

**Universidade do Minho**  
Escola de Ciências

André Luís Oliveira Ferreira

***Margaritifera margaritifera* em Portugal:  
principais ameaças à sua conservação**



**Universidade do Minho**  
Escola de Ciências

André Luís Oliveira Ferreira

***Margaritifera margaritifera* em Portugal:  
principais ameaças à sua conservação**

Dissertação de Mestrado  
Mestrado em Ecologia

Trabalho realizado sob orientação do  
**Professor Doutor Ronaldo Gomes de Sousa**  
e do  
**Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira**

julho de 2018

## DECLARAÇÃO

**Nome:** André Luís Oliveira Ferreira

**Endereço eletrónico:** alof446@gmail.com

**Telefone:** 914794272

**Número do Bilhete de Identidade:** 14213682

**Título da dissertação:** *Margaritifera margaritifera* em Portugal: principais ameaças à sua conservação

**Orientadores:** Professor Doutor Ronaldo Gomes de Sousa

Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira

**Ano de conclusão:** 2018

**Designação do Mestrado :** Ecologia

É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA DISSERTAÇÃO APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO QUE A TAL SE COMPROMETE.

Universidade do Minho, \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_

Assinatura: \_\_\_\_\_  
(André Luís Oliveira Ferreira)

## Agradecimentos

Ao Centro de Biologia Molecular e Ambiental (CBMA), Departamento de Biologia, Universidade do Minho, instituição de acolhimento, por todo o apoio logístico ao longo dos vários meses em que decorreu este trabalho.

Ao *Professor Doutor Ronaldo Sousa*, o meu agradecimento por me ter dado oportunidade de ser seu orientando na minha tese de mestrado, onde sempre demonstrou disponibilidade para me auxiliar e ajudar na realização de todo o trabalho, dando-me sempre liberdade e tempo para por em prática as minhas ideias, juntando a tudo isto sempre a sua boa disposição e bom ambiente para trabalhar.

Ao *Professor Doutor Amílcar Teixeira* agradeço a ajuda que forneceu durante todo o período de amostragem do verão passado, a disponibilidade para me explicar procedimentos a nível do trabalho de campo e toda a sua boa disposição.

De referir ainda o Francisco e o Nandinho que despenderam tempo da sua vida para me ajudar nas amostragens e completaram este grupo de trabalho que me integrou da melhor forma.

Ao *Lab II* um sincero obrigado pelos reencontros durante estes dois anos onde partilhamos histórias desta nova fase da nossa vida, e onde ficou claro que as verdadeiras amizades perduram para sempre.

A todos os *meus amigos* um obrigado pelos momentos de convívio, diversão e amizade durante todos estes anos.

À *minha namorada*, quero agradecer todos os momentos que me proporcionou desde o dia em que a conheci e de me aturar nos bons e nos maus momentos. Obrigado por toda esta cumplicidade, união, diversão e amor que nos caracteriza, e que estejas comigo nos próximos marcos importantes da minha vida pessoal e profissional.

À *minha família*, em especial à minha *Mãe* e ao meu *Pai*, um profundo obrigado pelo amor e carinho que sempre demonstraram por mim, e pelos valores que me transmitiram desde que nasci sendo para mim um exemplo como pessoas por tudo o que ultrapassaram na vida. Aos *meus irmãos* agradeço os momentos de diversão e palhaçada resultantes da nossa sincera amizade. Por fim referir o meu avô Cassiano que foi sempre o meu companheiro quando era criança e certamente estaria bastante orgulhoso pelo seu neto ter agora completado a sua tese de mestrado.



## *Margaritifera margaritifera* em Portugal: principais ameaças à sua conservação

### Resumo

Os ecossistemas de água doce enfrentam atualmente uma série de ameaças relacionadas com as atividades humanas que comprometem o seu funcionamento e biodiversidade. Muitas espécies de água doce estão em declínio podendo a extinção ser o desfecho final. Um grupo faunístico que tem suscitado grande preocupação é o dos moluscos de água doce, particularmente os mexilhões da ordem Unionida. Na Europa, o mexilhão-de-rio *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758) é um exemplo de uma espécie em rápido declínio devido à complexidade do seu ciclo de vida e da sua sensibilidade às perturbações humanas. Os cursos de água em estudo, os Rios Rabaçal, Mente e Tuela, são os ecossistemas em território português que possuem as populações de *M. margaritifera* com maior abundância e com sinais de recrutamento recente. Contudo existem duas ameaças que podem por em risco a futura sobrevivência desta espécie: a perda e fragmentação do habitat, por meio da edificação de barragens ao longo dos rios e a introdução recente do lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852).

Neste estudo ficou comprovado que as barragens provocam alterações fulcrais no que diz respeito às condições físico-químicas (mudanças na granulometria do sedimento e matéria orgânica, velocidade da corrente, temperatura da água e dos níveis de oxigénio dissolvido) ideais para a manutenção da espécie bivalve em estudo. As abundâncias médias de mexilhão-de-rio registadas a montante das barragens são significativamente superiores às verificadas quer na zona de retenção da barragem quer a jusante. Para além disso, os indivíduos encontrados nas barragens e a jusante enfrentam um envelhecimento preocupante, pelo facto de os juvenis aí encontrados serem praticamente nulos. Verificou-se também que o lagostim-sinal é um predador efetivo do mexilhão-de-rio, causando morte ou danos nas suas conchas o que pode afetar a sua abundância e o fitness dos indivíduos predados. Existe também uma clara relação entre o aumento da percentagem de indivíduos predados de *M. margaritifera* com o aumento da abundância de *P. leniusculus*.

As populações de *M. margaritifera* estudadas têm grande importância de conservação. É necessário implementar medidas de conservação que diminuam ao máximo as consequências destas duas ameaças, como por exemplo, uma melhor gestão do caudal dos rios e efetuar capturas regulares de forma a controlar (ou mesmo erradicar) o lagostim-sinal.



## *Margaritifera margaritifera* in Portugal: principal threats to its conservation

### Abstract

Freshwater ecosystems currently face a wide range of threats related to human activities that compromise their functioning and biodiversity. Many freshwater species are in decline and extinction may be the ultimate outcome. A faunal group that is especially threaten comprises the freshwater mollusks, particularly mussels of the order Unionida. In Europe, the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758) is an example of a species in rapid decline due to the complexity of its life cycle and sensitivity to human disturbances. Rivers Rabaçal, Mente and Tuela are the ecosystems in Portuguese territory that have the most abundant and healthy (with signs of recruitment) populations of *M. margaritifera*. However, there are two threats that may compromise the future survival of this species: habitat loss and fragmentation due to the construction of dams along the rivers and the recent introduction of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852).

