
Caraterização das Comunidades Piscícolas das Ribeiras do Concelho de Cascais



Caraterização das Comunidades Piscícolas do Concelho de Cascais - 2017

Execução:

Filipe Ribeiro, MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente

Equipa Técnica:

Sara Saraiva, Cascais Ambiente

Inês Ramalho, Cascais Ambiente

Sara Faria, Cascais Ambiente

Colaboradores:

Christos Gkenas, MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente

Diogo Ribeiro, MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente

Marco Ferreira, MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente

Apoio

Águas do Tejo Atlântico

Material gráfico

Ilustrações por Cláudia Baeta com autorização da autora para este relatório.

Fotografia da capa por Sara Saraiva. Design da capa Cláudia Baeta.

Sugestão de Citação:

Ribeiro, F., Saraiva, S., Ramalho, I. & Faria, S. (2017) Caraterização das Comunidades Piscícolas do Concelho de Cascais. Relatório para Cascais Ambiente. 33 pp.



ÍNDICE

Sumário executivo	iii
Lista de figuras e tabelas	v
1. Enquadramento Geral e Objetivos	1
2. Metodologia	3
2.1. Seleção das Unidades de Amostragem	3
2.2. Amostragem Biológica	4
2.3. Tratamento de Dados	5
3. Resultados	7
3.1. Campanhas de 2017	7
3.2. Caraterização Geral das Comunidades Piscícolas (2014 a 2017)	7
3.3. Análise Populacional das Espécies Nativas: Estrutura Dimensional e Condição	15
3.4. Análise da Relação da Composição das Comunidades Piscícolas e as Variáveis Ambientais	25
4. Considerações Finais e Medidas de Gestão	27
4.1. Abordagem Metodológica	29
4.2. Medidas de Gestão das Comunidades Piscícolas do Concelho de Cascais	30
5. Bibliografia	31

SUMÁRIO EXECUTIVO

As comunidades piscícolas dos rios de Portugal contêm uma elevada diversidade piscícola, com um elevado número de endemismos e em áreas relativamente pequenas. Das quarenta e cinco espécies de peixes nativos existentes nos ecossistemas dulciaquícolas de Portugal, 28 espécies são endémicas da Península Ibérica e, destas, 10 são endemismos de Portugal. Porém muitas destas espécies são desconhecidas quer pelo cidadão comum, quer pelos seus próprios gestores. A Cascais Ambiente tem realizado um trabalho de monitorização das comunidades piscícolas de três ribeiras do Município (Vinhas, Caparide e Lage) desde o Verão de 2014. As comunidades piscícolas têm sido amostradas por pesca elétrica, duas vezes por ano (Inverno e Verão), procedendo-se à caracterização das comunidades piscícolas (abundância relativa, índices ecológicos), à avaliação das populações piscícolas das espécies nativas (estrutura dimensional e condição), e avaliação das variáveis ambientais que condicionam as comunidades.

Foram identificadas quatro espécies de peixe nativas (enguia-europeia, boga-portuguesa, escalo do Sul e verdemã) e três espécies de peixe não-nativas (gambúsia, carpa e perca-sol), porém existem grandes diferenças na composição e estrutura as comunidades piscícolas entre as três ribeiras. A ribeira das Vinhas apresenta a menor riqueza e diversidade piscícola, ocorrendo apenas a enguia-europeia e a gambúsia. A comunidade piscícola da ribeira de Caparide é mais rica (maior número de espécies), com seis espécies (três nativas e três não-nativas) porém as comunidades piscícolas parecem estar espacialmente restritas a um local. A ribeira da Lage apresenta uma comunidade piscícola bastante preservada, composta exclusivamente por espécies nativas (enguia-europeia, boga-portuguesa, escalo do sul e verdemã), sendo consistente nos dois locais de amostragem e estável ao longo do tempo. Os índices de diversidade ecológica e qualidade ambiental são na sua generalidade melhores na ribeira da Lage.

O estado populacional das quatro espécies nativas foi avaliado relativamente à sua estrutura dimensional em cada Unidade de Amostragem (UA), e avaliado o seu índice de condição fisiológico. A enguia-europeia apresentou uma composição de tamanhos relativamente ampla (entre 80 e 800 mm), porém sendo constituída principalmente por exemplares entre os 200 e 350 mm de comprimento total, em todas as ribeiras monitorizadas. A estrutura dimensional das restantes espécies foram apenas avaliadas nas UAs da ribeira da Lage, mostrando uma composição variada de tamanhos, sendo predominante a ocorrência de adultos e existindo fortes evidências de recrutamento de boga-portuguesa, escalo do Sul e verdemã dada a ocorrência de juvenis. Relativamente, à condição dos povoamentos piscícolas encontraram-se algumas diferenças espaciais, mas existiu uma diminuição da condição dos dois ciprinídeos nativos nas duas últimas campanhas.

As comunidades piscícolas presentes no Concelho de Cascais parecem se diferenciar pelo seu sistema amostrado (Vinhas, Caparide e Lage), porém existem características intrínsecas do troço do rio que influenciam a abundância de cada espécie. Em UAs com maior profundidade, de águas paradas e maiores larguras surgem principalmente espécies não-nativas. Nos troços com maiores velocidades de corrente, menos profundos e mais estreitos são povoados por espécies nativas. Verificou-se uma

relação negativa entre a abundância do lagostim-vermelho da Luisiana com a presença de boga-portuguesa e da verdemã, indiciando um impacto potencial causado por este crustáceo invasor.

No último capítulo discute-se a abordagem metodológica seguida pela Cascais Ambiente, sugerindo relocalizações de UAs de forma a maximizar o esforço de amostragem e potenciar resultados. Também, são apresentadas algumas sugestões de gestão e intervenção no território que passam pelo aumento da retenção da água nas ribeiras de forma a potenciar a colonização pelas espécies piscícolas, aumentar o ensombramento para reduzir a evaporação, e implementar um plano de gestão de espécies invasoras para reduzir o efetivo populacional desta ameaça. Por último, será importante estudar a possibilidade de criar um plano de recuperação do efetivo populacional dos ciprinídeos nas ribeiras de Caparide e Lage.

Lista de Figuras e Tabelas

Figura 1 – Localização das três ribeiras (Vinhas, Caparide e Lage) no Concelho de Cascais, com as Unidades de Amostragem (UAs) em cada linha de água, realizadas até ao momento.

Figura 2 – Frequência de Ocorrência e Abundância Relativa das diferentes espécies piscícolas capturadas nas amostragens realizadas entre Junho de 2014 e Junho de 2017 (N=13), considerando o total das três UAs da Ribeira das Vinhas. Espécies piscícolas não-nativas em tons de cinzento e preto.

Figura 3 – Variação temporal da abundância relativa (N.º de Indivíduos capturados por 100 m²) por espécie na UA Vinhas 1 (Vinhas 2 - não representado devido à ausência de capturas).

Figura 4 – Frequência de Ocorrência e Abundância Relativa das diferentes espécies piscícolas capturadas nas amostragens realizadas entre Junho de 2014 e Junho de 2017 (N=17), considerando o total das quatro UAs da ribeira de Caparide.

Figura 5 – Variação temporal da abundância relativa (N.º de Indivíduos capturados por 100 m²) por espécie em cada UA da ribeira de Caparide. Gráficos dispostos de montante (Caparide 3) para jusante (Caparide 4). Caparide 2 não foram representados, dado que apenas se capturou um exemplar de gambúsia em 2014.

Figura 6 – Frequência de Ocorrência e Abundância Relativa das diferentes espécies piscícolas capturadas nas amostragens realizadas entre Junho de 2014 e Junho de 2017 (N=14), considerando o total das duas UAs da ribeira da Lage.

Figura 7 – Variação temporal da Abundância Relativa (N.º de Indivíduos capturados por 100 m²) por espécie em cada UA da ribeira da Lage.

Figura 8 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 50 mm, para *Anguilla anguilla*, na UA Vinhas 1. Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Figura 9 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 50 mm, para *Anguilla anguilla*, na UA Caparide 1 (azul escuro) e Caparide 4 (azul claro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Figura 10 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 50 mm, para *Anguilla anguilla*, UA Lage 2 (azul escuro) e Lage 1 (azul claro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Figura 11 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Anguilla anguilla* (Comprimento Total = 225 mm), em cada uma das UAs, nas três ribeiras estudadas: Vinhas, Caparide e Lage. Para cada ribeira foi determinada a respectiva regressão de comprimento-peso: Vinhas: $\text{Log PT} = 3.17 \times \text{Log CT} - 6.15$, $R^2=0.98$; Caparide: $\text{Log PT} = 3.10 \times \text{Log CT} - 6.03$, $R^2=0.99$; Lage: $\text{Log PT} = 3.13 \times \text{Log CT} - 6.09$, $R^2=0.98$.

Figura 12 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 10 mm, para *Iberochondrostoma lusitanicum*, UA Lage 1 (verde claro) e Lage 2 (verde escuro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Figura 13 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Iberochondrostoma lusitanicum* (Comprimento Total = 88 mm), em cada uma das UAs da ribeira da Lage: $\text{Log PT} = 3.04 \times \text{Log CT} - 4.99$, $R^2=0.99$.

Figura 14 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 20 mm, para *Squalius pyrenaicus*, UA Lage 1 (laranja claro) e Lage 2 (laranja escuro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Figura 15 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Squalius pyrenaicus* (Comprimento Total = 125 mm), em cada uma das UAs da ribeira da Lage: $\text{Log PT} = 3.00 \times \text{Log CT} - 4.84$, $R^2=0.98$.

Figura 16 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 10 mm, para *Cobitis paludica*, UA Lage 1 (castanho claro) e Lage 2 (castanho escuro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Figura 17 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Cobitis paludica* (Comprimento Total = 88 mm), em cada uma das UAs da ribeira da Lage: $\text{Log PT} = 3.04 \times \text{Log CT} - 4.99$, $R^2=0.99$.

Figura 18 - Análise Canónica de Correspondência com as variáveis significativas (vctores), as diferentes espécies capturadas nas ribeiras de Cascais. Espécies: Aang – *Anguilla anguilla*, Ilus – *Iberochondrostoma lusitanicum*, Spyr – *Squalius pyrenaicus*, Cpal – *Cobitis paludica*, Ghol – *Gambusia holbrooki*, Ccar – *Cyprinus carpio*, Lgib – *Lepomis gibbosus*. Variáveis: Prof – Profundidade, Larg – Largura, Temp – Temperatura, Cond – Condutividade, Sub.Dom - Substrato dominante, Perc.Abr. – Percentagem de Abrigo/Cover, Vel – Velocidade de corrente, Perc.Ens – Percentagem de Ensombramento; Pcar – Abundância Relativa de Lagostim.

Figura 19 – Escalo do sul (*Squalius pyrenaicus*) capturado na ribeira da Lage com lesões cutâneas, provavelmente causadas por uma infeção bacteriana ou viral.

Tabela 1 – Resumo das amostragens realizadas (entre Junho 2014 e Junho de 2017) em cada ribeira (Vinhas, Caparide e Lage) e respetivas UAs do Concelho de Cascais; N/A – Não amostrado.

Tabela 2 – Resumo das capturas totais (N.º de exemplares capturados) por campanha de 2017 (Inverno e Verão) e por ribeira (Vinhas, Caparide e Lage).

Tabela 3 – Valores médios, mínimo e máximo (entre parênteses) e N usado para o cálculo dos diferentes Índices: Diversidade, Equitabilidade, Riqueza Específica (N.º de espécies), Proporção de espécies

piscícolas não-nativas, F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica com a respetiva classificação, e Abundância Relativa de lagostim-vermelho-da Luisiana (N.º de indivíduos/100 m²) calculado nas diferentes UAs da ribeira das Vinhas. Células sem valores indicam a impossibilidade de cálculo do respetivo índice.

Tabela 4 – Valores médios, mínimo e máximo (entre parênteses) e N usado para o cálculo dos diferentes Índices: Diversidade, Equitabilidade, Riqueza Específica (N.º de espécies), Proporção de espécies piscícolas Não-Nativas, F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica com a respetiva classificação, e Abundância Relativa de lagostim-vermelho-da Luisiana (N.º de indivíduos/100 m²) calculado nas diferentes UAs da ribeira de Caparide. Células sem valores indicam a impossibilidade de cálculo do respetivo índice. UAs ordenadas de montante (Caparide 3) para jusante (Caparide 4).

Tabela 5 – Valores médios, mínimo e máximo (entre parênteses) e N usado para o cálculo dos diferentes Índices: Diversidade, Equitabilidade, Riqueza Específica (N.º de espécies), Proporção de espécies piscícolas Não-Nativas, F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica com a respetiva classificação, e Abundância Relativa de lagostim-vermelho-da Luisiana (N.º de indivíduos/100 m²) calculado nas duas UAs da ribeira da Lage.

Tabela 6 – Espécies inventariadas nas três ribeiras amostradas (V - Vinhas, C - Caparide e L -Lage) desde 2014, com a respetiva origem, grau de endemismo e estatutos de conservação (Cabral *et al.* 2005).

1. ENQUADRAMENTO GERAL E OBJECTIVOS

As comunidades piscícolas dos rios de Portugal são ainda pouco conhecidas quer pelo cidadão comum, quer pelos seus próprios gestores. No entanto, os rios portugueses contêm uma elevada diversidade piscícola, com um elevado número de endemismos e em áreas relativamente pequenas. Actualmente, os sistemas dulciaquícolas de Portugal contêm cerca de 11% da diversidade piscícola (64 espécies) presente na Europa (574 espécies) (Kottelat & Freyhof, 2007). Quarenta e cinco espécies de peixes são nativos dos ecossistemas dulciaquícolas de Portugal, sendo que 28 espécies são endémicas da Península Ibérica e destas, 10 espécies são endemismos lusitânicos. Os rios de Portugal e Espanha apresentam uma elevada riqueza piscícola, com um elevado número de espécies endémicas e, considerando a sua pequena área de distribuição, são consideradas com regiões *hotspots* de biodiversidade (Smith & Darwall, 2006; Reyhol *et al.*, 2007).

A informação básica sobre a composição, distribuição e abundâncias das comunidades piscícolas é essencial para um melhor planeamento, gestão e conservação dos valores naturais presentes nos ecossistemas dulciaquícolas de Portugal. Por exemplo, os limites das áreas de distribuição de muitas espécies endémicas ainda não são bem conhecidos. Igualmente, pouco se sabe sobre o número de populações de muitas espécies nativas prioritárias para a conservação presentes no nosso território. Estes dois aspectos básicos sobre a distribuição de espécies dulciaquícolas, impedem um delineamento adequado de áreas de conservação ou levam a uma gestão do território desadequada (Hermoso *et al.*, 2015). Apesar de os rios conterem uma enorme diversidade dulciaquícola, falta ainda informação sobre o modo como o ambiente condiciona a sua distribuição, abundância e estrutura populacional das diferentes espécies de peixes, bem como os factores de ameaça actuam sobre os povamentos piscícolas (Oliveira *et al.*, 2007).

