Gestão de Recursos Naturais. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Prejs, A. e Colonine, G. 1981. Metodos para el estudio de los alimentos y las relaciones tróficas de los peces. Universidad Central de Venezuela, Caracas, 130 pp.
- Rogado L, Alexandrino P, Almeida P. R, Alves J, Bochechas J, Cortes R, Domingos I, Filipe F, Madeira J, Magalhães F (2005). *Chondrostoma polylepis* Boga-comum. In: Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Cabral MJ *et al.* (eds.). Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Signorini, C. E. Alimentação de *Hoplosternum littorale* Hancock (Callichthyidae, Osteichthyes) do Rio Piracicaba e rio Corumbataí, Estado de São Paulo. 1999. 112 f. Dissertação (Mestrado em zoologia) – Instituto de biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.
- Valente, A. 1984. A alimentação natural dos peixes (métodos de estudo). Trabalho de síntese. Universidade do Porto, Porto, pp 60.

Windell, J. T. e Bowen, S. H. 1978. Methods for the study of fish diets based on analysis of stomach contents. N T. Bagenal Methods for the assessment of fish production in freshwater. Pp: 219 – 226; 3rd Ed., Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Zavala-Camin, L.A. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. EDUEM, Maringá, 1996, 129p