In this study it was verified that dams are responsible for crucial modifications in the physico-chemical conditions (changes in the granulometry of sediment and organic matter, current velocity, water temperature and dissolved oxygen) ideal for the maintenance of *M. margaritifera*. The average abundance of freshwater pearl mussels recorded upstream the dams is significantly higher than in the reservoir area or downstream. In addition, the individuals found in the reservoir and downstream face acute aging, with almost no juveniles. It has also been found that the signal crayfish is an effective predator of freshwater pearl mussels causing death or damage to its shells, which may reduce the population abundance and affect the fitness of those bivalves. There is also a clear relationship between the increase in the percentage of preyed *M. margaritifera* with the increase of *P. leniusculus*.

The populations of *M. margaritifera* studied have great conservation importance. It is urgent to implement conservation measures that minimize as much as possible the consequences of these two threats, such as improved river flow management and regular control (or even eradication) of the signal crayfish.





# Índice Geral

<b>Agradecimentos .....</b>	<b>iii</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>v</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>vii</b>
<b>Índice Geral.....</b>	<b>ix</b>
<b>Índice de Figuras.....</b>	<b>xii</b>
<b>Índice de Tabelas .....</b>	<b>xv</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1. Estado atual dos ecossistemas aquáticos .....	3
1.2. Autoecologia e estado de conservação de <i>Margaritifera margaritifera</i> na Europa.....	4
1.3. Principais ameaças .....	7
1.4. Enquadramento do problema e principais objetivos .....	10
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>13</b>
2.1. Área de estudo .....	15
2.1.1. Rio Rabaçal .....	16
2.1.2. Rio Mente.....	16
2.1.3. Rio Tuela .....	17
2.2. Plano de amostragem e metodologia.....	18
2.3. Análise de dados .....	22
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>25</b>
3.1. Impacto das barragens na distribuição de <i>Margaritifera margaritifera</i> nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela.....	27
3.1.1. Abundância média.....	27
3.1.2. Estrutura das populações .....	30
3.1.3. Fatores abióticos que influenciam a distribuição de <i>Margaritifera margaritifera</i> .....	37
3.2. Distribuição do lagostim <i>Pacifastacus leniusculus</i> e efeito da predação em <i>Margaritifera margaritifera</i> nos Rios Rabaçal, Mente, Tuela e Baceiro.....	40
3.2.1. Distribuição e abundância.....	40
3.2.2. Predação do lagostim-sinal <i>Pacifastacus leniusculus</i> em <i>Margaritifera margaritifera</i> ....	46
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>47</b>
4.1. Impacto das barragens na distribuição de <i>Margaritifera margaritifera</i> .....	49
4.1.1. Impactos na abundância.....	49
4.1.2. Possíveis consequências no recrutamento da espécie .....	53
4.2. Predação do lagostim-sinal <i>Pacifastacus leniusculus</i> em <i>Margaritifera margaritifera</i> .....	55

<b>5. CONCLUSÃO E PERSPETIVAS FUTURAS .....</b>	<b>59</b>
<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>63</b>
<b>Anexos .....</b>	<b>71</b>



## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Exemplares de <i>Margaritifera margaritifera</i> no Rio Rabaçal.....	4
<b>Figura 2.</b> Esquema representativo do ciclo de vida do mexilhão-de-rio <i>Margaritifera margaritifera</i> . .....	5
<b>Figura 3.</b> Barragem de Vila Verde (concelho de Vinhais) edificada no Rio Tuela.....	9
<b>Figura 4.</b> Lagostim-sinal <i>Pacifastacus leniusculus</i> . .....	10
<b>Figura 5.</b> Mapa de Portugal continental com a localização dos três rios amostrados (Rabaçal, Mente e Tuela). .....	15
<b>Figura 6.</b> Rio Rabaçal.....	16
<b>Figura 7.</b> Rio Mente.....	17
<b>Figura 8.</b> Rio Tuela. ....	18
<b>Figura 9.</b> Localização dos locais de amostragem nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela. As zonas a vermelho representam a zona de influência das barragens. ....	18
<b>Figura 10. A)</b> Amostragem de <i>Margaritifera margaritifera</i> através de snorkelling por quatro mergulhadores; <b>B)</b> Medição do comprimento do mexilhão-de-rio <i>Margaritifera margaritifera</i> com uma craveira. ....	19
<b>Figura 11. A)</b> Armadilhas (covos) utilizadas para a captura do lagostim-sinal <i>Pacifastacus leniusculus</i> ; <b>B)</b> Medição do comprimento de um lagostim-sinal e <b>C)</b> <i>Margaritifera margaritifera</i> morta com marcas de predação de lagostim-sinal. ....	21
<b>Figura 12.</b> Abundância média (+DP) de indivíduos de <i>Margaritifera margaritifera</i> em cada local de amostragem no Rio Rabaçal. (Tratamento: <b>J</b> – jusante; <b>B</b> – barragem; <b>M</b> – montante). ....	27
<b>Figura 13.</b> Abundância média (+DP) de indivíduos de <i>Margaritifera margaritifera</i> em cada local de amostragem no Rio Mente. (Tratamento: <b>B</b> – barragem; <b>M</b> – montante). ....	28
<b>Figura 14.</b> Abundância média (+DP) de indivíduos de <i>Margaritifera margaritifera</i> em cada ponto de amostragem no Rio Tuela. (Tratamento: <b>J</b> – jusante; <b>B</b> – barragem; <b>M</b> – montante). ....	29
<b>Figura 15.</b> Comprimento de <i>Margaritifera margaritifera</i> em cada local de amostragem no Rio Rabaçal. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e <i>Tuckey whiskers</i> (Percentil de 5 e 95). (Tratamento: <b>J</b> – jusante; <b>M</b> – montante).....	31
<b>Figura 16.</b> Percentagem de <i>Margaritifera margaritifera</i> consoante as diferentes classes de tamanho no Rio Rabaçal. (Tratamento: <b>J</b> – jusante; <b>B</b> – barragem; <b>M</b> – montante). ....	32
<b>Figura 17.</b> Comprimentos de <i>Margaritifera margaritifera</i> em cada local de amostragem no Rio Mente. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e <i>Tuckey whiskers</i> (Percentil de 5 e 95). (Tratamento: <b>B</b> – barragem; <b>M</b> – montante).....	32