As maiores ameaças aos ecossistemas ribeirinhos na Europa são 1) a alteração e destruição de habitat, 2) as espécies não-nativas e 3) as alterações climáticas (Hermoso & Clavero, 2011). A morfologia dos rios tem sido altamente alterada devido às várias actividades humanas (ex. agricultura, urbanização) que têm diminuído galeria ripícola, canalizado as margens e os leitos dos rios, e levam à perda da complexidade de habitats, essencial para a manutenção de uma maior diversidade de espécies. Por outro lado, várias infraestruturas hidráulicas (ex. barragens e açudes), levam a uma modificação hidrológica dos rios radical, modificando-os em sistemas lânticos, que conseqüentemente mudam a composição das comunidades piscícolas tornando-as menos diversas. Ainda, muitas destas infraestruturas impedem que várias espécies de peixes (ex. migradores) completem o seu ciclo de vida impedindo a reprodução destas e, conseqüentemente, levando ao declínio populacional. A poluição tem causado uma grande alteração das condições físico-químicas dos rios em Portugal, exercendo um enorme impacto nas comunidades aquáticas. No entanto, este factor de ameaça tem menos peso, devido às melhorias significativas no tratamento de águas residuais domésticas e industriais (poluição pontual) e, também devido à implementação de directivas comunitárias que forcem o estado a implementar melhorias do estado ecológico (Hermoso & Clavero, 2011).

As espécies não-nativas são actualmente uma das maiores ameaças à diversidade aquática (Clavero & García-Berthou, 2005; Gallardo *et al.*, 2016). Os nossos ecossistemas contêm uma elevada proporção de

espécies piscícolas não-nativas, em que cerca de um terço da comunidade piscícola é constituída por espécies não-nativas (Leprieur *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2009). De facto, actualmente os ecossistemas dulciaquícolas portugueses têm 20 peixes não-nativos (Ribeiro, F. dados não publicados), principalmente provenientes da Europa Central e América do Norte, tendo sido introduzidos principalmente para o desenvolvimento da pesca desportiva (Ribeiro *et al.*, 2009). Os impactos das espécies invasoras pode levar à extinção local das espécies nativas por diferentes processos que poderão ir desde a hibridação, transmissão de doenças, competição ou predação (Ribeiro & Leunda, 2012). Por último, as alterações climáticas podem aumentar a vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos aos factores de ameaça já existentes, podendo ser particularmente exacerbados nos rios inseridos nas regiões de clima mediterrânico. Recentemente, Filipe *et al.* (2013) estima que haverá menos água disponível, devido a maiores temperaturas médias e menor precipitação anual. Consequentemente esta tendência climática irá mudar a composição e a estrutura das comunidades piscícolas, levando a contração da área de distribuição de espécies de águas mais frias.

Os peixes de água doce são o grupo de vertebrados com maior proporção de espécies ameaçadas em Portugal (Cabral *et al.*, 2005). Esta situação não é particularmente diferente da Europa, uma vez que cerca de 200 espécies de peixes estão ameaçadas de extinção de entre as 522 espécies nativas (Kotellat & Freyhof, 2007). Em Portugal, cerca de 63% das espécies piscícolas classificadas em 2005, apresentam um elevado estatuto de ameaça, havendo várias espécies endémicas muito ameaçadas (Cabral *et al.*, 2005).

Os ecossistemas ribeirinhos de zonas urbanas estão pouco estudados e são pouco valorizados do ponto de vista da biodiversidade (Paul & Meyer, 2001). A artificialização das suas margens e da sua área de drenagem tem impactos negativos enormes na diversidade das comunidades aquáticas, diminui a retenção de água, aumentando a velocidade de escoamento do caudal (Paul & Meyer, 2001). Por outro lado, a morfologia natural dos canais é modificada, quer pela linearização do leito e margens, quer pela modificação das espécies vegetais que compõem a galeria ripícola. Adicionalmente, é comum estes rios apresentarem uma maior quantidade de nutrientes devido aos efluentes (domésticos ou industriais) destas zonas urbanas, diminuindo a qualidade ecológica destas linhas de água (Paul & Meyer, 2001). Ora, muitos destes factores de pressão nos rios de áreas urbanas, são comuns à generalidade dos ecossistemas ribeirinhos, não sendo surpreendente o declínio generalizado das diferentes espécies de peixes (Rogado *et al.*, 2005).

O Concelho de Cascais, através da Cascais Ambiente, tem vindo a realizar um trabalho pioneiro de monitorização das comunidades piscícolas existentes nas ribeiras do seu concelho, quer em contexto urbano, quer em zonas agrícolas e naturais. O projeto “Ribeiras de Cascais”, tem aumentado o conhecimento da diversidade e habitats das ribeiras do concelho, sendo essencial para avaliar o estado das populações de boga-portuguesa (*Iberochondrostoma lusitanicum*) e escalo do sul (*Squalius pyrenaicus*), que estão próximas do seu limite norte na área de distribuição. Outra espécie altamente importante em termos de conservação e gestão é a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*) que já foi detetada em amostragens anteriores com uma abundância relativamente interessante (Faria *et al.*, 2014; Faria *et al.*, 2015). O maior conhecimento da composição das comunidades piscícolas poderá, por

um lado identificar os valores naturais únicos presentes no território do Concelho, mas também permitirá uma melhor gestão territorial.

Este relatório apresenta os resultados das duas campanhas de 2017 das amostragens realizadas na rede de amostragem estabelecida. São apresentados os dados sobre a monitorização das comunidades piscícolas desde 2014, com o intuito de avaliar um balanço geral deste programa de monitorização, protagonizado pela equipa da Cascais Ambiente. Assim, apresenta-se inicialmente um resumo da composição dos povoamentos piscícolas por ribeira, sendo seguido por uma avaliação temporal das comunidades piscícolas identificadas em cada Unidade de Amostragem (UA). Por último realiza-se uma análise da composição de tamanhos e condição das populações piscícolas das espécies nativas. É ainda, realizada uma análise ecológica multivariada que avalia relação das abundâncias relativas das espécies com os parâmetros ambientais. Por último, apresentam-se recomendações relativas à abordagem metodológica que deverá ser implementada nos próximos anos, e avançam-se com propostas de gestão das comunidades piscícolas.

2. METODOLOGIA

2.1. Seleção das Unidades de Amostragem

De acordo com Faria *et al.* (2015), foi determinado a monitorização ambiental de três ribeiras, de entre 13 linhas de água existentes no Concelho de Cascais. Esta monitorização ambiental, incide nos grupos taxonómicos de macroinvertebrados e peixes dulciaquícolas. Foram selecionadas apenas, as linhas de água que apresentavam maior potencial de albergar comunidades piscícolas dado o seu tamanho e menor intermitência. Várias linhas de água atravessam perímetros urbanos e encontram-se muito artificializadas. As UAs selecionadas encontram-se representadas no seguinte mapa (Figura 1), tendo sido alocadas espacialmente devido aos seguintes critérios:

- distribuição espacial de montante para jusante
- acessibilidade à linha de água
- permanência de água durante o ano todo
- presença de abrigo para fauna piscícola
- grau de artificialização

Desde 2014, a rede de monitorização constituída pelas UAs foram amostradas de uma forma regular, porém algumas destas UAs só foram adicionadas posteriormente enquanto outras foram abandonadas por ausência de capturas devido à sua elevada intermitência (Tabela 1).

2.2. Amostragem Biológica

Em cada UA, foi realizada uma amostragem com pesca eléctrica (300-500V, 3-4 A, DC), em que o troço de amostragem foi pescado de jusante para montante. Em cada UA foi definido um sector de pesca com cerca de 150 m de comprimento, o qual foi amostrado durante uma média de 40 minutos (min: 30 minutos, máximo: 65 minutos). Os operadores percorreram o troço de pesca dentro do leito do rio ziguezagueando, a um ritmo contínuo e uniforme, e cobrindo a heterogeneidade de habitats disponíveis. O troço de amostragem foi terminado em locais de descontinuidade do rio (ex. cascata/açude) de forma a maximizar a capturabilidade dos espécimes e aumentar a eficiência das amostragens.



Figura 1 – Localização das três ribeiras (Vinhas, Caparide e Lage) no Concelho de Cascais, com as Unidades de Amostragem (UAs) em cada linha de água, realizadas até ao momento.

O trabalho de amostragem foi realizado em dois períodos. No primeiro período de 20 a 22 de Fevereiro de 2017, correspondendo à época de Inverno, um segundo período de 21 e 22 de Junho - época de Verão. Em cada UA, foram registadas algumas características gerais do troço de pesca e da própria amostragem realizada: Tempo de pesca (± 1 minuto), Área de Pesca (m^2), Condições atmosféricas, Caracterização do troço de pesca (% de habitat, presença de corrente e sua intensidade), Abundância relativa de macrófitos e sua tipologia, e Abundância relativa de detritos lenhosos. Esta caracterização geral serve apenas para registo da equipa numa perspectiva de monitorização das condições gerais das UAs.

Cada setor de pesca, foi caracterizado ambientalmente através do registo de um conjunto de variáveis locais ao longo da sua extensão, de modo a cobrir a variabilidade ambiental aí observada. Para este efeito, foram retirados 5 pontos em cada UA para caracterização dos seguintes parâmetros: Largura ($\pm 0,1$ m), Profundidade ($\pm 0,05$ m), Temperatura da água ($\pm 0,1$ °C), Velocidade da Corrente ($\pm 0,1$ m/s), Condutividade (± 1 mS/cm), Oxigénio Dissolvido (% e mg/L), Tipologia de abrigo –“Cover” (Ausente, Vegetação, Rochas, Árvore, Ramos) e sua percentagem (%), Caracterizaçãodo substrato do leito do rio através da composição relativa de cada tipologia: Lage plana, Vasa, Areia e Areão (0-25mm), Gravelha e Cascalho (25-50mm), Pedras pequenas (50-100mm), Pedras grandes (100-500mm), Rocha (>500mm) e Matéria orgânica (folhas soltas). O ensombramento (%) e a percentagem da galeria ripícola foram também determinados ao longo da UA, em cinco pontos de medição. Foi ainda contabilizada a abundância relativa de lagostim-vermelho-da Luisiana (*Procambarus clarkii*) (adiante designado por lagostim), com base na sua visualização (ou captura) durante a pesca (n.º de indivíduos/100m²). Esta caracterização com maior resolução espacial dentro de cada UA será posteriormente utilizada para avaliação da influência ambiental na abundância das diferentes espécies piscícolas.

Tabela 1 – Resumo das amostragens realizadas (entre Junho 2014 e Junho de 2017) em cada ribeira (Vinhas, Caparide e Lage) e respetivas UAs no Concelho de Cascais; N/A – Não amostrado.

Ribeira	UA	Verão 2014	Inverno 2015	Verão 2015	Inverno 2016	Verão 2016	Inverno 2017	Verão 2017
Vinhas	V1	2-Junho	26-Fev	24-Jun	25-Fev	19-Julho	20-Fev	21-Jun
	V2	2-Junho	26-Fev	Seco	25-Fev	Seco	20-Fev	Seco
	V3	25-Julho	2-Mar	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Caparide	C1	24-Julho	2-Mar	23-Jun	29-Fev	14-Julho	21-Fev	21-Jun
	C2	20-Junho	25-Fev	Seco	29-Fev	Seco	N/A	N/A
	C3	N/A	25-Fev	Seco	2-Mar	Seco	21-Fev	21-Jun
	C4	N/A	N/A	N/A	N/A	14-Julho	21-Fev	22-Jun
Lage	L1	2-Junho	27-Fev	24-Jun	2-Mar	18-Julho	22-Fev	22-Jun
	L2	24-Julho	3-Mar	25-Jun	1-Mar	15-Julho	22-Fev	22-Jun

Todos os exemplares de peixes capturados foram identificados ao nível da espécie e contados após cada sessão de amostragem com pesca eléctrica. Posteriormente, foram medidos 30 indivíduos capturados de cada espécie no seu comprimento total (CT, ± 1 mm), sendo igualmente pesados – Peso Total de cada indivíduo (P_T , $\pm 0,1$ g). Todos os exemplares das espécies nativas foram devolvidos ao troço de pesca após o seu processamento. Os exemplares capturados foram ainda inspecionados para a presença parasitas externos ou de qualquer malformação ou lesão externa.

2.3. Tratamento de dados

Os dados obtidos durante esta monitorização foram objeto de diferentes análises para determinar alguns padrões de variação geográfica da composição das comunidades piscícolas dentro da área de estudo, bem como a análise da estrutura populacional das diferentes espécies.

Inicialmente, são apresentados, de forma resumida, os resultados relativos à composição das comunidades piscícolas para as amostragens de 2017, por sistema monitorizado. Esta apresentação apenas irá incidir na abundância relativa (percentagem do total capturado) por espécie.

Seguidamente, é realizada uma caracterização mais detalhada das comunidades piscícolas, considerando o total das UAs em cada uma das três ribeiras, para os quatro anos de amostragem (sete campanhas de amostragem). Determinou-se ainda a abundância relativa de cada espécie (percentagem do total capturado) bem como a sua frequência de ocorrência em cada sistema.

Em cada UA, são apresentados: a composição da comunidade piscícola obtida, o índice de diversidade (Shannon-Wiener), equitabilidade, riqueza específica (número de espécies) e proporção de nativas:não-nativas (%) (Shannon & Weaver, 1963; Pielou, 1966). Calculou-se ainda o Índice Piscícola de Integridade Biótica para rios Vadeáveis (F-IBIP, INAG & AFN, 2012), considerando apenas os locais com mais de 30 indivíduos capturados de forma a garantir maior robustez do valor. Este índice foi calculado a partir do *site* disponível no seguinte endereço: <https://www.isa.ulisboa.pt/proj/fibip/index.php> e reflecte a qualidade ecológica dos rios através das comunidades piscícolas.

Foi, ainda, realizada uma análise populacional, avaliando-se a sua estrutura dimensional e condição corporal das espécies nativas mais abundantes durante este estudo, concretamente enguia-europeia, boga-portuguesa, verdemã e escalo do sul. Os dados dimensionais foram cruzados com informação publicada sobre as idades-tamanhos para cada espécie, segundo Monteiro (2015) para a enguia-europeia, Rodrigues (1999) para o escalo do sul, Soriguer *et al.* (2000) para a verdemã (*Cobitis paludica*) e Magalhães *et al.* (2003) para a boga-portuguesa. No caso desta última espécie, o trabalho de Magalhães *et al.* (2003) estudou a boga-do-sudoeste (*Iberochondrostoma almakai*), porém dada a ausência de dados sobre a boga-portuguesa, optou-se por usar informação publicada da espécie filogeneticamente mais próxima (Robalo *et al.* 2008; Gante *et al.* 2010).

A condição corporal dos peixes foi determinada para cada uma das espécies atrás mencionadas em cada UA, usando o índice de massa corporal padronizado (SMI- Scaled Mass Index) (Maceda-Veiga *et al.*, 2014). Foi comparado o índice de condição corporal apenas para as populações em cada momento de amostragem. Esta análise dos parâmetros populacionais (composição de tamanhos e condição) destas três espécies é de extrema importância para avaliar o estado das populações a nível local.

Por último, foi realizada uma análise canónica de correspondência (CCA) para identificar as relações das variáveis e a composição das comunidades piscícolas. Foi usado um modelo de ordenação unimodal, uma vez que uma análise preliminar (análise de correspondência *detrended*) sobre a matriz das espécies revelou um gradiente elevado nos dois primeiros eixos, demonstrando que esta análise é indicada para os dados em questão (terBraak & Smilauer, 1998; McCune & Grace, 2002).

As variáveis ambientais utilizadas foram referentes à caracterização mais pormenorizada de cada UA, tendo sido construída uma matriz com a abundância relativa dos taxa capturados em cada local e data de amostragem e outra com as variáveis ambientais nos mesmos locais e datas de amostragem. Para padronizar os dados, diminuindo a influência de valores extremos, foi utilizada a transformação $\text{Log}(x+1)$. Nas variáveis de abrigo, substrato, como são dados proporcionais (percentagens), foi aplicada

uma transformação angular, para reduzir a assimetria destes dados (Zar, 1999). O teste de permutações (299 permutações) aplicado à CCA, teve como objetivo a determinação da significância da análise ($P < 0,05$).