<b>Figura 18.</b> Percentagem de <i>Margaritifera margaritifera</i> consoante as diferentes classes de tamanho no Rio Mente. (Tratamento: <b>J</b> – jusante; <b>B</b> – barragem; <b>M</b> – montante).....	33
<b>Figura 19.</b> Comprimento de <i>Margaritifera margaritifera</i> em cada local de amostragem no Rio Tuela. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e <i>Tuckey whiskers</i> (Percentil de 5 e 95). (Tratamento: <b>J</b> – jusante; <b>B</b> – barragem; <b>M</b> – montante).....	34
<b>Figura 20.</b> Percentagem de <i>Margaritifera margaritifera</i> consoante as diferentes classes de tamanho no Rio Tuela.....	35
<b>Figura 21.</b> Comprimento de <i>Margaritifera margaritifera</i> nos rios Rabaçal, Mente e Tuela agrupados por tratamento. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e <i>Tuckey whiskers</i> (Percentil de 5 e 95).....	35
<b>Figura 22.</b> Análise de Componentes Principais (PCA) que ordena os pontos de cada tratamento de acordo com as características abióticas e respetiva projeção de vetores. ....	37
<b>Figura 23.</b> Análise de Redundância (RDA) que ordena os pontos de cada tratamento relacionando os valores de abundância média de <i>Margaritifera margaritifera</i> com as características abióticas. ....	38
<b>Figura 24.</b> Locais de amostragem onde foi capturada a espécie lagostim-sinal <i>Pacifastacus leniusculus</i> . ....	40
<b>Figura 25.</b> Abundância média (+DP) de <i>Pacifastacus leniusculus</i> capturado em cada local de amostragem no Rio Rabaçal e no Rio Mente. ....	41
<b>Figura 26.</b> Comprimento de <i>Pacifastacus leniusculus</i> em cada local de amostragem no rio Rabaçal. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e <i>Tuckey whiskers</i> (Percentil de 5 e 95).....	41
<b>Figura 27.</b> Percentagem de <i>Pacifastacus leniusculus</i> consoante as diferentes classes de tamanho para o Rio Rabaçal. ....	42
<b>Figura 28.</b> Abundância média (+DP) de <i>Pacifastacus leniusculus</i> capturado em cada local de amostragem nos Rios Tuela e Baceiro. ....	43
<b>Figura 29.</b> Comprimento de <i>Pacifastacus leniusculus</i> coletados em cada local de amostragem nos Rios Tuela e Baceiro. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e <i>Tuckey whiskers</i> (Percentil de 5 e 95).....	44
<b>Figura 30.</b> Percentagem de <i>Pacifastacus leniusculus</i> consoante as diferentes classes de tamanho nos Rios Tuela e Baceiro. ....	45
<b>Figura 31.</b> Relação entre a abundância média de lagostins-sinal por local de amostragem e a percentagem de indivíduos predados. A equação da reta e o valor de R <sup>2</sup> estão representados na figura. ....	46



## Índice de Tabelas

<b>Tabela I.</b> Categorias de tamanho utilizadas na classificação do tipo de sedimento presente nos locais de amostragem .....	20
<b>Tabela II.</b> Teste de Kruskal-Wallis que testou diferenças entre as abundâncias de <i>Margaritifera margaritifera</i> consoante o local de tratamento. ....	29
<b>Tabela III.</b> Teste de Wilcoxon que testou de forma pareada os tratamentos em relação às abundâncias de <i>Margaritifera margaritifera</i> . ....	30
<b>Tabela IV.</b> Teste de Kruskal-Wallis que testou diferenças entre os comprimentos de <i>Margaritifera margaritifera</i> consoante o local de tratamento. ....	36
<b>Tabela V.</b> Teste de Wilcoxon que testou de forma pareada os tratamentos e indica as diferenças existentes entre grupos específicos relativamente aos comprimentos de <i>Margaritifera margaritifera</i> . ....	36
<b>Tabela VI.</b> Testes de Kruskal-Wallis que testaram diferenças entre a abundância e os comprimentos dos lagostins-sinal <i>Pacifastacus leniusculus</i> consoante o local de amostragem no Rio Rabaçal. ....	42
<b>Tabela VII.</b> Testes de Kruskal-Wallis que testaram diferenças entre a abundância e os comprimentos dos lagostins-sinal <i>Pacifastacus leniusculus</i> consoante o local de amostragem nos Rios Tuela e Baceiro. ....	45





# 1. INTRODUÇÃO

---



## 1.1. Estado atual dos ecossistemas aquáticos

Os ecossistemas de água doce enfrentam atualmente uma vasta gama de ameaças relacionadas com as atividades humanas que comprometem o seu funcionamento e biodiversidade (Vörösmarty *et al.*, 2010). Muitas espécies de água doce estão em declínio, quer a nível local quer a nível global, sendo que em alguns casos a extinção poderá ser (ou é mesmo) o desfecho final. Como ameaças principais a esta biodiversidade em ecossistemas de água doce incluem-se a perda e fragmentação do habitat, poluição, sobre-exploração de recursos (incluindo água), introdução de espécies invasoras e as alterações climáticas (Abell *et al.*, 2007; Carpenter *et al.*, 2011), sendo que ao atuarem em conjunto, os efeitos negativos podem ainda ser mais exacerbados e problemáticos.

Ainda que correspondam a uma ínfima porção dos ecossistemas da Terra, os cursos de água doce apresentam uma enorme riqueza de espécies (Dudgeon *et al.*, 2006) sendo a conservação destes habitats muito importante. Contudo, os grupos taxonómicos que recebem atenção mediática e apoio financeiro que vise a sua conservação efetiva são essencialmente os mamíferos e aves, em detrimento de outros grupos tão ou mais ameaçados como peixes, moluscos ou crustáceos (Darwall *et al.*, 2011).