3. RESULTADOS

3.1. Campanhas de 2017

No total das duas campanhas de 2017, foram capturados 988 indivíduos, pertencentes a 7 espécies distintas (Tabela 2). A enguia-europeia foi a espécie mais capturada em 2017 com cerca de 50% das capturas, sendo seguida pela verdemã com quase 30% do total capturado. A boga-portuguesa foi a terceira espécie mais a capturada com cerca de 20% das capturas (Tabela 2). As restantes espécies foram menos abundantes, constituindo menos de 5% do total capturado, nomeadamente o escalo do sul, a gambúsia (*Gambusia holbrooki*), a perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e a carpa (*Cyprinus carpio*) (Tabela 2). A composição da comunidade piscícola variou consideravelmente entre os três sistemas amostrados. Na ribeira das Vinhas foram apenas capturados exemplares de enguia-europeia (Tabela 2). Na ribeira de Caparide foram encontradas um total de cinco espécies, duas nativas (enguia-europeia, boga-portuguesa) e três não-nativas (gambúsia, perca-sol e carpa). A comunidade piscícola na ribeira da Lage é constituída apenas pelas quatro espécies nativas (Tabela 2). De uma forma geral, não se registaram grandes diferenças entre a diversidade detetada entre a Inverno e o Verão (excepto em Caparide), parecendo existir uma maior capturabilidade de indivíduos na campanha de Verão (Tabela 2).

Tabela 2 – Resumo das capturas totais (N.º de exemplares capturados) por campanha de 2017 (Inverno e Verão) e por ribeira (Vinhas, Caparide e Lage).

Espécie	Vinhas		Caparide		Lage		Total
	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	
Enguia-europeia	8	53	29	31	162	167	450
Boga-portuguesa	-	-	2	10	63	111	186
Escalo do sul	-	-	-	-	17	23	40
Verdemã	-	-	-	-	125	161	286
Gambúsia	-	-	1	21	-	-	22
Perca-sol	-	-	3	-	-	-	3
Carpa	-	-	-	1	-	-	1

3.2. Caracterização Geral das Comunidades Piscícolas (2014 a 2017)

Vinhas

Desde 2014, foram detectadas apenas duas espécies piscícolas na ribeira das Vinhas (Figura 2). A enguia-europeia foi detectada cerca de metade das amostragens realizadas nas três UAs, e perfaz quase 75% do total das capturas neste sistema. A gambúsia foi a outra espécie presente neste sistema, tendo ocorrido em duas amostragens ($\approx 20\%$) da mesma UA, sendo muito abundantes em cada ocasião, uma vez que perfazem um total de 25% das capturas neste sistema.

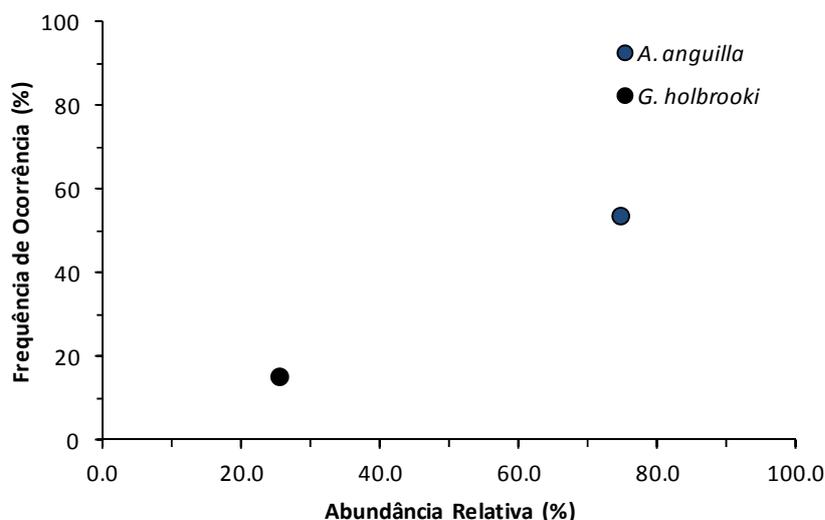


Figura 2 – Frequência de Ocorrência e Abundância Relativa das diferentes espécies piscícolas capturadas nas amostragens realizadas entre Junho de 2014 e Junho de 2017 (N=13), considerando o total das três UAs da Ribeira das Vinhas. Espécies piscícolas não-nativas em tons de cinzento e preto.

A composição da comunidade piscícola da ribeira das Vinhas é pobre. Quando existente, esta comunidade piscícola é apenas constituída por uma espécie nativa (Tabela 3). Consequentemente, os valores dos índices de Diversidade são nulos, não sendo possível calcular o índice de Equitabilidade para as UAs deste sistema. Relativamente ao Índice Piscícola de Integridade Biótica, este foi calculado na UA Vinhas 1 em três ocasiões (n.º exemplares capturados era superior a 30 - ver metodologia), sendo determinado um valor correspondente a um estado ecológico de Mediocre (F-IBIP=0.33). Na UA Vinhas 3, o F-IBIP determinado foi de 0 (zero) dado que as comunidades eram exclusivamente compostas por espécies não-nativas, sendo classificado como Mau (Tabela 2). A abundância relativa de lagostim foi consideravelmente maior na UA Vinhas 1 do que em Vinhas 3, sendo inexistente em Vinhas 2 (Tabela 3).

Tabela 3 – Valores médios, mínimo e máximo (entre parênteses) e N usado para o cálculo dos diferentes Índices: Diversidade, Equitabilidade, Riqueza Específica (N.º de espécies), Proporção de espécies piscícolas não-nativas, F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica com a respetiva classificação, e Abundância Relativa de lagostim-vermelho-da Luisiana (N.º de indivíduos/100 m²) calculado nas diferentes UAs da ribeira das Vinhas. Células sem valores indicam a impossibilidade de cálculo do respetivo índice.

Índice	Vinhas 1	Vinhas 2	Vinhas 3
Riqueza	1 (1-1), 7	0 (0-0), 4	1 (1-1), 2
Diversidade	0 (0-0), 7	-	0 (0-0), 2
Equitabilidade	-	-	-
Proporção de não-Nativas	0 (0-0), 7	-	1 (1-1), 2
F-IBIP	0.33, Mediocre (0.33-0.33), 3	-	0, Mau (0-0), 2
Abund. Relativa Lagostim (N.º/100 m ²)	52.9 (25.3-93.4), 7	0.0 (0.0-0.0), 4	7.1 (1.7-12.5), 2

A enguia-europeia foi capturada apenas na UA – Vinhas 1 (Figura 3), sendo frequente a sua presença ao longo destes anos. Nota-se uma maior abundância relativa nas capturas realizadas no Verão, entre 5 a 6 vezes superior (≈ 20 a $30 \text{ ind}/100\text{m}^2$) relativamente às abundâncias relativas de Inverno ($<5 \text{ ind}/100\text{m}^2$). Na UA Vinhas 2, não foram capturados quaisquer exemplares, provavelmente devido à temporalidade desta linha de água, encontrando-se quase sempre seca no Verão (Figura 3). A UA Vinhas 3 foi apenas amostrada no início desta monitorização porém a única espécie piscícola aí capturada foi a gambúsia, sendo relativamente abundante.

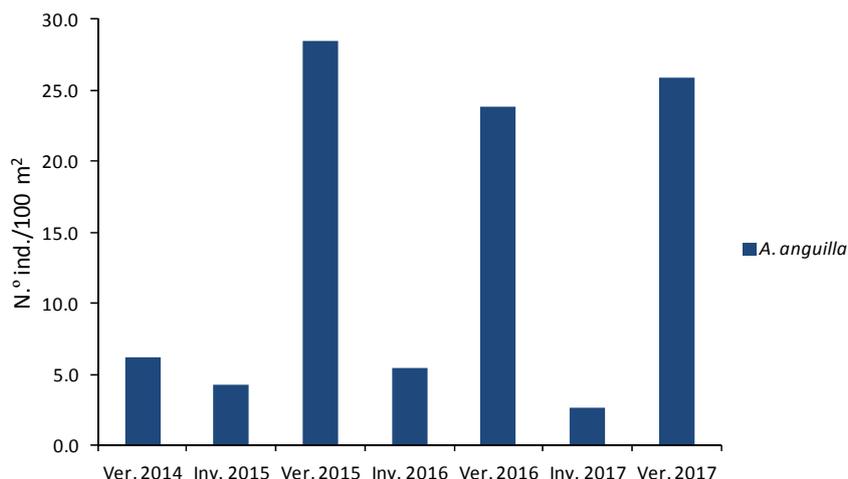


Figura 3 – Variação temporal da abundância relativa (N.º de Indivíduos capturados por 100 m^2) por espécie na UA Vinhas 1 (Vinhos 2 - não representado devido à ausência de capturas).

Caparide

Ao longo dos quatro anos de amostragem, na ribeira de Caparide foram detectadas um total de seis espécies piscícolas, três nativas e três não-nativas (Figura 4). A gambúsia foi a espécie mais abundante neste sistema, atingindo cerca de 70% do total das capturas, seguida pela enguia-europeia ($\approx 30\%$ da abundância relativa). As restantes quatro espécies (boga-portuguesa, escalo do sul, perca-sol e carpa) são pouco abundantes, representando menos de 10% do total das capturas (Figura 5). A enguia-europeia foi a espécie mais comumente encontrada na ribeira de Caparide (frequência de ocorrência=60%), sendo seguida pela gambúsia ($>40\%$), boga-portuguesa ($\approx 40\%$) e pelas não-nativas perca-sol e carpa ($<30\%$ das amostragens realizadas). O escalo do sul apenas foi capturado numa ocasião, onde foram pescados apenas dois exemplares.

A composição da comunidade piscícola da ribeira de Caparide é a mais diversa dos três sistemas estudados, com seis espécies encontradas (Figura 4 e 5, Tabela 4). Porém, esta diversidade está espacialmente restrita à UA Caparide 1, onde se regista maior Riqueza com um valor médio de 3.57 espécies (Tabela 4). As restantes UAs apresentaram valores de riqueza muito baixos, geralmente inferiores a 1 espécie. Consequentemente, os valores relativos à diversidade da comunidade são baixos para Caparide 2 e Caparide 4, enquanto a UA Caparide 1 apresenta o maior valor médio (0.93), atingindo

um valor máximo de diversidade de 1.50 (Tabela 4). Os valores do índice de equitabilidade são muito semelhantes entre Caparide 1 e Caparide 2. De uma forma geral, as comunidades piscícolas de Caparide são dominadas por espécies não-nativas (>50% em média), em que apenas na UA Caparide 4 não existem espécies não-nativas. A UA Caparide 1 apresenta a maior abundância relativa de lagostim (cerca de 30 indivíduos por 100 m²), seguido de Caparide 3 (14 ind/100m²). O índice Piscícola de Integridade Biótica apenas foi calculado em 3 ocasiões na UA de Caparide 1, sendo os seus valores quase nulos, indiciando Má qualidade ecológica desta UA (Tabela 4).

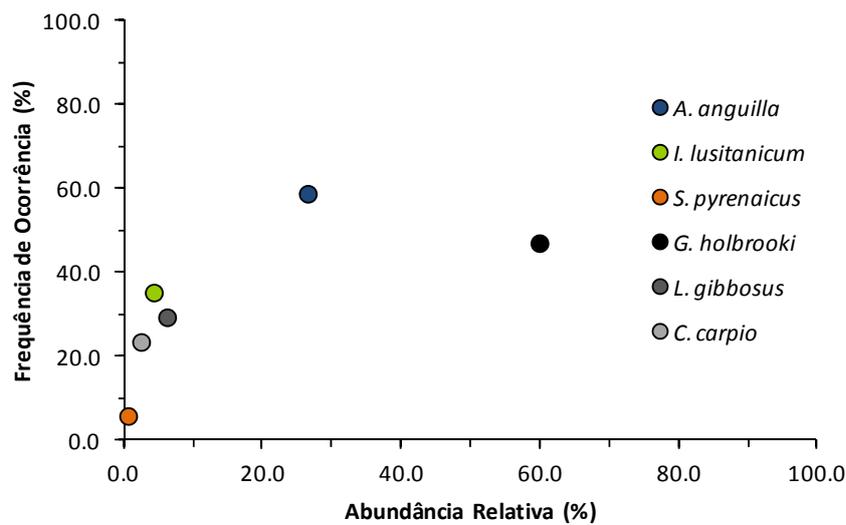


Figura 4 – Frequência de Ocorrência e Abundância Relativa das diferentes espécies piscícolas capturadas nas amostragens realizadas entre Junho de 2014 e Junho de 2017 (N=17), considerando o total das quatro UAs da ribeira de Caparide

Tabela 4 – Valores médios, mínimo e máximo (entre parênteses) e N usado para o cálculo dos diferentes Índices: Diversidade, Equitabilidade, Riqueza Específica (N.º de espécies), Proporção de espécies piscícolas Não-Nativas, F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica com a respetiva classificação, e Abundância Relativa de lagostim-vermelho-da Luisiana (N.º de indivíduos/100 m²) calculado nas diferentes UAs da ribeira de Caparide. Células sem valores indicam a impossibilidade de cálculo do respetivo índice. UAs ordenadas de montante (Caparide 3) para jusante (Caparide 4).