Um grupo que tem suscitado grande preocupação de conservação é o dos moluscos de água doce (Lydeard *et al.*, 2004), em particular os bivalves, que apresentam declínios abruptos na sua distribuição espacial e/ou abundância nas últimas décadas (Lopes-Lima *et al.*, 2017, 2018). Os mexilhões de água doce ou náíades são possivelmente o grupo animal mais ameaçado da atualidade, enfrentando muitas espécies o risco de extinção (Williams *et al.*, 1993; Strayer *et al.*, 2004; Lopes-Lima *et al.*, 2014). São moluscos bivalves da Ordem Unionida compostos por cerca de 850 espécies dispersas por todo o globo (exceto a Antártida). Estas espécies têm bastante interesse ecológico pois apresentam características únicas como o seu ciclo de vida geralmente longo com uma fase obrigatória em que são parasitas de peixes ou outros vertebrados (Modesto *et al.*, 2018) ou o facto de os machos herdarem DNA mitocondrial de ambos os progenitores (Graf & Cummings, 2011). Em situações ditas normais a biomassa e a abundância dos mexilhões são muito elevadas e estes seres, tal como todos os bivalves, desempenham funções muito importantes nos ecossistemas aquáticos. São exemplo dessas funções o seu papel no processamento de detritos, filtração e purificação da água, participação chave em vários ciclos de

nutrientes ou a bioturbação do sedimento (Vaughn, 2018). Por estas razões o declínio destas espécies pode trazer inúmeras implicações para o bom funcionamento dos ecossistemas aquáticos, bem como para os serviços gerados (Howard & Cuffey, 2006).

## 1.2. Autoecologia e estado de conservação de *Margaritifera margaritifera* na Europa

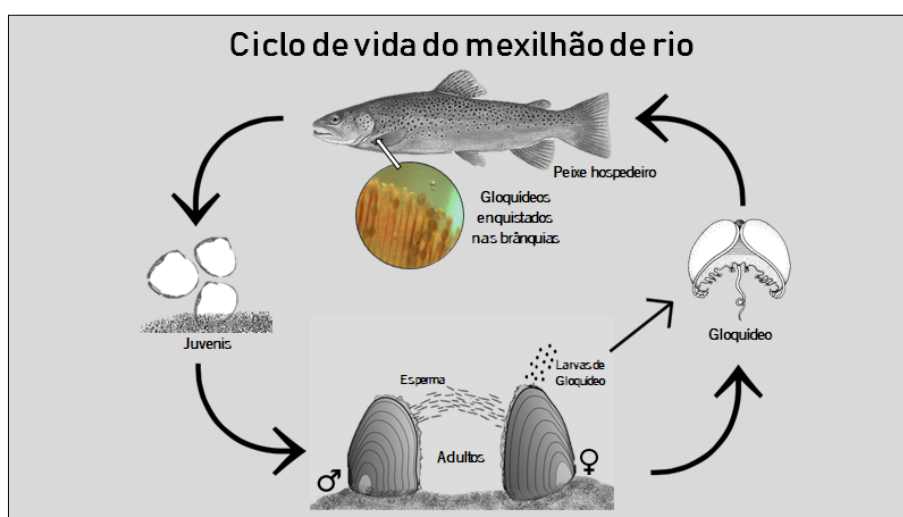
Na Europa, um exemplo de uma espécie em rápido declínio é o mexilhão-de-rio *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758) (**Figura 1.**) que devido ao seu estatuto de conservação de risco tem sido bastante visada nos programas de conservação. O mexilhão-de-rio é uma espécie holártica, ou seja, está distribuída por grande parte do hemisfério Norte: na costa Atlântica dos Estados Unidos da América e Canadá (Ziuganov *et al.*, 1994); na Europa encontra-se em rios russos (Ziuganov *et al.*, 2001), Escandinávia, Escócia e Irlanda (Mark Young & Williams, 1983) havendo também populações nos rios da Europa Central e do Sul. O limite sul da distribuição na Europa é a Península Ibérica onde está presente em Espanha e em Portugal (Bauer, 1986; Reis, 2003; Varandas *et al.*, 2013).



**Figura 1.** Exemplos de *Margaritifera margaritifera* no Rio Rabaçal.

As condições requeridas pela espécie *M. margaritifera* são muito específicas sendo esta quase sempre encontrada em rios pobres em nutrientes e com águas correntes saturadas com oxigénio. Apresenta sensibilidade à eutrofização e a mudanças na qualidade de água, por isso é considerada um excelente indicador da qualidade dos ecossistemas aquáticos (Geist, 2010). O seu ciclo de vida (**Figura 2.**) é complexo sendo os sexos de *M. margaritifera* geralmente separados, podendo as fêmeas em pequenas populações ser hermafroditas (Bauer, 1987). A alta fertilidade destes

organismos deve-se à produção massiva de larvas (gloquídeos) que uma fêmea consegue libertar por ano. No final do Verão estas larvas são libertadas, e terão que ser inaladas por um peixe hospedeiro específico (na Europa apenas são hospedeiros específicos as trutas (*Salmo trutta trutta* e *Salmo trutta fario*) e o salmão do Atlântico (*Salmo salar*)), onde vivem enquistados vários meses, sendo depois libertados no leito do rio (Young & Williams, 1984). Os indivíduos nesta fase enterram-se no substrato durante cerca de cinco anos, substrato esse que deve ser estável e com condições abióticas específicas (i.e. sedimentos usualmente grosseiros e bem oxigenados). Na fase adulta da sua vida vivem na superfície do sedimento onde realizam a filtração (Geist & Auerswald, 2007).



**Figura 2.** Esquema representativo do ciclo de vida do mexilhão-de-rio *Margaritifera margaritifera*.

Devido à sua dependência de um peixe hospedeiro e pelas mudanças estruturais que a sua presença provoca no habitat (grande densidade de conchas serve de substrato para muitas espécies de algas e invertebrados), o mexilhão-de-rio é um bom indicador para a ocorrência de espécies especializadas que tiram proveito desta característica. Para além disso, a sua taxa de filtração, excreção e o efeito que estas atividades provocam no ciclo de nutrientes poderá beneficiar um vasto conjunto de espécies, se bem que este aspeto e os seus mecanismos continuem por avaliar e assim sendo permanecem algo especulativos (Geist, 2010).

Apesar da sua longa duração de vida e distribuição alargada, foi estimado um declínio de mais de 90% das populações europeias de *M. margaritifera* (Bauer, 1988), verificando-se ainda hoje esta tendência (Lopes-Lima *et al.*, 2017). O maior problema é a baixa reprodução e ausência de juvenis na maioria das populações europeias, algo que aparentemente não tem como causa a

baixa fecundidade, pois os adultos produzem bastante gloquídeos por ano (Young & Williams, 1983).

Prova deste declínio global é o facto de *M. margaritifera* ser internacionalmente protegida pelo Anexo III da Convenção de Berna e pelos Anexos II e V da Diretiva Habitat da EU, estando listada como “em perigo” na Lista Vermelha da IUCN de espécies ameaçadas, e “criticamente ameaçada” na Europa (IUCN, 1996; Cuttelod *et al.*, 2011). O mexilhão-de-rio é igualmente protegido pela Rede Natura 2000.

Em Portugal a espécie foi registada pela primeira vez em 1845, tendo sido descrita mais pormenorizadamente por Nobre (1941) que verificou a sua ocorrência no Rio Douro e afluentes (Rios Tâmega, Sousa, Paiva e Ferreira) no Norte, no Rio Vouga no centro e no Rio Mira a sul. A presença no Rio Mira é, no entanto, altamente improvável dadas as condições requeridas pelo mexilhão-de-rio sendo que a explicação mais plausível ser uma confusão na identificação com *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798). Bauer (1986) visitou a bacia hidrográfica do Douro que supostamente continha muitos exemplares e não encontrou nenhum espécime. Assim sendo, este autor deu a espécie como extinta em Portugal no final da década de 1980. No entanto, e mais recentemente, Reis (2003, 2006) descreveu a presença de *M. margaritifera* nos Rios Rabaçal, Mente, Tuela, Paiva, Cávado e Neiva. Por último, Varandas *et al.* (2013) registou duas novas populações nos Rios Terva e Beça (bacia do Rio Tâmega). Estes estudos mais recentes retratam melhor o estatuto de conservação da espécie em Portugal. De referir, que é muito importante perceber a viabilidade das populações ibéricas pois são as que estão distribuídas mais a Sul na Europa, podendo fornecer informações importantes para o futuro, nomeadamente sobre as possíveis implicações das alterações climáticas na biologia e futura distribuição da espécie.

Sousa *et al.* (2015) fez amostragens em vários pontos nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela. A abundância das populações parece ter diminuído quando comparado com os dados recolhidos por Reis (2003) algo que pode ser explicado pelos diferentes métodos de amostragem e também pelo aumento da interferência humana nos cursos de água, como a construção de barragens. Ainda assim, as populações destes rios são as mais abundantes registadas em Portugal. Para além disso, estas populações apesar de serem maioritariamente constituídas por indivíduos grandes (o que nesta espécie é sinónimo de indivíduos mais velhos), têm na sua constituição um alto número de juvenis o que indica que está a ocorrer recrutamento e por isso, estas populações

são viáveis (Sousa *et al.*, 2015). Os locais onde estes indivíduos se localizavam preferencialmente eram zonas próximas das margens, com profundidade baixa, sedimentos arenosos e cascalho, alta cobertura por parte de vegetação ripária e com velocidade de corrente algo variável (Amorim, 2013; Sousa *et al.*, 2015).

### 1.3. Principais ameaças

Ainda que as causas específicas para o grande declínio e para as extinções locais ocorridas não estejam totalmente compreendidas, um denominador comum a esses casos é a perda, alteração ou degradação do habitat (Geist, 2010). As densas populações que outrora permaneciam conectadas entre si são hoje em dia afetadas por perturbações antropogénicas (por exemplo a construção de barragens), ficando fragmentadas e isoladas reprodutivamente. Porém, a alta longevidade desta espécie (duração de vida que pode ser superior a 100 anos em latitudes mais a Norte) aliada com o alto potencial reprodutor pode atenuar estes efeitos negativos (Bauer, 1992). No entanto, as populações mais pequenas podem sofrer efeitos de deriva genética e consequente perda de variabilidade genética, contribuindo para o *inbreeding* e a rápida extinção dessas populações (Geist, 2010).

Uma série de fatores podem estar relacionados com este declínio, sendo que podemos falar das cinco grandes causas provocadas pelo impacto antropogénico, o chamado “*Big Five*” (Mills, 2007). Desde logo a fragmentação ou perda de habitat já referida anteriormente aparenta ser a maior causa entre os casos estudados (Geist, 2010). Também a sobre-exploração é uma causa do declínio populacional de espécies, e no caso do mexilhão-de-rio a pesca para comércio de pérolas ocorre desde a época romana (Young & Williams, 1983). Outros dois fatores têm impacto nas populações: a poluição da água (com a eutrofização e presença de poluentes como metais pesados, disruptores endócrinos ou outros) e as alterações climáticas que provavelmente terão ainda maiores consequências no futuro principalmente nas populações localizadas no limite sul de distribuição (Hastie & Cosgrove, 2001; Orueta *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2015). Por último temos a introdução de espécies invasoras nos ecossistemas aquáticos. Estas espécies podem alterar propriedades ecológicas fundamentais como a espécie dominante de uma comunidade, a estrutura física do ecossistema, o ciclo de nutrientes e a produtividade primária e secundária (Bertness, 1984; Vitousek, 1990; Simberloff *et al.*, 2013).



De acordo com o conhecimento possuído sobre os cursos de água em estudo (Rios Rabaçal, Mente e Tuela) e todas as características que podem interferir com a viabilidade e crescimento da espécie de mexilhão-de-rio, as ameaças estudadas nesta tese focam-se em duas problemáticas principais: a fragmentação do habitat, por meio da edificação de barragens ao longo dos rios, que poderá influenciar a distribuição e a viabilidade da espécie *M. margaritifera*; e a introdução recente da espécie invasora, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) vulgarmente conhecida como lagostim-sinal, que poderá predar os indivíduos da espécie ameaçada.

Falando do primeiro problema, a edificação de uma barragem (**Figura 3.**) provoca uma quebra na continuidade do curso de água, algo que influencia vários fatores abióticos e pode afetar as condições necessárias à viabilidade do mexilhão-de-rio e influenciar a sua distribuição. As barragens têm implicações no nível da água de um rio bem como na velocidade da corrente (Watters, 1999). Devido à subtração de água que ocorre nas barragens, certos bivalves em zonas a jusante às barragens poderão ficar expostos em zonas sem água ou em locais com pouca água, com o risco de esta sobreaquecer, o que causará mortalidades anormais nas suas populações (Riggs & Webb, 1956; Neck & Howells, 1994). Também a exposição a temperaturas baixas aquando da falta de água pode aumentar a mortalidade numa população de bivalves (Watters, 1999); esta situação é mais frequente em ecossistemas de latitudes superiores. Este controlo artificial do caudal do rio por parte da barragem altera completamente as variações sazonais do nível da água, conduzindo em vários casos a uma redução ao longo dos anos das espécies de bivalve aí existentes (Layzer *et al.*, 1993; Hornbach *et al.*, 2017). No que diz respeito à velocidade da corrente, uma barragem pode causar variações neste parâmetro, alterando todo o processo de sedimentação e de erosão do substrato nas zonas a montante e a jusante da barreira (Neck & Howells, 1994). Todas estas variantes podem causar a alteração do habitat preferencial de uma espécie de bivalve, o que compromete a sua reprodução e a sua sobrevivência.