Índice	Caparide 3	Caparide 2	Caparide 1	Caparide 4
Riqueza	1 (0-2), 4	0.33 (0-1), 3	3.71 (2-6), 7	1 (1-1), 3
Diversidade	0.58 (0.53-0.64), 2	0 (0-0), 3	0.95 (0.09-1.50), 7	0 (0-0), 3
Equitabilidade	0.84 (0.76-0.92), 2	-	0.73 (0.08-1.00), 7	-
Proporção de Não-Nativas	0.56 (0.33-0.78), 2	1 (1-1), 1	0.54 (0.16-0.99), 7	0 (0-0), 3
F-IBIP	-	-	0.02, Mau (0.00-0.05), 3	-
Abund. Relativa Lagostim (N.º/100 m²)	13.7 (1.7-12.5), 2	9.9 (3.2-23.0), 3	29.7 (10.0-53.8), 7	6.6 (3.3-10.5), 3

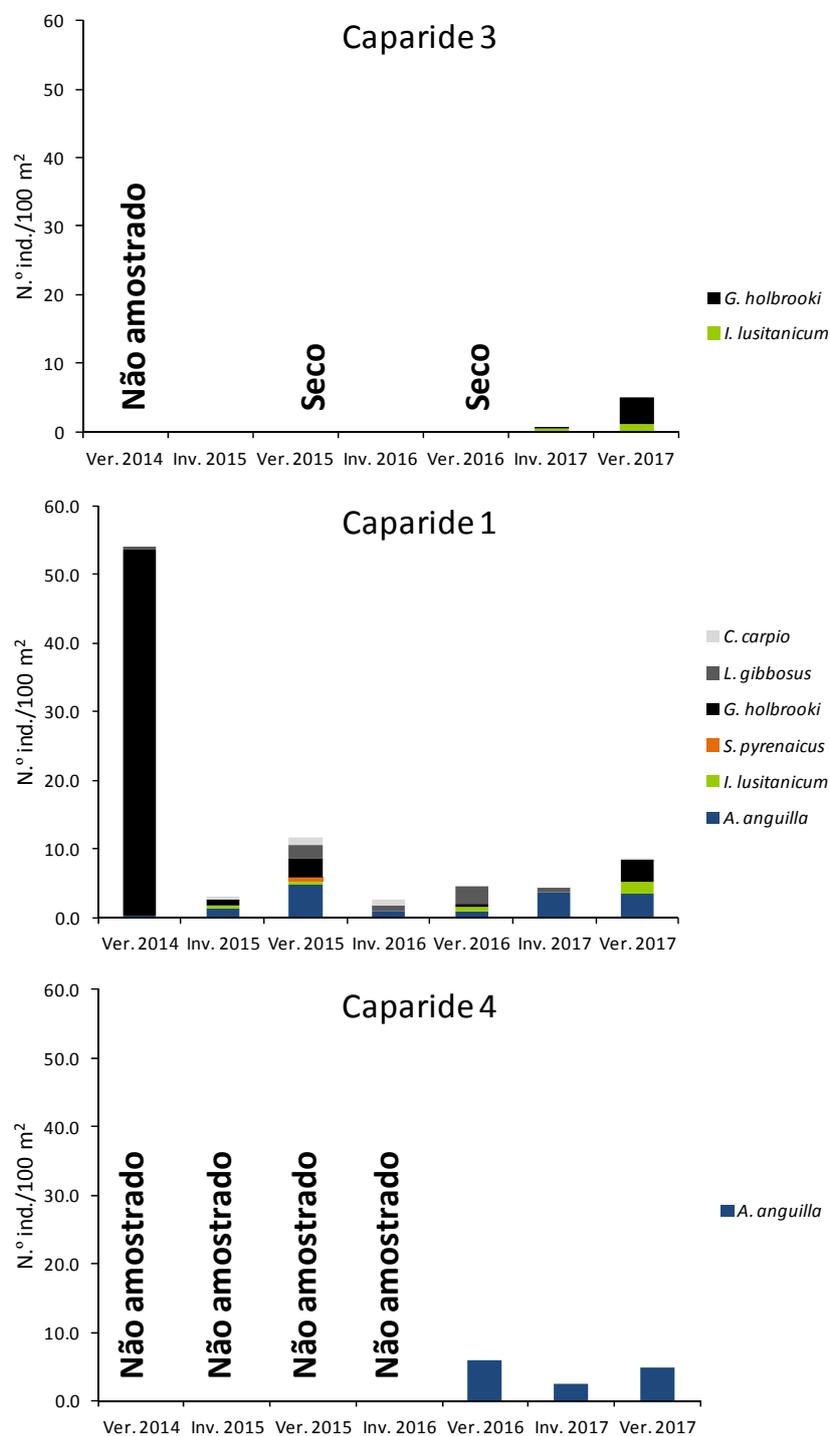


Figura 5 – Variação temporal da abundância relativa (N.º de Indivíduos capturados por 100 m²) por espécie em cada UA da ribeira de Caparide. Gráficos dispostos de montante (Caparide 3) para jusante (Caparide 4). Caparide 2 não foram representados, dado que apenas se capturou um exemplar de gambúsia em 2014.

A comunidade piscícola da UA mais a jusante (Caparide 4) é apenas constituída por enguia-europeia, porém com densidades relativamente baixas (<5 ind/100m²) (Figura 5). Por outro lado, a enguia-europeia parece estar ausente das UAs mais a montante (Caparide 2 e Caparide 3), ocorrendo a gambúsia e a boga-portuguesa (Figura 5). A comunidade piscícola em Caparide 1 é mais complexa, sendo quase sempre dominada por espécies não-nativas (gambúsia, perca-sol e ocasionalmente carpa) (Figura 5). Porém a presença de enguia-europeia foi constante ao longo da monitorização, existindo uma população de boga-portuguesa nesta localidade, sendo mais capturada na Verão (Figura 5).

No caso de Caparide 1, foi analisada a variação temporal dos diferentes índices relativos à comunidade piscícola, de forma a avaliar se existe alguma tendência temporal destes índices. Porém, não parece existir qualquer tendência relativamente a estes índices.

Lage

Na ribeira da Lage foram detectadas quatro espécies piscícolas sendo todas nativas (Figura 6). Todas as espécies foram detectadas quase sempre em todas as ocasiões de amostragem, sendo a enguia-europeia e a verdemã as espécies totalistas. O escalo do sul e boga-portuguesa foram capturadas em quase todas as ocasiões, excepto uma (Figura 6). A enguia-europeia constituiu cerca de 50% das capturas neste sistema, enquanto a boga-portuguesa e a verdemã representaram cerca de 20% do total das capturas, e o escalo do sul apenas 10% das abundâncias relativa (Figura 6).

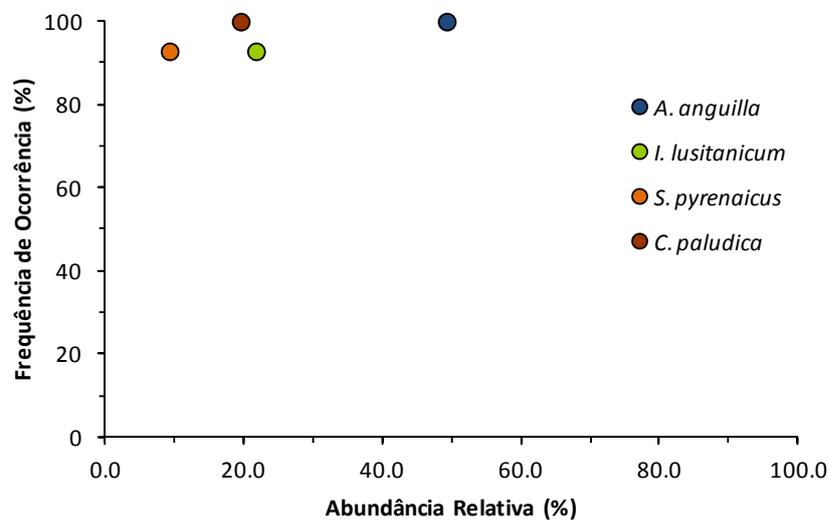


Figura 6 – Frequência de Ocorrência e Abundância Relativa das diferentes espécies piscícolas capturadas nas amostragens realizadas entre Junho de 2014 e Junho de 2017 (N=14), considerando o total das duas UAs da ribeira da Lage.

Nas diferentes UAs amostradas a comunidade piscícola é geralmente constituída pelas mesmas espécies porém em proporções distintas (Tabela 5). Os valores de Diversidade e de Equitabilidade parecem ser consideravelmente maiores no local mais a jusante (Lage 1) (Tabela 5). A Abundância Relativa de lagostim parece ser ligeiramente maior na UA Lage 2, porém a abundância desta espécie é muito baixa (<5 ind./100 m²) comparativamente aos outros dois sistemas (Tabela 3 e 4). Os valores do Índice Piscícola de Integridade Biótica são muito semelhantes nos dois locais porém Lage 1 apresenta valores maiores (atingindo por vezes a classificação de Razoável), indiciando uma melhor qualidade ecológica do rio neste sector mais a jusante (Tabela 5).

A composição da comunidade piscícola da ribeira da Lage é relativamente idêntica entre as duas UAs e estável ao longo do tempo (Figura 7). A abundância relativa da enguia-europeia em ambas UAs é idêntica, com um valor médio de 26.6 ind./100 m² na Lage 1 e 23.9 ind./100 m² na Lage 2 (Figura 7). Porém, a abundância relativa de boga-portuguesa e de verdemã é consideravelmente maior na UA mais a jusante (Lage 1), sendo três vezes superior para a boga-portuguesa (19.0 vs. 3.3 ind./100m²) seis vezes superior para a verdemã (15.1 vs. 4.9 ind./100m²) (Figura 7). A abundância relativa do escalo do sul é relativamente semelhante entre as duas UAs (≈5 ind./100 m²) (Figura 7).

Tabela 5 – Valores médios, mínimo e máximo (entre parênteses) e N usado para o cálculo dos diferentes Índices: Diversidade, Equitabilidade, Riqueza Específica (N.º de espécies), Proporção de espécies piscícolas Não-Nativas, F-IBIP - Índice Piscícola de Integridade Biótica com a respetiva classificação, e Abundância Relativa de lagostim-vermelho-da Luisiana (N.º de indivíduos/100 m²) calculado nas duas UAs da ribeira da Lage.

Índice	Lage 1	Lage 2
Riqueza	3.86 (3-4), 7	3.86 (3-4), 7
Diversidade	1.14 (1.03-1.27), 7	0.91 (0.76-1.07), 7
Equitabilidade	0.85 (0.76-0.94), 7	0.68 (0.52-0.77), 7
Proporção de Não-Nativas	0 (0-0), 7	0 (0-0), 7
F-IBIP	0.44, Mediocre (0.37-0.50), 7	0.39, Mediocre (0.33-0.47), 7
Abund. Relativa Lagostim (N.º/100 m²)	2.2 (0.0-5.6), 7	4.6 (0.2-9.6), 7

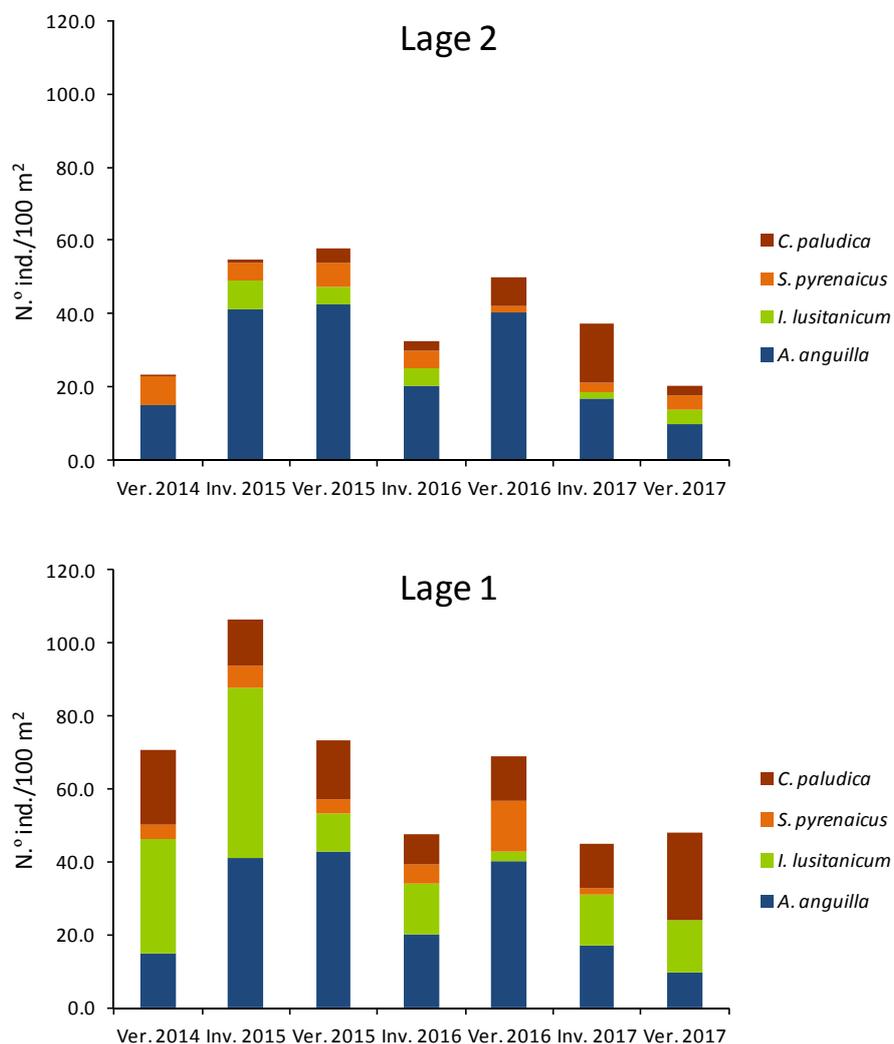


Figura 7 – Variação temporal da abundância Relativa (N.º de Indivíduos capturados por 100 m²) por espécie em cada UA da ribeira da Lage.

Avaliou-se a variação temporal dos índices relativos à comunidade piscícola nas duas UAs da ribeira da Lage. Os índices de Riqueza, Diversidade e Equitabilidade nas duas UAs da Lage não apresentam nenhuma tendência evidente, sendo de uma forma geral relativamente estáveis. O Índice Piscícola de Integridade Biótica (F-IBIP) parece apresentar um decréscimo ao longo da monitorização, em que no início da monitorização (2014 e 2015) apresentava uma qualidade ecológica Razoável, actualmente considera-se Mediocre (Tabela 5).

3.3. ANÁLISE POPULACIONAL DAS ESPÉCIES NATIVAS: ESTRUTURA DIMENSIONAL E CONDIÇÃO

Enguia-europeia – *Anguilla anguilla*

Os histogramas relativos à distribuição das capturas nas diferentes classes dimensionais para a enguia-europeia (Figuras 8-10) permitem-nos acompanhar a evolução temporal da moda dos tamanhos predominantes ao longo do tempo, e estimar quais são as classes etárias pertencentes às respectivas classes modais. Estes histogramas de distribuição dos comprimentos totais das enguias por UA de amostragem permitem ainda avaliar se a ocupação das diferentes classes de tamanho é diferente dentro do mesmo sistema ribeirinho, e providenciar evidências sobre a permanência de água no sistema durante o ano todo, devido à maior composição de classes dimensionais.

Na UA Vinhas 1, foram capturadas um total de 158 enguias e os seus tamanhos variaram entre 105 e 560 mm de CT, tendo um valor médio de 257 mm, e uma mediana de 240 mm (Figura 8). De uma forma geral, observa-se no Inverno que a composição dos tamanhos das enguias capturadas é unimodal, isto é apresenta apenas uma classe mais comum e frequente entre os 100 e 250mm, correspondendo às classes etárias de 1⁺ a 2⁺ (Monteiro, 2015). Nas amostragens de Verão, a composição dimensional da amostra de enguias é mais diversa, observando-se uma maior variabilidade de tamanhos e várias classes modais (Figura 8). A primeira classe modal compreende enguias entre 100 e 200 mm de comprimento total, e cerca de 1⁺ de idade. A segunda classe modal, enguias com tamanhos superiores a 250 mm até 400 mm, podendo corresponder às idades de 3⁺ a 5⁺. Os exemplares com mais de 500 mm, poderão corresponder a enguias com mais de 6 anos de vida (Monteiro, 2015).

Na UA Caparide 4 (jusante) foram capturadas um total de 37 enguias e os seus tamanhos variaram entre 80 e 700 mm de CT, tendo um valor médio de 388 mm, com uma mediana de 432 mm (Figura 9). Neste local, existe uma grande diversidade de tamanhos da enguia, composta por diferentes classes modais, por um lado existe uma grande prevalência de exemplares de pequenas dimensões (<150 mm) o que corresponde a indivíduos com 0⁺ a 1⁺ de idade (Monteiro, 2015). Por outro lado, registou-se uma grande diversidade de exemplares de dimensões médias (300 a 500mm), o que correspondem a idades de 3⁺ a 5⁺, e enguias com mais de 500 mm, exemplares com mais de 6⁺ (Monteiro, 2015).

Na UA Caparide 1, as enguias capturadas (N=57) não apresentaram classes modais evidentes, apresentando uma enorme dispersão de tamanhos entre 88 mm de comprimento mínimo observado até 800 mm de comprimento máximo registado. O comprimento médio observado é de 418 mm e o valor mediano de 440 mm (Figura 9). De uma forma geral, e de acordo com os dados publicados para as idades de enguia-europeia, foram encontrados tamanhos correspondentes as idades entre 1⁺ e 6⁺ (Monteiro 2015).

Na ribeira da Lage foi possível avaliar os histogramas de distribuição das capturas nas duas UAs. O tamanho médio das enguias encontradas foi sensivelmente o mesmo, 218 mm e 236 mm para as enguias capturadas em Lage 1 (N=530) e Lage 2 (N=591), respectivamente. Os tamanhos mínimos e máximos observados foram aproximadamente os mesmos, variando entre 80 mm e 800 mm de comprimento total. De uma forma geral, são raros os exemplares com mais de 400 mm de comprimento total em ambas as UAs (Figura 10). Na UA Lage 1, parece existir duas classes modais na distribuição dos tamanhos nas campanhas da Verão, uma com indivíduos entre os 100 e os 200 mm (0⁺ e 1⁺), e uma

segunda moda nos indivíduos entre os 250 a 350mm (3⁺) (Monteiro 2015). Nas campanhas de Inverno, surgem padrões distintos em cada ano, porém sempre em classes menores que 300 mm ($\leq 3^+$).

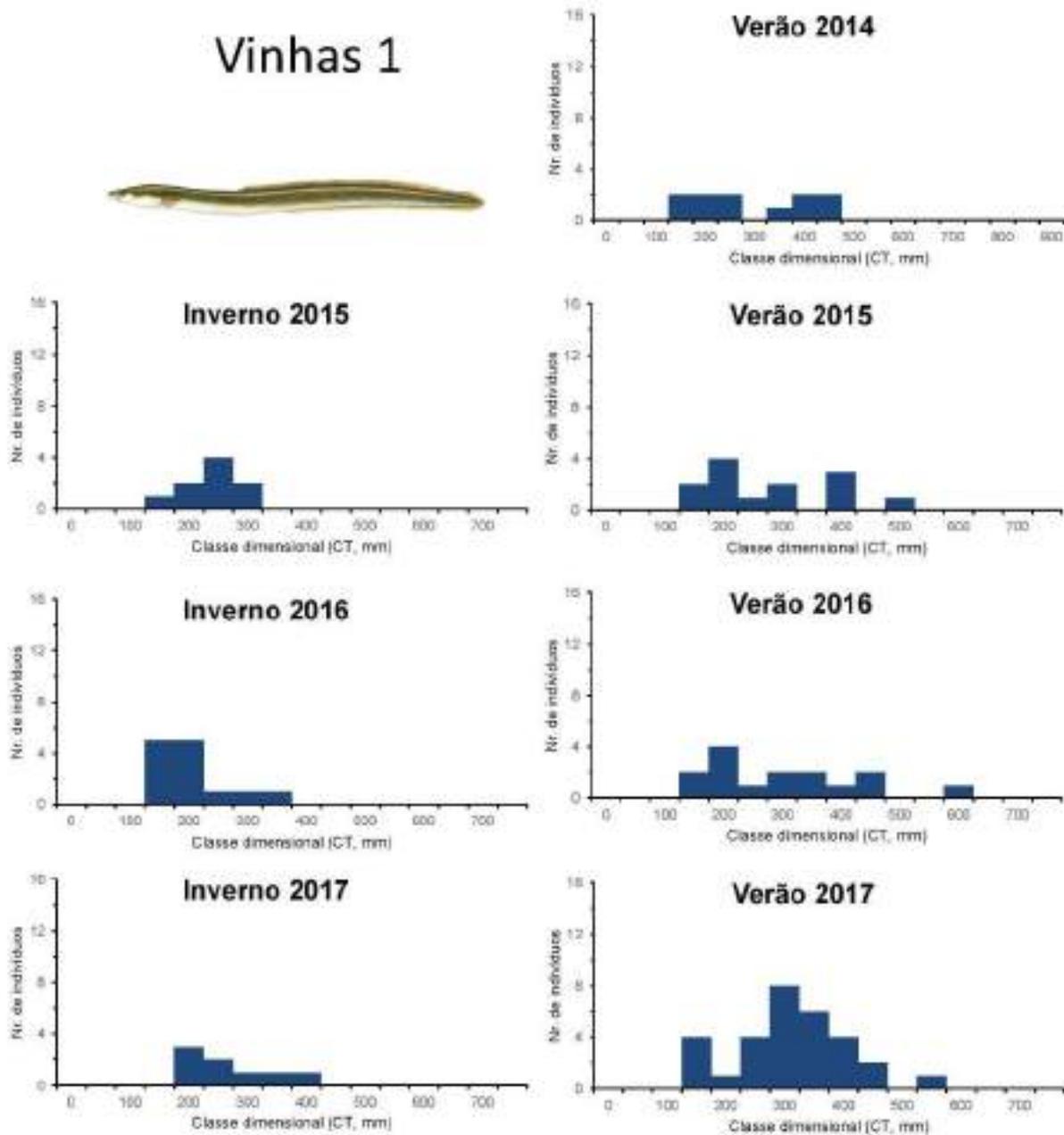


Figura 8 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 50 mm, para *Anguilla anguilla*, na UA Vinhas 1. Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Caparide

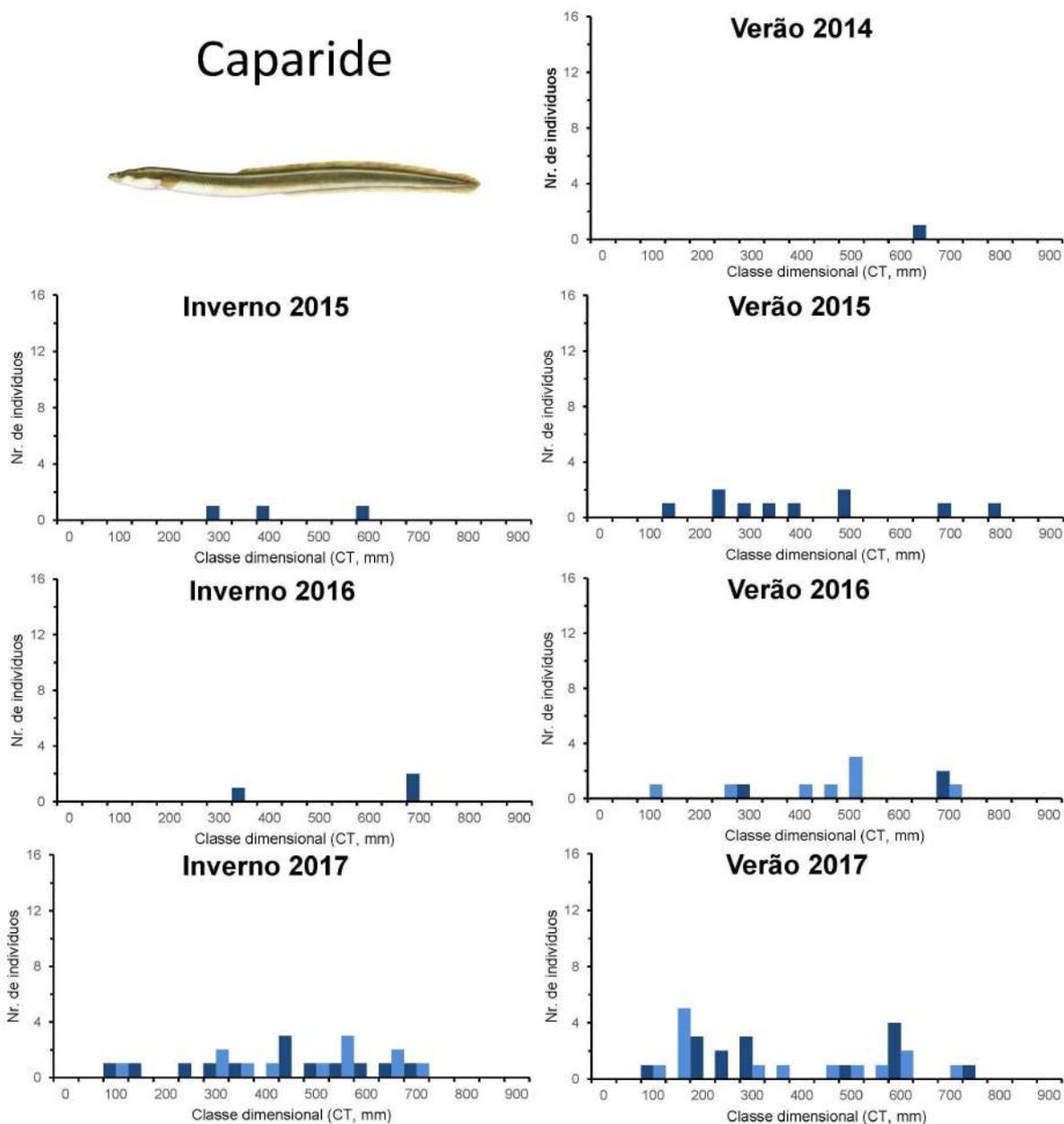


Figura 9 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 50 mm, para *Anguilla anguilla*, na UA Caparide 1 (azul escuro) e Caparide 4 (azul claro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

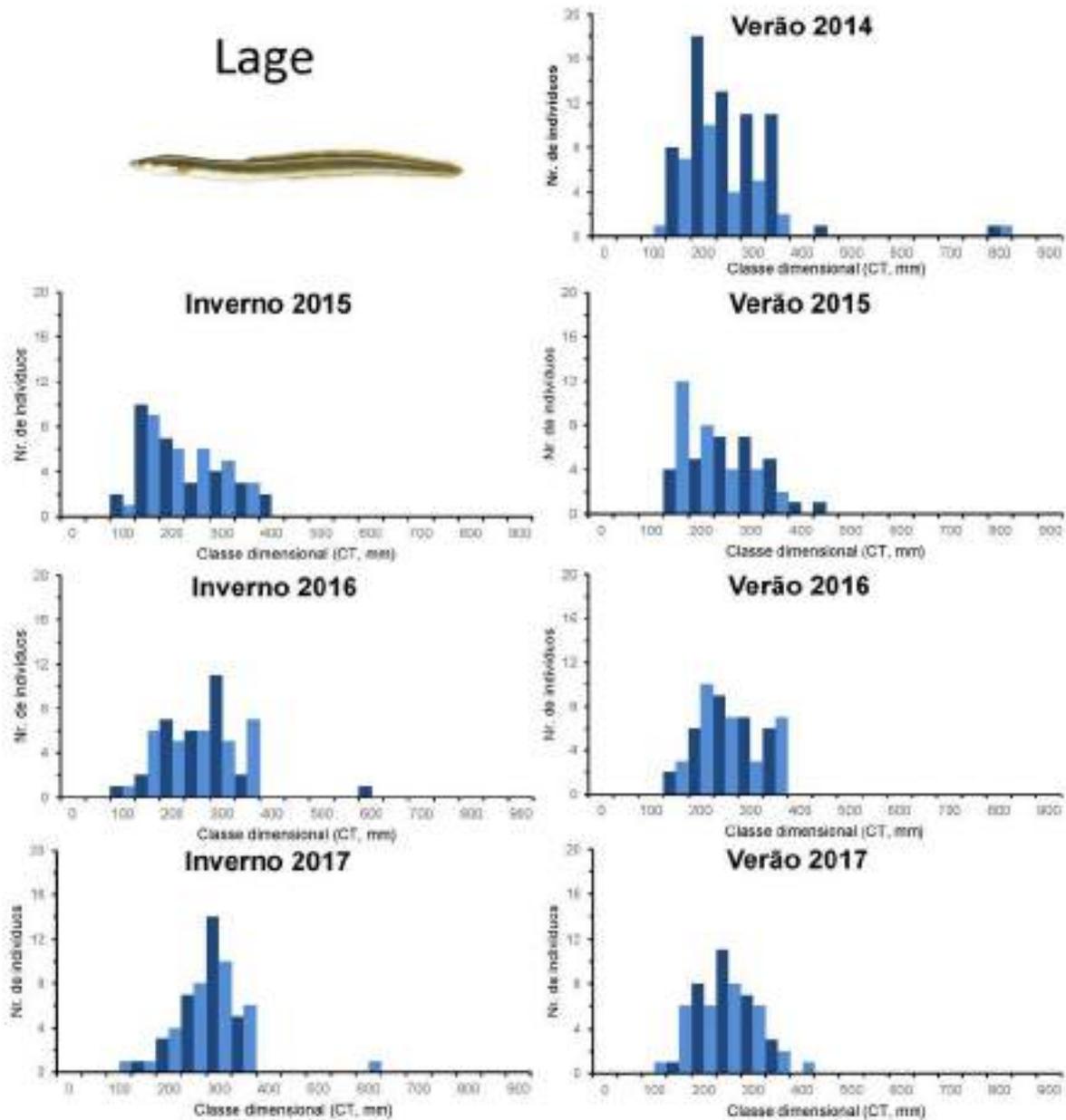


Figura 10 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 50 mm, para *Anguilla anguilla*, UA Lage 2 (azul escuro) e Lage 1 (azul claro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Na UA Lage 2, na campanha de Inverno, observa-se uma classe modal consistente em todos os anos que corresponde aos indivíduos entre 250 e 300 mm de comprimento total, que corresponde aos indivíduos com 2⁺ a 3⁺ de idade (Figura 10). Porém, observa-se que em 2015 uma classe modal entre 100 a 150

mm, correspondendo a indivíduos com 0⁺ ou 1⁺ (Monteiro 2015). Esta classe modal observa-se nas campanhas de Verão (100-200mm), mas é também acompanhada por maior frequência de indivíduos com 300 a 350 mm (Figura 10).

As diferentes populações de enguia-europeia apresentaram ligeiras variações no índice corporal (SMI), em que as enguias de Caparide apresentaram pior condição corporal (SMI=18.6, para um CT de 225mm), sendo seguidas pelas enguias da Lage (SMI=19.4), enquanto as enguias das Vinhas apresentaram a melhor condição corporal SMI=20.0. Observou-se uma variação temporal do SMI em cada uma das UAs sem uma tendência clara (Figura 11). Porém, parece existir uma perda de condição corporal das enguias capturadas nas campanhas mais recentes para Caparide 1 e para Vinhas 1 relativamente às primeiras campanhas (Figura 11).

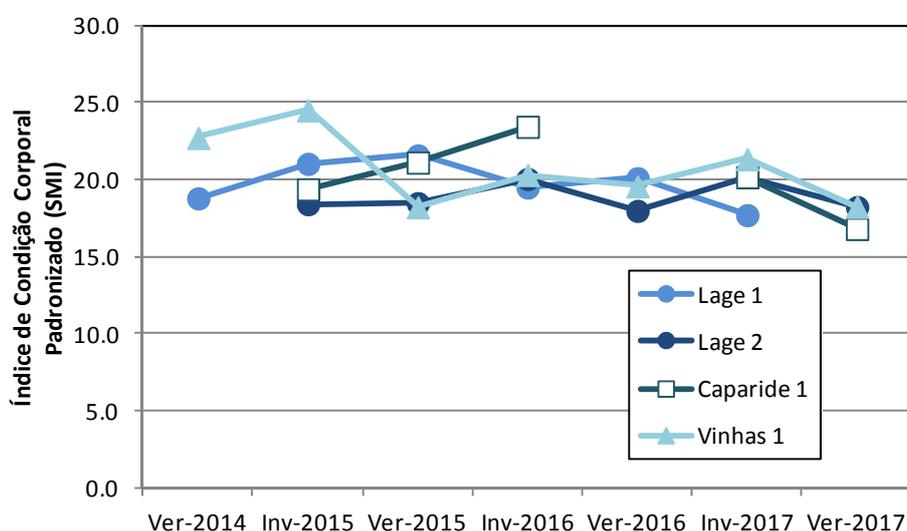


Figura 11 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Anguilla anguilla* (Comprimento Total = 225mm), em cada uma das UAs, nos três sistemas estudados: Vinhas, Caparide e Lage. Para cada sistema foi determinada a respectiva regressão de comprimento-peso: Vinhas: $\text{Log PT} = 3.17 \times \text{Log CT} - 6.15$, $R^2=0.98$; Caparide: $\text{Log PT} = 3.10 \times \text{Log CT} - 6.03$, $R^2=0.99$; Lage: $\text{Log PT} = 3.13 \times \text{Log CT} - 6.09$, $R^2=0.98$.