**Figura 3.** Barragem de Vila Verde (concelho de Vinhais) edificada no Rio Tuela.

Relacionado também com a sua reprodução, a quebra de continuidade no curso de água por parte da barragem pode interferir com o natural ciclo de vida dos hospedeiros de *M. margaritifera*, que são na generalidade peixes de grande mobilidade (incluindo migradores). O ciclo de vida dos bivalves da Ordem Unionida é bastante singular, requerendo uma fase parasítica onde necessita de um hospedeiro específico (Young & Williams, 1984). Os hospedeiros em *M. margaritifera* são espécies de trutas e salmões. A edificação de uma barragem vai afetar drasticamente a distribuição e dinâmica destes peixes pois são organismos que podem fazer migrações sazonais ao longo do curso de água, e esta nova estrutura que surge no rio impedirá a deslocação para montante destes organismos, algo que poderá comprometer a reprodução dos bivalves aí existentes (Watters, 1996).

Outro aspeto a analisar é a introdução espécies não nativas nos ecossistemas. As invasões biológicas são uma das grandes ameaças ao normal funcionamento dos ecossistemas aquáticos devido à possibilidade de as novas espécies provocarem mudanças em toda a estrutura e normal funcionamento do ecossistema (Simberloff *et al.*, 2013). Os cursos de água estão suscetíveis a muitas introduções de espécies não nativas, que ocorrem de forma propositada ou acidental, por meio de vetores com origem nas atividades humanas (Strayer, 2010). A espécie invasora pode alterar ou afetar o comportamento das espécies nativas, competindo pelos mesmos recursos ou habitat; pode ter influência na abundância das espécies nativas através da predação, alterando igualmente a sua distribuição; e num nível mais complexo perturbar o ciclo dos nutrientes e de transferência de energia dentro de um ecossistema (Simon & Townsend, 2003).

Falando em concreto sobre a espécie invasora que surgiu recentemente nos ecossistemas aquáticos em estudo, estamos a lidar com um lagostim endémico da América do Norte, que foi

introduzido em pelo menos vinte países da Europa desde 1960 (Holdich, 2002). O lagostim-sinal (**Figura 4.**) apresenta vantagens competitivas perante os lagostins nativos europeus, transportando com ele um parasita (*Aphanomyces astaci* Schikora) do qual é resistente, mas é letal para os lagostins nativos (Henttonen & Huner, 1999; Dunn *et al.*, 2009). No geral, os lagostins são considerados omnívoros e detritívoros, mas o lagostim-sinal consome preferencialmente material animal como foi verificado em estudos efetuados na Grã-Bretanha (Guan & Wiles, 1998), sendo os moluscos os organismos preferenciais (Hanson *et al.*, 1990). Ermgassen & Aldridge (2011) fizeram um estudo onde verificaram a predação do lagostim-sinal sobre moluscos bivalves, nomeadamente sobre o mexilhão invasor *Dreissena polymorpha* (mexilhão-zebra). Os lagostins são seletivos quanto às presas que consomem, escolhendo preferencialmente mexilhões mais pequenos.



**Figura 4.** Lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus*.

#### 1.4. Enquadramento do problema e principais objetivos

Enquadrando estas ameaças dentro do contexto específico das populações de *M. margaritifera* em Portugal, um dos objetivos principais deste estudo foi perceber se a presença de barragens no curso de água influencia a distribuição e a viabilidade desta espécie. Falando em concreto deste bivalve, trabalhos anteriores (Sousa *et al.*, 2015) mostram que as características preferenciais a nível de habitat por parte do mexilhão-de-rio são zonas de água corrente, com sedimento arenoso ou cascalho e de baixa profundidade. Existe assim uma preferência por locais perto da margem, margem essa que deve ter bastante vegetação ripária. Sabendo que existem barreiras edificadas nos cursos de água em estudo, e que estas poderão ter impacto nos sistemas aquáticos, mais

concretamente, no habitat de espécies bivalves é importante analisar como acabam por estar distribuídos os indivíduos de mexilhão-de-rio em relação à barragem existente. Foram então escolhidos locais sob influência da barragem, e também localizados abaixo e acima destas barreiras físicas. Desta forma pretendeu-se colmatar a falta de informação existente na literatura sobre este problema e como a presença de estruturas físicas como barragens podem comprometer a viabilidade de populações de *M. margaritifera*. Por outro lado, e focando ainda nas eventuais alterações que a barragem pode acarretar para o ambiente envolvente, foi feita uma caracterização exaustiva de vários fatores abióticos que podem influenciar a distribuição do mexilhão-de-rio.

O segundo grande objetivo deste estudo foi verificar se o lagostim invasor *Pacifastacus leniusculus* (lagostim-sinal ou lagostim do Pacífico) tem uma ação predatória sobre as populações de mexilhão-de-rio existentes nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela, populações essas que correspondem às mais viáveis do território português (Sousa *et al.*, 2015). O lagostim-sinal é uma espécie recém introduzida nestes cursos de água no Norte de Portugal, sendo que a primeira descrição da espécie nos Rios Rabaçal e Tuela ocorreu no verão de 2013. Consoante o grau de predação sobre o mexilhão-de-rio, o lagostim invasor poderá constituir uma nova ameaça a esta espécie com um estatuto de conservação já de si preocupante. Para além disso, caso essa ação predatória se verifique será interessante correlacionar a abundância dos lagostins em cada local, com o grau de predação visível nos indivíduos de *M. margaritifera* aí amostrados. Neste âmbito, foi também estudada uma possível relação entre a ação predatória da espécie não nativa e o tamanho dos bivalves. Por fim, estas amostragens vão servir para determinar pela primeira vez as abundâncias de *P. leniusculus* nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela, bem como mapear a sua distribuição atual e determinar a proporção de sexos.



## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

---



## 2.1. Área de estudo

Os rios amostrados neste estudo (Rabaçal, Mente e Tuela) situam-se no Norte de Portugal. A escolha destes cursos de água advém da recente introdução de uma espécie invasora, o lagostim-sinal, nestes ecossistemas; e de em dois dos rios (Rabaçal e Tuela) estarem presentes barragens que provocam a fragmentação do habitat, sendo que também o Rio Mente sofre a influência de uma das barragens implementadas no Rio Rabaçal. Tendo em conta estas premissas, estes rios são ideais para estudar o impacto destas ameaças na espécie em estudo, *Margaritifera margaritifera*. Aliado a isso, as populações de mexilhão-de-rio mais viáveis do país estão presentes nestes ecossistemas (Sousa *et al.*, 2015). Os Rios Rabaçal, Mente e Tuela são todos tributários do Rio Tua e apresentam uma baixa influência antropogénica, algo que favorece a presença desta espécie de bivalve.



**Figura 5.** Mapa de Portugal continental com a localização dos três rios amostrados (Rabaçal, Mente e Tuela).



### 2.1.1. Rio Rabaçal

O Rabaçal (**Figura 6.**) é um rio da região transmontana com uma extensão total de 88 quilómetros, sendo que 65 desses são em território português. Nasce na Galiza e entra em Portugal no concelho de Vinhais, confluindo aí com o Rio Mente. No seu percurso estão presentes duas barragens: a Barragem de Rebordelo a sul de Vinhais e a Barragem de Bouçoais-Sonim edificada em Mirandela/Valpaços. A Norte de Mirandela une-se ao Rio Tuela formando o Rio Tua. Teixeira *et al.* (2010) avaliaram as condições ambientais e de habitat para este curso de água e comprovaram a excelente qualidade ambiental deste rio bem como a existência de hospedeiros (i.e. trutas) para o mexilhão-de-rio. Assim sendo, o Rio Rabaçal possui condições ideais para a presença de *M. margaritifera*. A parte a montante do Rio Rabaçal faz parte do Parque Natural de Montesinho e pertence à Rede Natura 2000. Neste rio existem duas barragens edificadas. A Barragem de Rebordelo começou a ser construída em 1999 e está em funcionamento desde 2004. Possui uma área de inundação de 400 x 1000 m<sup>2</sup>, sendo a sua potência total de 8,75 MW e a energia produzida em média por ano de 24 GWh. Um pouco a jusante da Barragem de Rebordelo está localizada a Barragem de Bouçoais-Sonim. As obras iniciaram-se em 2003, estando esta em funcionamento desde 2004. Tem 15,3 x 1000 m<sup>2</sup> de área de inundação, uma potência total de 10 MW e uma energia média produzida por ano de 30 GWh.



**Figura 6.** Rio Rabaçal.

### 2.1.2. Rio Mente

O Rio Mente (**Figura 7.**) é um curso de água da região transmontana com uma extensão total de 57 quilómetros. A sua nascente é na Galiza a cerca de 1292 metros de altitude e em solo português onde entra no concelho de Vinhais percorre 33 quilómetros, servindo de fronteira entre

Portugal e Espanha. Serve igualmente de divisão entre os concelhos de Vinhais, Chaves e Valpaços. Parte do seu curso pertence ao Parque Natural de Montesinho e à Rede Natura 2000 devido à diversidade de fauna e flora existente nas altas encostas e nos seus vales. No fim do seu curso desagua nas águas do Rabaçal junto à barragem de Rebordelo.



**Figura 7.** Rio Mente.

### 2.1.3. Rio Tuela

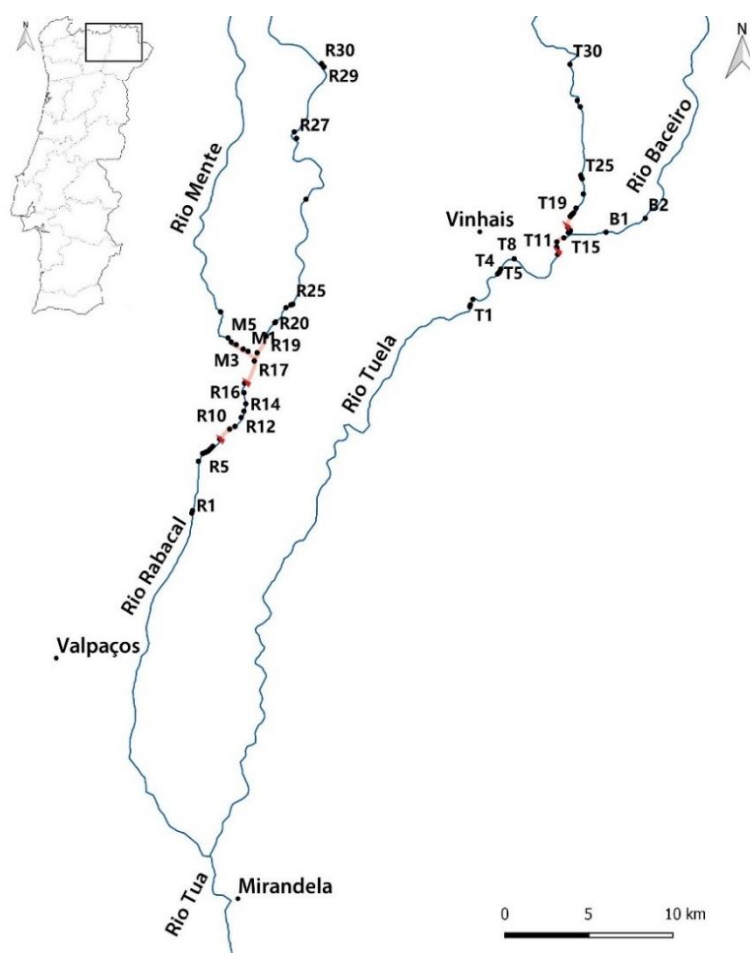
O Rio Tuela (**Figura 8.**) nasce em território espanhol na província de Zamora a 1896 metros de altitude e tem uma extensão de 120 quilómetros. Percorre em solo português 80 quilómetros entrando pelo concelho de Vinhais, onde faz parte do Parque Natural de Montesinho. Tem como afluente principal o Rio Baceiro e no seu trajeto final vai confluír com o Rio Rabaçal, dando origem ao Rio Tua. Tal como constatado no Rio Rabaçal, o Rio Tuela também apresenta uma qualidade ambiental excelente e níveis de influência antropogénica reduzidos, características ideais para a colonização do mexilhão-de-rio (Teixeira *et al.*, 2010). Pertence, tal como os rios já mencionados, à Rede Natura 2000. Este rio possui duas barragens na área em estudo. A Barragem de Nunes começou a operar em 1995, tendo um potência total de 10 MW e produzindo 30 GWh de energia em média por ano. Já a Barragem das Trutas é uma estrutura de muito menor dimensão, onde a energia produzida é igualmente reduzida.