Boga-portuguesa – *Iberochondrostoma lusitanicum*

Na UA Lage 1 foram capturadas 396 bogas-portuguesas, com várias classes modais bem evidentes (Figura 12). O comprimento médio observado é de 85 mm, valor mediano de 89 mm e a moda foi de 100 mm comprimento total (Figura 12). O exemplar mais pequeno capturado e identificado positivamente tinha 27 mm, enquanto o maior tinha 135 mm. Durante as campanhas de Inverno, foi observado um padrão multimodal nos histogramas de frequência, com uma classe dominante com cerca de 80 a 100 mm, correspondentes a indivíduos com idades de 3⁺, de acordo com informação publicada por

Magalhães *et al.* (2003). Existe ainda uma segunda classe modal, que se refere aos peixes com 1⁺, para os peixes entre os 50 e 60 mm (Figura 12). Nas campanhas da Verão foram igualmente observados diferentes classes modais, com indivíduos adultos de 60-80mm (2⁺) e 80-100mm (3⁺). Ainda foi registada

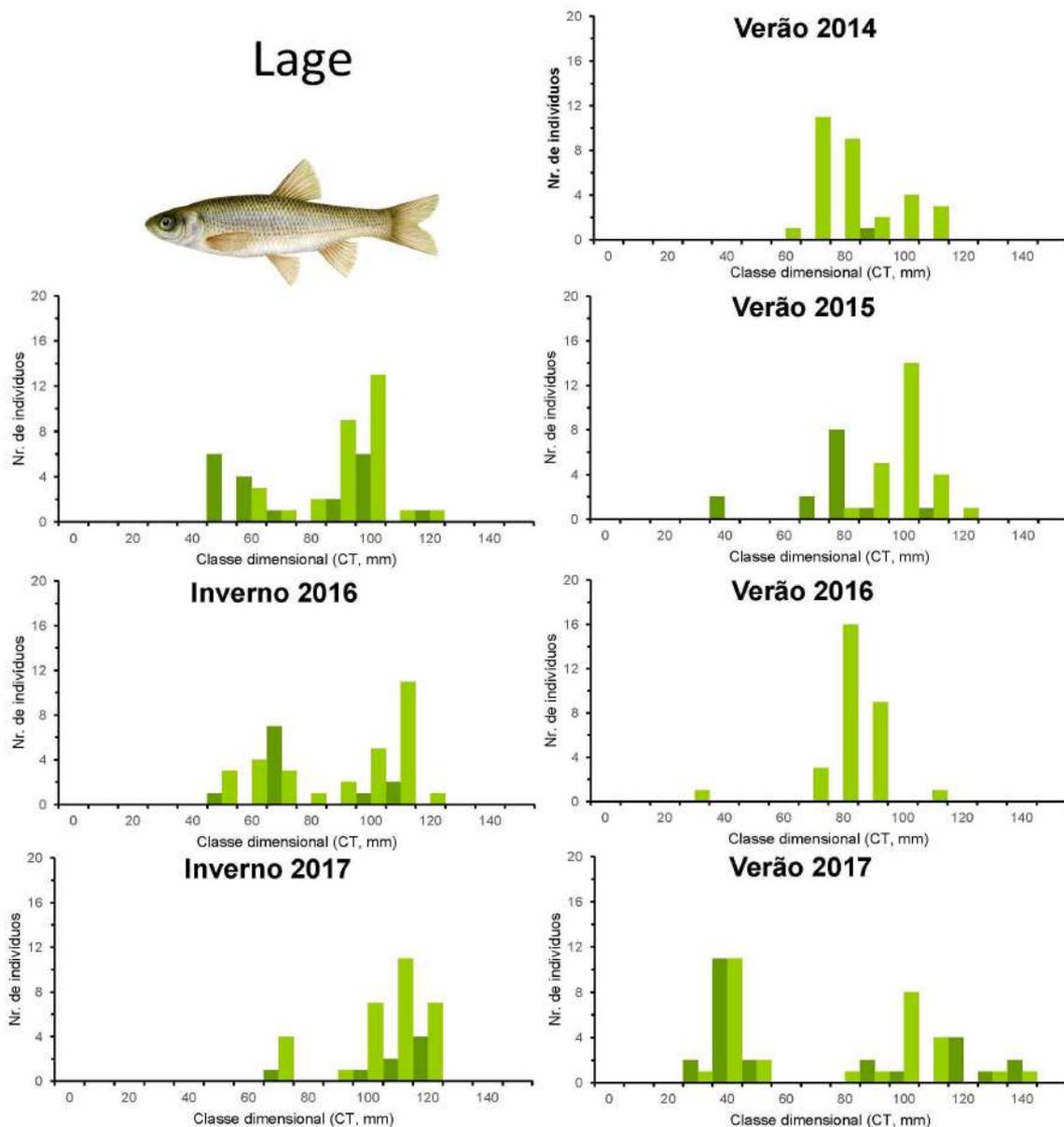


Figura 12 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 10 mm, para *Iberochondrostoma lusitanicum*, UA Lage 1 (verde claro) e Lage 2 (verde escuro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

a ocorrência de jovens do ano (0⁺), em 2016 e 2017, que se referem aos tamanhos totais menores que 40 mm (Figura 12). Na UA Lage 2 apesar de terem sido capturadas consideravelmente menos bogas (N=79), foi igualmente observados diferentes classes modais (Figura 12). Os valores do comprimento

total médio, mediana e moda foram menores do que na Lage 1, com 73 mm, 71 mm e 65 mm, respectivamente. O valor máximo foi idêntico ao encontrado na UA Lage 1 (CT=135 mm), porém o comprimento total mínimo observado foi de 25 mm (Figura 12).

De facto observaram-se vários indivíduos de pequenas dimensões (<40 mm) nas campanhas de Verão, que correspondem aos jovens do ano (0⁺) em 2017 e em 2015. Noutra gama de comprimentos, observam-se exemplares com 70 a 80 mm (2⁺ a 3⁺) em 2015 e exemplares de grandes dimensões, maiores que 100 mm, com mais de 4⁺ de acordo com Magalhães *et al.* (2003). Nas campanhas de Inverno, as populações de boga-portuguesa apresentavam um padrão multimodal, correspondentes a indivíduos com 1⁺ (CT=60 mm) ou 2⁺(CT=80 mm) ou mesmo 3⁺ (CT>100 mm) (Figura 12).

A população de boga-portuguesa da ribeira da Lage apresentou uma condição corporal ligeiramente maior (SMI=8.8) do que as bogas encontradas na ribeira de Caparide (SMI=8.5). Para o sistema Lage, comparou-se a variação temporal do SMI em cada uma das UAs (Figura 13). Inicialmente, os valores de SMI eram superiores na UA Lage 2, havendo uma gradual perda de condição nas duas campanhas de 2017. De forma semelhante, as bogas da UA Lage 1 parecem perder a condição corporal ao longo do tempo (Figura 13).

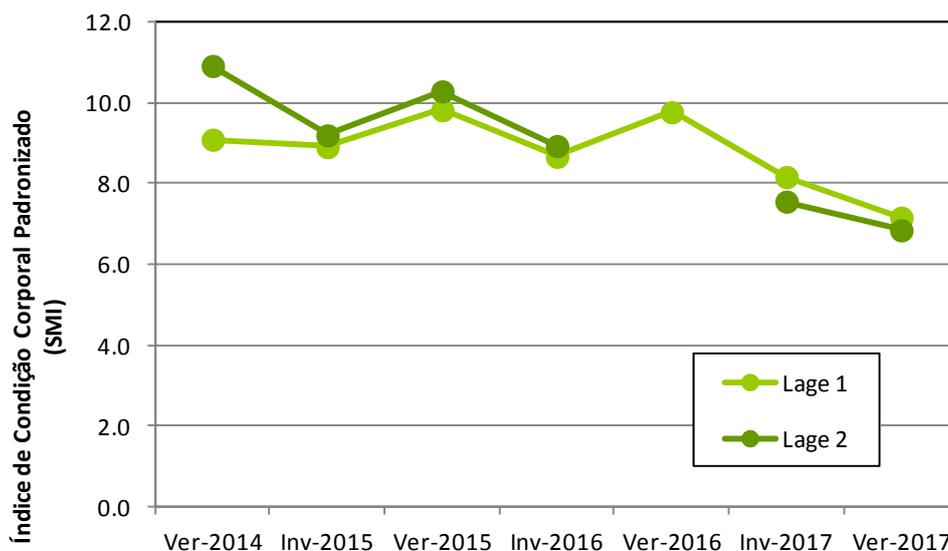


Figura 13 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Iberochondrostoma lusitanicum* (Comprimento Total = 88 mm), em cada uma das UAs da ribeira da Lage: $\text{Log PT} = 3.04 \times \text{Log CT} - 4.99$, $R^2=0.99$.

Escalo do sul – *Squalius pyrenaicus*

Na UA Lage 1, os comprimentos totais do escalo do sul observados variaram entre 32 e 248 mm, sendo o valor médio observado de 112 mm (N=94). O valor mediano foi próximo da média, cerca 112 mm, enquanto que o comprimento total mais frequente foi de 110 mm (moda) (Figura 14).

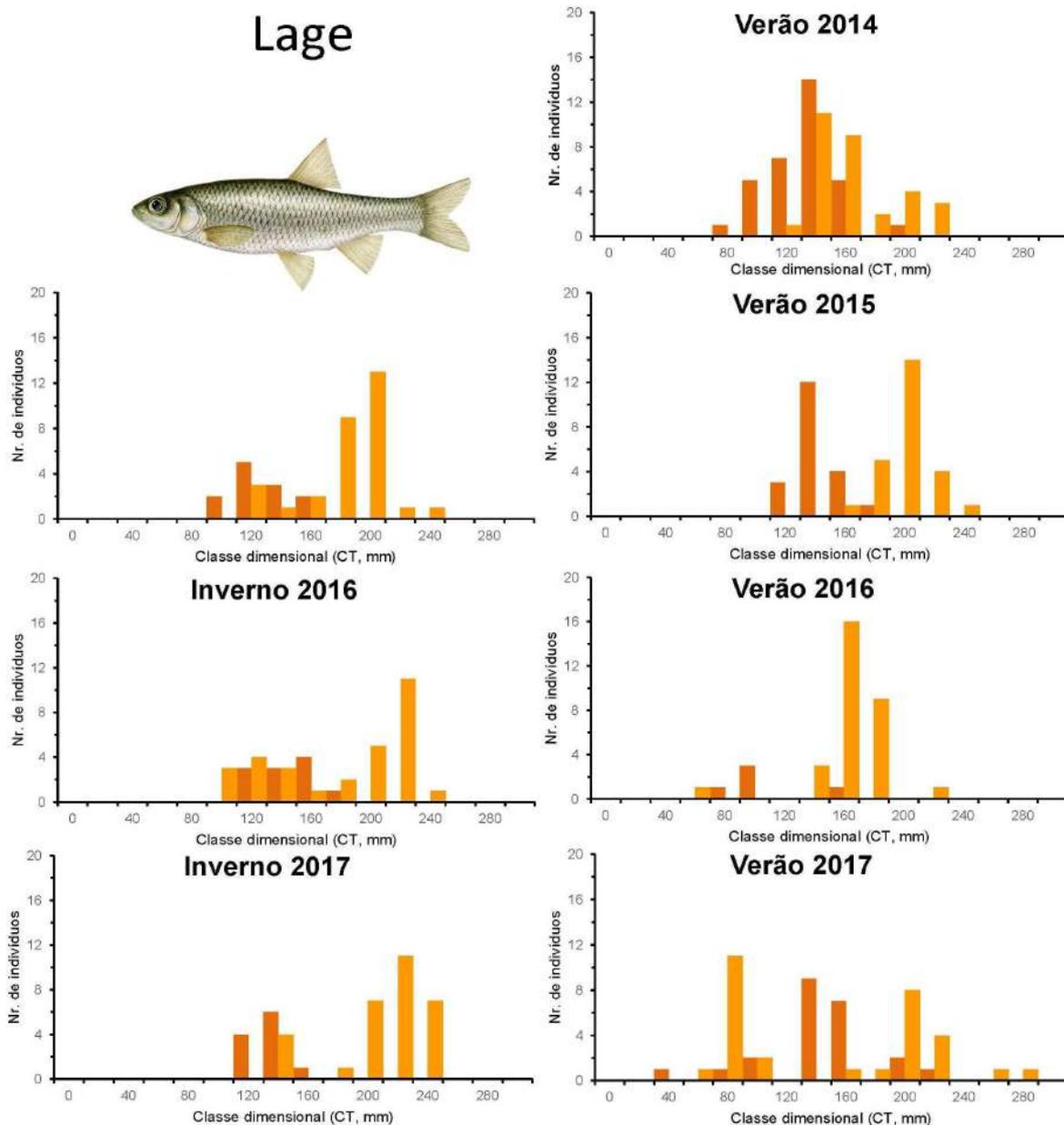


Figura 14 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 20 mm, para *Squalius pyrenaicus*, UA Lage 1 (laranja claro) e Lage 2 (laranja escuro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

De uma forma geral, observou-se apenas um padrão unimodal nas classes dimensionais em todas as campanhas excepto no Inverno de 2017 (Figura 14). A classe modal compreende os tamanhos de 80 a 140 mm, o que poderão corresponder a peixes com 2 ou 3 anos de vida (2^+ ou 3^+), segundo Rodrigues

(1999). O maior exemplar (248 mm) terá mais de 5⁺ sendo provavelmente um exemplar com mais de 7 anos de vida (Figura 14).

Na UA Lage 2, foi igualmente observado um padrão unimodal nos tamanhos entre 80 e 140 mm (2 a 3 anos de vida (Figura 14). Porém, na campanha da Verão de 2017, observaram-se três classes modais nos histogramas de comprimento que poderão corresponder às idades 2⁺ (até 80 mm), 4⁺ (entre 120 e 160 mm), e mais de 5⁺ (>200 mm) (Rodrigues 1999). Nesta UA, foram capturados 122 escalos do sul, variando entre 34 mm e 202 mm. O comprimento total médio observado foi 128 mm, a mediana de 130 mm, enquanto que o comprimento total mais frequente 145 mm (Figura 14).

A condição corporal de escalo do sul na UA Lage 1, parece ser ligeiramente inferior relativamente aos indivíduos capturados na UA Lage 2 (Figura 15). Verificou-se, ainda, uma diminuição da condição corporal dos escalos ao longo da monitorização, em que os valores de SMI chegam a ser 20% inferiores em 2017, comparativamente a 2014 e 2015 em ambas as UAs (Figura 15).

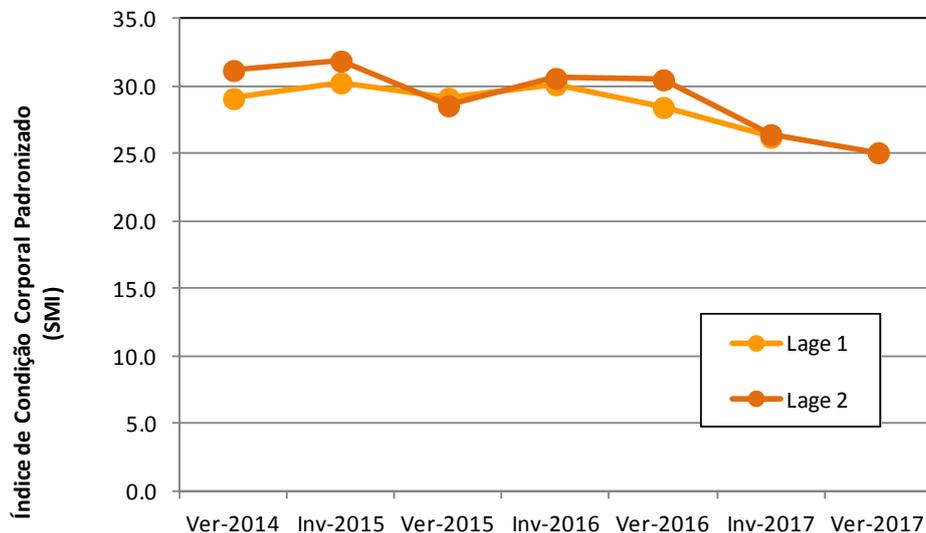


Figura 15 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Squalius pyrenaicus* (Comprimento Total = 125 mm), em cada uma das UAs da ribeira da Lage: $\text{Log PT} = 3.00 \times \text{Log CT} - 4.84$, $R^2=0.98$.

Verdemã – *Cobitis paludica*

Na UA Lage 1 foram capturadas 369 verdemãs compreendidas entre 28 e 107mm, mas grande parte da população tinha um tamanho entre 50 e 100 mm (Figura 16). O comprimento total médio e mediano observados foram de 70 mm, enquanto que a moda foi menor 56 mm comprimento total.

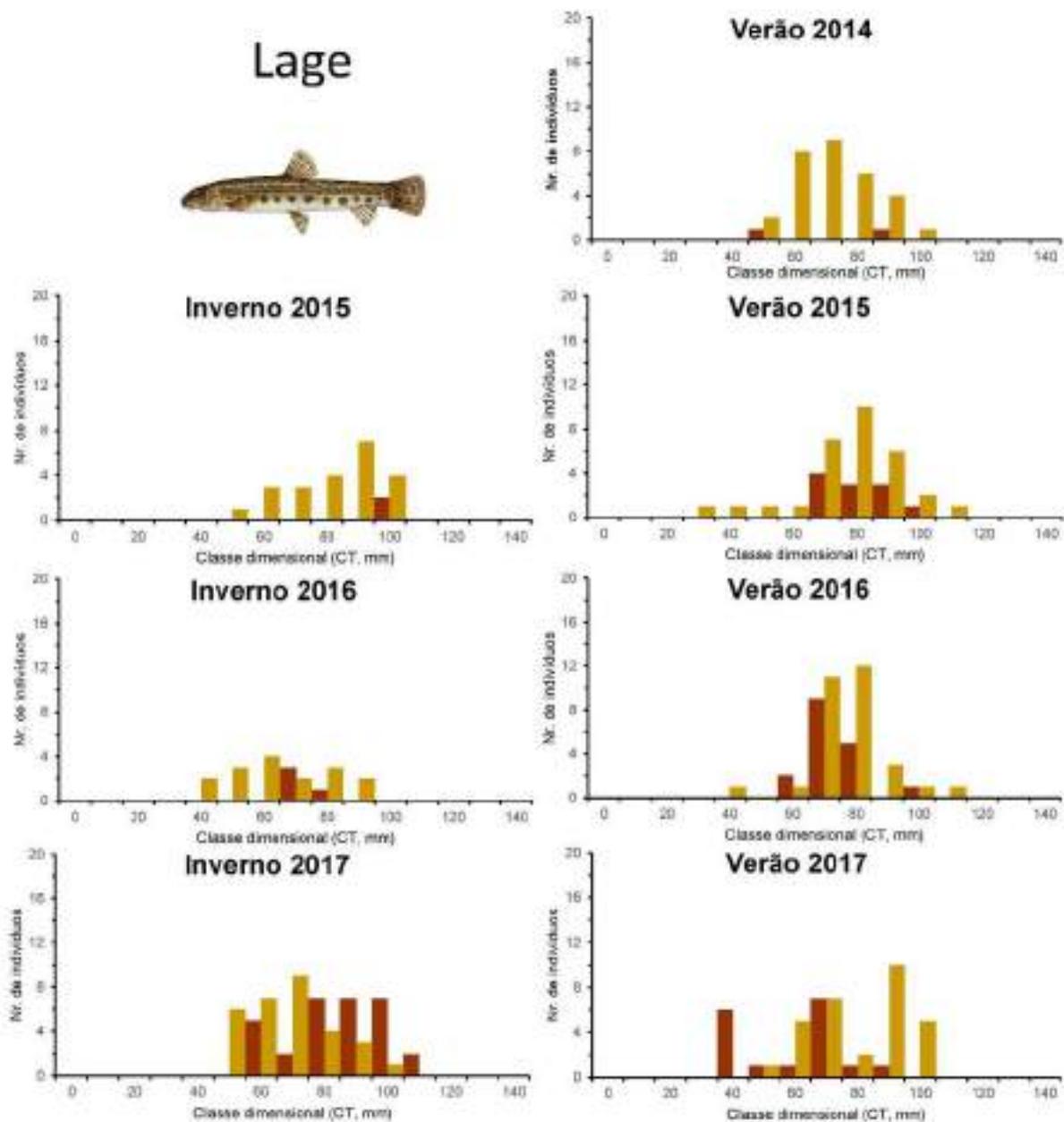


Figura 16 – Histogramas de frequência de Comprimento Total (mm), em classes dimensionais de 10 mm, para *Cobitis paludica*, UA Lage 1 (castanho claro) e Lage 2 (castanho escuro). Ilustração por Cláudia Baeta ©.

Os histogramas de frequência de tamanhos ocorrem com diferentes padrões, unimodal e bi-modal. Em algumas das campanhas a amostra de verdemãs é claramente unimodal, entre os 60-80 mm, correspondendo às classes etárias de 2⁺ e 3⁺ (Soriguer *et al.*, 2000). No Inverno de 2016 e Verão de 2017, observou-se maior dispersão de tamanhos das verdemãs, podendo corresponder a classes com 4⁺ e 5⁺ no caso de indivíduos maiores que 90 mm (Figura 16).

Na UA Lage 2 foram capturadas consideravelmente menos verdemãs (N=137). Os valores do comprimento total médio e mediana foram semelhantes aos observados na Lage 1 com 72 mm (para as duas estatísticas). O valor modal do comprimento total foi consideravelmente inferior ao observado na Lage 1, com um valor de 56 mm. A amplitude de tamanhos variou entre 32 mm e 107mm, porém a grande maioria dos peixes tinham entre 50 e 100 mm de comprimento total (Figura 16). As amostras de verdemãs foram constituídas por exemplares com mais de 60mm, o que poderão corresponder a indivíduos com mais de 2 anos de vida (2⁺), havendo uma predominância de exemplares com cerca de 70mm (3⁺). Apenas na campanha de Verão de 2017 (Figura 16), que se observaram exemplares de pequenas dimensões (1⁺) sugerindo a ocorrência de recrutamento no ano anterior (Soriguer *et al.*, 2000).

A condição corporal da verdemã é relativamente idêntica em ambas as UAs da ribeira da Lage (Figura 17). Verificou-se que os valores de SMI não apresentaram qualquer tendência ao longo do estudo, permanecendo relativamente inalterado ao longo do estudo (Figura 17).

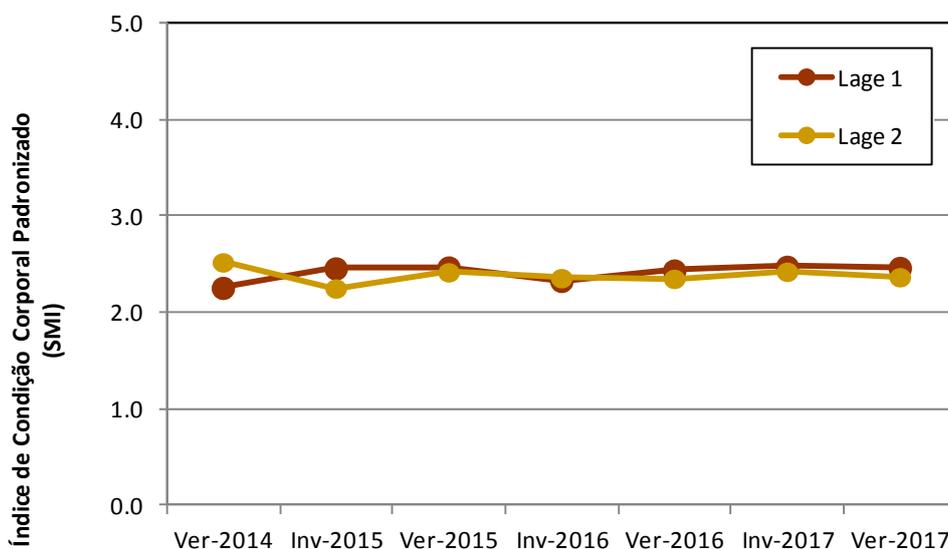


Figura 17 – Variação temporal do Índice de Condição Corporal Padronizado (SMI, Maceda-Veiga *et al.* 2014) calculado *Cobitis paludica* (Comprimento Total = 88 mm), em cada uma das UAs da ribeira da Lage: $\text{Log PT} = 3.04 \times \text{Log CT} - 4.99$, $R^2=0.99$.

3.4. ANÁLISE DA RELAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES PISCÍCOLAS E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Na análise canônica de correspondência CCA, os dois primeiros eixos explicam 74,5% (54,9% o primeiro e 19,6% o segundo) da variância observada. A representação gráfica obtida sugere que as variáveis

relacionadas com a estrutura do canal da UA influenciam o primeiro eixo, concretamente a maior profundidade e largura estão associadas positivamente a este eixo, enquanto a velocidade da corrente está associada negativamente, bem como algumas variáveis de habitat (substrato e presença de abrigo). No segundo eixo parecem estar associadas variáveis relacionadas com a composição da galeria ripícola (ensombramento) e abundância relativa do lagostim (Figura 18).

As espécies não-nativas estão muito associadas a sectores com maiores profundidades, maiores larguras e águas mais lânticas. A enguia-europeia e o escalo do sul estão associados a locais com maior ensombramento e maior abundâncias de lagostim (Figura 18). A boga-portuguesa e a verdemã estão associadas a rios com maior velocidade de corrente, pouco profundos e zonas mais estreitas, com pouco ensombramento e baixas abundâncias de lagostim (Figura 18).

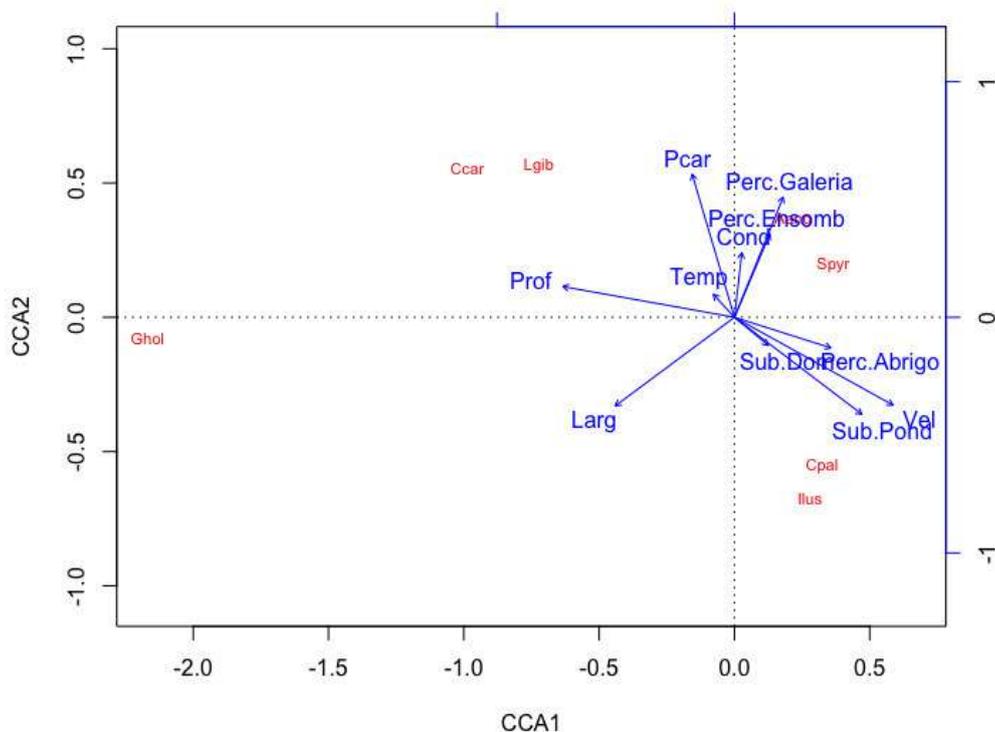


Figura 18 - Análise Canónica de Correspondência com as variáveis significativas (vctores), as diferentes espécies capturadas nas ribeiras de Cascais. Os códigos das espécies são os seguintes: Aang – *Anguilla anguilla*, Ilus – *Iberochondrostoma lusitanicum*, Spyr – *Squalius pyrenaicus*, Cpal – *Cobitis paludica*, Ghol – *Gambusia holbrooki*, Ccar – *Cyprinus carpio*, Lgib – *Lepomis gibbosus*. As variáveis são as seguintes: Prof – Profundidade, Larg – Largura, Temp – Temperatura, Cond – Condutividade, Sub.Pond – Diversidade de Substrato, Sub.Dom - Substrato dominante, Perc.Abrigo – Abrigo/Cover, Vel – Velocidade da água, Perc.Galeria – Galeria ripícola, Perc.Ensomb – Ensombramento; Pcar – Abundância relativa de Lagostim (*Procambarus clarkii*).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS E MEDIDAS DE GESTÃO

As três ribeiras monitorizadas desde 2014 (Faria *et al.*, 2014) no Concelho de Cascais apresentam um valor patrimonial bastante interessante e relevante. Foram inventariadas um total de sete espécies piscícolas, das quais quatro são nativas e três não-nativas (Tabela 6). A ribeira da Lage foi o sistema que apresentou valores naturais com elevada importância, dado que apresenta apenas espécies piscícolas nativas das quais três com um elevado estatuto de ameaça (Tabela 6), maiores valores de índice de de Integridade Biótica (F-IBIP) e menores abundâncias relativas de lagostim (Tabela 4). A ribeira de Caparide apresentou também bastante interesse do ponto de vista piscícola dado que foram detectadas as três espécies nativas com maior estatuto de ameaça, porém apresenta uma maior diversidade e proporção de espécies piscícolas não-nativas (Tabela 4). De salientar, ainda que neste sistema a abundância de escalo do sul é muito baixa, sendo particularmente grave caso haja uma extinção local da espécie. A ribeira das Vinhas apresentou a menor diversidade piscícola (2 espécies), sendo a enguia-europeia a única nativa a ocorrer no sistema. Este sistema parece apresentar menos pressões antropogénicas, que os dois outros sistemas, porém a elevada intermitência hidrológica, diminui a disponibilidade de refúgios aquáticos estivais permanentes neste sistema.

Tabela 6 – Espécies inventariadas nas três Ribeiras amostradas (V - Vinhas, C - Caparide e L -Lage) desde 2014, com a respectiva origem, grau de endemismo e estatutos de conservação (Cabral *et al.* 2005).

Espécie	Distribuição / Origem	Estatuto de Ameaça (Nacional/Internacional)	Ribeira		
			V	C	L
Enguia-europeia, <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Europa	EN / CR	X	X	X
Boga-portuguesa, <i>Iberochondrostoma lusitanicum</i> (Collares-Pereira, 1980)	Portugal	CR / CR		X	X
Escalo do sul, <i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868)	Ibérica	EN / LC		X	X
Verdemã, <i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1930)	Ibérica	LC / VU			X
Carpa, <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Euro-asiática	Espécie não-nativa		X	
Perca-sol, <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	América do Norte	Espécie não-nativa		X	
Gambúsia, <i>Gambúsia holbrooki</i> Girard, 1859	América do Norte	Espécie não-nativa	X	X	
Total de espécies (Nativas/Não-nativas)	-	-	1/1	3/3	4/0

CR- Criticamente em Perigo; EN - Em Perigo; VU – Vulnerável; LC - Pouco Preocupante

A enguia-europeia foi a espécie mais abundante e comum nos três sistemas, ocorrendo com diferentes classes dimensionais deste juvenis com 0⁺ até indivíduos de grandes dimensões (>80 cm) que podem ter mais de 7 anos de vida. Apesar da enorme artificialidade na zona terminal da Ribeira das Vinhas e da Lage, bem como da enorme barreira natural da Ribeira de Caparide (Cascatas Cai-água, UA Caparide 4), encontraram-se enguia-europeias de pequenas dimensões indicando a entrada de enguias de vidro recorrente nestes sistemas.

A boga-portuguesa ocorreu nas ribeiras da Lage e de Caparide, estando aparentemente ausente das Vinhas. Na ribeira da Lage, a sua composição de tamanhos sugere uma população com indivíduos adultos de grandes dimensões havendo evidências de recrutamento. Na ribeira de Caparide, a boga-portuguesa parece estar espacialmente restrita ao troço a montante de Caparide 1, sendo menos abundante, mas com evidências de uma população composta com diferentes classes etárias. Nas campanhas da Verão de 2016 e 2017 observaram-se inúmeros exemplares juvenis de boga-portuguesa, com menos de 40 mm (Figura 15), comprovando que esta espécie consegue reproduzir-se nas ribeiras da Lage e de Caparide.

O escalo do sul ocorreu nas ribeiras da Lage e de Caparide, em que neste último sistema apresentou uma abundância relativa muito baixa, surgindo numa única ocasião com dois indivíduos. No sistema da Lage, o escalo do sul apareceu em maior abundância, com grande diversidade de tamanhos e classes etárias. A presença de juvenis de escalo do sul nas campanhas de Verão, mostra que esta espécie consegue reproduzir-se na ribeira da Lage (Figura 14). Apesar deste aparente bom estado populacional, avaliado pela diversidade de tamanhos, abundância e condição, muitos exemplares capturados apresentaram lesões cutâneas (Figura 19). Estas lesões cutâneas, ou úlceras dérmicas, são o resultado de infeções bacterianas ou virais provavelmente devido a alguma poluição ambiental que enfraquece o sistema imunitário destes peixes (Pereira, N., comunicação pessoal). A identificação deste agente patogénico deverá ser realizada, bem como avaliada a mortalidade causada por este agente em particular no caso do escalo do sul. Acresce ainda, que se observou um decréscimo na condição dos peixes em ambas UAs da Lage, o que poderá indiciar alguma fragilidade populacional nesta ribeira.



Figura 19 – Escalo do sul (*Squalius pyrenaicus*) capturado na ribeira da Lage com lesões cutâneas, provavelmente causadas por uma infeção bacteriana ou viral.

As verdemãs foram capturadas apenas no sistema da Lage, estando ausentes das ribeiras de Caparide e Vinhas. Esta espécie apresenta uma elevada abundância, grande variedade de tamanhos, que representam diferentes classes etárias desde os 0⁺ (juvenis) até mais de 5⁺ (adultos) (Figura 16). A ocorrência destes juvenis desta espécie na ribeira da Lage demonstra a funcionalidade deste sistema na reprodução desta espécie.

Apesar do contexto de cada sistema amostrado (Vinhas, Caparide e Lage), as comunidades piscícolas parecem se organizar devido às características intrínsecas do troço do rio, influenciando a abundância de cada espécie. Em UAs com maior profundidade, de águas paradas e maiores larguras surgem principalmente as espécies não-nativas, carpa e perca-sol. Nos troços com maiores velocidades de corrente, menos profundos e mais estreitos são povoados por espécies nativas. Verificou-se uma relação negativa entre a abundância do lagostim com a presença de boga-portuguesa e da verdemã, indiciando um impacto potencial causado por este crustáceo invasor.

4.1. Abordagem Metodológica

A abordagem metodológica seguida pela equipa da Cascais Ambiente é adequada para os objectivos propostos no início do projeto, de monitorização das comunidades piscícolas existentes nas Ribeiras de Cascais. Porém, ao fim de três anos de monitorização sugere-se as seguintes alterações de forma a melhorar a monitorização:

- No sistema da Ribeira das Vinhas deverá ser alocado uma UA mais a Jusante entre o Centro de Cascais e Alvide.
- A monitorização da UA Vinhas 2 deve ser abandonada, dado que nunca ocorreram capturas de peixes ao longo das sete campanhas de amostragem.
- Deve ser alocada uma terceira UA no sistema Vinhas, na linha de água proveniente da parte oriental desta bacia hidrográfica mas próximo da junção com a Ribeira das Vinhas.
- No sistema Caparide, não existem grandes alterações a sugerir mantendo-se as três UAs neste sistema (Caparide 4, Caparide 1 e Caparide 2).
- Na Ribeira da Lage pode-se, eventualmente, incluir uma terceira UA.

Assim, sugere-se uma rede de monitorização com três UAs em cada um dos três sistemas lóticos para garantir uma melhor comparabilidade entre estes mas também entre os mesmos sistemas. Ainda, seria importante a realização de uma campanha exploratória, com pesca eléctrica noutros sistemas de água doce do Concelho de forma a avaliar se existem algumas populações piscícolas em rios da vertente ocidental do Concelho. No caso de Caparide e Vinhas estes dois sistemas deveriam ser igualmente prospetados com maior abrangência espacial de forma a garantir que não existem outras populações de ciprinídeos ou cobitídeos (no caso de Vinhas), bem como encontrar o núcleo populacional de escalo do sul (*Squalius pyrenaicus*) para Caparide, dado que a espécie está presente mas em baixa abundância. Outra forma de realizar a deteção destas populações poderá ser realizada através da deteção de

vestígios de DNA destas espécies (DNA ambiental) que poderão ser mais eficazes e sensíveis que os métodos tradicionais de monitorização.

4.2. Medidas de Gestão Comunidades Piscícolas do Concelho de Cascais

Os sistemas lóticos monitorizados são muito intermitentes hidrológicamente, em que o caudal durante o verão é inexistente. O nível de intermitência é maior nas ribeiras das Vinhas e de Caparide, o que se traduz no menor valor natural destas comunidades piscícolas, com menores diversidades e maior proporção de espécies não-nativas. Nestas duas ribeiras é fundamental tomar medidas de gestão que aumentem a retenção da água nestes sistemas, através da colocação de pequenos obstáculos que levem à criação de alguns pântanos. Seria ainda importante aumentar a galeria ripícola junto destes dois sistemas para aumentar o ensombramento, baixando a temperatura da água e reduzindo as perdas de água por evaporação.

Relativamente às espécies piscícolas não-nativas seria importante erradicar ou conter as espécies como a gambúsia, perca-sol e carpa dos sistemas de Caparide e Vinhas. No caso das Vinhas, uma ação de erradicação na UA Vinhas 3 seria bastante eficaz através do esvaziamento deste açude, acautelando futuras colonizações de corpos de água mais a montante desta localização. Neste sentido, será importante inventariar as comunidades piscícolas de outros corpos de água lênticos mais a montante (ex. Barragem do Rio da Mula), para avaliar o potencial risco de dispersão de peixes não-nativos para jusante. Tendo em conta com os objetivos do proprietário para esta massa de água pode-se optar por conter as populações de peixes não-nativos através da colocação de um dispositivo de retenção de peixe (ver Rischbeiter, 2000) ou optar pela remoção total destes peixes. No caso da Ribeira de Caparide, poderia ser importante optar-se pelo controlo populacional e remoção de espécies piscícolas invasoras (gambúsia) através da realização de pescas sucessivas durante o Verão.

As comunidades piscícolas existentes na ribeira das Vinhas poderão ter sido mais ricas, dado que existem alguns indícios históricos de existência de ciprinídeos nesta linha de água. Caso seja demonstrada que historicamente existiam boga-portuguesa e escalado do sul (ex. Memórias Paroquianas de 1758), poderia ser estudada e avaliada a re-introdução de peixes nativos a partir de populações geograficamente próximas. Teria que se avaliar, previamente, a diversidade genética das populações circundantes de forma a garantir-se um repovoamento com indivíduos com maior diversidade aumentando a sua capacidade adaptativa a uma re-introdução. No mesmo sentido, seria importante haver um reforço do efectivo das populações de boga-portuguesa e escalado do sul presentes na ribeira de Caparide. Estes reforços populacionais (em Caparide) e repovoamentos (Vinhas) apenas poderão ter algum sucesso após a recuperação das linhas de água através de intervenções acima referidas. Dadas as baixíssimas densidades populacionais de escalado do sul no sistema de Caparide sugere-se a criação de uma população ex-situ até a recuperação do sistema, e em colaboração com as autoridades competentes.

A ribeira da Lage é o maior sistema presente dos três sendo repartido por três concelhos (Cascais, Sintra e Oeiras), sendo a sua gestão à escala do troço pouco eficaz. Esta ribeira tem sido alvo de alguma gestão

ambiental para controlo da espécie invasora *Xenopus laevis* e em 2011 existiu um estudo de inventariação das comunidades piscícolas (Rebello et al. 2010; ISPA, 2013). A única espécie piscícola encontrada para além das descritas no presente estudo foi da tainha-garrento (*Liza ramada*) na parte a jusante da ribeira da Lage (ISPA, 2013). Na UA Lage 1 salienta-se a grande quantidade de lixo urbano, bem como a presença da cana-comum (*Arundo donax*) ao longo da galeria ripícola. Esta infestante também é bastante comum nos três sistemas sendo importante haver algum controlo desta espécie.

5. BIBLIOGRAFIA

- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queirós, A. I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa 660 pp.
- Clavero, M. & García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 110.
- Faria, S., Ferreira, A., Marau, D., Correia, I., Roma, M., Santos, P., Monteiro, R., Saraiva, S. & Lopes, T. 2015. Caraterizaçãobiofísica das Ribeiras do Concelho de Cascais - 2º Relatório. Cascais Ambiente. 33pp.
- Faria, S., Saraiva, S., Silva, V., Correia, I. & Ferreira, A. 2014. Caraterizaçãobiofísica das Ribeiras do Concelho de Cascais - 1º Relatório. Cascais Ambiente. 30pp.
- Filipe, A.F., Lawrence, J.E. & Bonada, N. 2013. Vulnerability of stream biota to climate change in mediterranean climate regions: a synthesis of ecological responses and conservation challenges. *Hydrobiologia* 719: 331-351.
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I. & Vilà, M. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22: 151-163.
- Gante, H.F., Santos, C.D. & Alves, M.J. 2010. Phylogenetic relationships of the newly described species *Chondrostoma olisiponensis* (Teleostei: Cyprinidae). *Journal of Fish Biology* 76: 965-974.
- Hermoso, V., Filipe, A. F., Segurado, P. & Beja, P. 2015. Effectiveness of a large reserve network in protecting freshwater biodiversity: a test for the Iberian Peninsula. *Freshwater Biology* 60: 698-710.
- Hermoso, V. & Clavero, M. 2011. Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: a review. *Marine and Freshwater Research* 62: 244-254.
- ISPA, 2013. Monitorização da ictiofauna das ribeiras do concelho de Oeiras, 16 pp.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat.

- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T. & Brosse, S. 2008. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology* 6: e28.
- Maceda-Veiga, A., Green, A.J. & De Sostoa, A. 2014. Scaled body-mass index shows how habitat quality influences the condition of four fish taxa in north-eastern Spain and provides a novel indicator of ecosystem health. *Freshwater Biology* 59: 1145–1160.
- Magalhães, M.F., Schlosser, I.J., & Collares-Pereira, M.J. 2003. The role of life history in the relationship between population dynamics and environmental variability in two Mediterranean stream fishes. *Journal of Fish Biology* 63: 300-317.
- McCune, B. & Grace, J. 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- Monteiro, R.M.C. 2015. A enguia-europeia no Rio Mondego: estrutura populacional, taxa de prateação e fuga de reprodutores. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 63pp+anexos.
- Oliveira, J.M., Santos, J.M., Teixeira, A., Ferreira, M.T., Pinheiro, P.J., Geraldés, A.M. & Bochechas, J. 2007. Projecto AQUARIPORT: programa nacional de monitorização de recursos piscícolas e de avaliação da qualidade ecológica de rios.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131–144.
- Rebelo R., Vale, P. & Sousa, M. 2010. Plano de erradicação de *Xenopus laevis* das ribeiras do concelho de Oeiras. Relatório Ano I (2010). Centro de Biologia Ambiental da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. 33 pp.
- Ribeiro, F. & Leunda, P.M. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* 19: 142-156.
- Ribeiro, F., Collares-Pereira, M.J. & Moyle, P.B. 2009. Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores and Madeira Islands: a growing threat to aquatic biodiversity. *Fisheries Management and Ecology* 16: 255-264.
- Rischbieter, D.B.C. 2000. Structures to prevent the spread of nuisance fish from Lake Davis, California, *North American Journal of Fisheries Management* 20: 784-790.
- Robalo, J.I., Doadrio, I., Valente, A. & Almada, V.C. 2008. Insights on speciation patterns in the genus *Iberochondrostoma* (Cyprinidae): Evidence from mitochondrial and nuclear data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 46: 155-166.

- Rodrigues, J.A.D. 1999. Aspectos da Bio-Ecologia das populações de *Leuciscus pyrenaicus* Günther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) na Bacia Hidrográfica do Rio Tejo. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, pp. 302 +anexos.
- Rogado, L., Alexandrino, P., Almeida, P.R., Alves, M.J., Bochechas, J., Cortes, R., Domingos, I., Filipe, A.F., Madeira, J. & Magalhães, M.F. Peixes 2005. *In*: Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queirós, A. I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa 660 pp.
- Reyjol, Y., Hugueny, B., Pont, D., Bianco, P.G., Beier, U., Caiola, N., Casals, F., Cowx, I., Economou, A., Ferreira, M.T. & Haidvogel, G. 2007. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Global Ecology and Biogeography* 16: 65-75.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1963. The mathematical theory of communications. University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Smith, K.G. & Darwall, W.R.T. eds. 2006. The status and distribution of freshwater fish endemic to the Mediterranean Basin. Vol. 1. IUCN.
- Soriguer, M.C., Vallespín, C., Gomez-Cama, C., & Hernando, J.A. 2000. Age, diet, growth and reproduction of a population of *Cobitis paludica* (de Buen, 1930) in the Palancar Stream (southwest of Europe, Spain)(Pisces: Cobitidae). *Hydrobiologia* 436: 51-58.
- ter Braak, C., & Smilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.0). Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis 4th edn. New Jersey.