**Figura 8.** Rio Tuela.

## 2.2. Plano de amostragem e metodologia

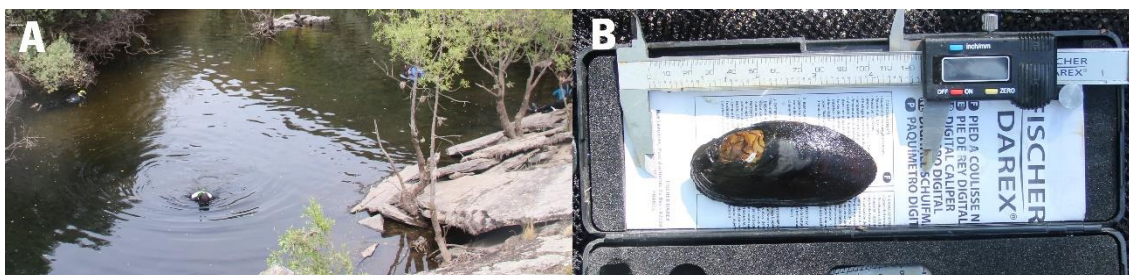
Neste estudo foram feitas amostragens nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela durante os meses de Julho e Agosto de 2017. Ao todo foram amostrados 66 pontos ao longo do curso dos três rios (30 no Rabaçal, 6 no Mente e 30 no Tuela) (**Figura 9**).



**Figura 9.** Localização dos locais de amostragem nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela. As zonas a vermelho representam a zona de influência das barragens.

Nos locais de amostragem foi feita a recolha de dados para avaliar os dois problemas em estudo: a distribuição dos mexilhões de rio em relação à presença de uma barragem (montante, jusante e barragem) e avaliação da possível predação por parte do lagostim-sinal.

De modo a proceder à avaliação da distribuição do mexilhão-de-rio em cada ponto de amostragem foram observados trechos com cerca de 50 metros de comprimento através do método de *snorkelling*. O critério estabelecido foi realizar várias réplicas de 5 minutos repartidas por três ou quatro pessoas, sendo despendido por cada local cerca de 30 minutos (**Figura 10.A**). Contudo para locais onde se previa abundâncias mais reduzidas (jusante) o número de réplicas foi superior. Contabilizou-se então o número de mexilhões de rio para cada zona amostrada e por réplica, e para cada indivíduo coletado fez-se a medição do seu comprimento com o recurso a craveiras (**Figura 10.B**). A unidade de esforço para esta amostragem é indivíduos apanhados em 5 minutos de mergulho (ind. CPUE). No final deste procedimento todos os indivíduos foram recolocados cuidadosamente na posição original onde foram encontradas.



**Figura 10. A)** Amostragem de *Margaritifera margaritifera* através de *snorkelling* por quatro mergulhadores; **B)** Medição do comprimento do mexilhão-de-rio *Margaritifera margaritifera* com uma craveira.

Para determinar os fatores que influenciam o estabelecimento das populações de mexilhão-de-rio fez-se a recolha de parâmetros físico-químicos (temperatura, condutividade, oxigénio dissolvido e pH) em cada ponto de amostragem utilizando uma sonda multiparamétrica YSI EXO 2. Em cada local de amostragem foi também recolhida água de forma a determinar o total de sólidos em suspensão bem como o total de matéria orgânica em suspensão. Para isso volumes de água foram filtrados utilizando filtros GFC sendo estes posteriormente secos a 60°C por 48h e depois levados a uma mufla a 550°C por 8h. Por diferença de peso foi determinado por local o total de sólidos em suspensão bem como o total de matéria orgânica em suspensão. Adicionalmente foi feita uma recolha de substrato de forma a determinar o tipo de sedimento de cada local de amostragem. Os organismos bentónicos apresentam uma relação com o substrato onde se encontram devido à permanente interação que estabelecem com este. A distribuição e dinâmica de cada espécie está

por isso estar interligada com o tipo de sedimento existente em cada local. Neste trabalho estudaram-se dois parâmetros sedimentológicos: a granulometria do sedimento e a quantidade de matéria orgânica presente no sedimento. Para determinar a granulometria de cada local, utilizou-se o método de crivação com um agitador do tipo Ro-Tap. A determinação do tipo de sedimento foi feita com base na escala dimensional apresentada na **Tabela I.** e a frequência de cada classe foi expressa como % do peso total.

**Tabela I.** Categorias de tamanho utilizadas na classificação do tipo de sedimento presente nos locais de amostragem

Diâmetro (mm)	Classe dos sedimentos
> 63	Seixo
45 – 63	Cascalho muito grosso
31.5 – 45	Cascalho muito grosso
22.4 – 31.5	Cascalho grosso
16 – 22.4	Cascalho grosso
11.2 – 16	Cascalho médio
8 – 11.2	Cascalho médio
4 – 8	Cascalho fino
2 – 4	Cascalho muito fino
1 – 2	Areia muito grossa
0.5 – 1	Areia Grossa
0.250 – 0.5	Areia média
0.125 – 0.250	Areia fina
0.063 – 0.125	Areia muito fina
< 0.063	Silte + Argila

No que diz respeito à quantidade de matéria orgânica do sedimento, todas as amostras recolhidas foram em laboratório levadas à mufla a 550°C durante 24h, para que após a combustão, os valores do peso de cada local fossem contabilizados e expressos em percentagem após determinada a diferença de peso.

Dos 66 locais amostrados para estudar o impacto das barragens na espécie *M. margaritifera*, apenas 40 foram incluídos no estudo sobre a predação dos lagostins-sinal. Os locais excluídos

foram os seguintes: R6, R8, R9, R10, R11, R15, R17, R18, R19, M1, M2, M3, M4, T2, T3, T6, T7, T9, T10, T11, T12, T13, T14, T16, T17 e T18. Para complementar o estudo, foram amostrados 3 pontos no Rio Baceiro, curso de água que é afluente do Rio Tuela. De maneira a verificar a possível predação do lagostim-sinal sobre o mexilhão-de-rio, em cada local de amostragem foram colocadas armadilhas de modo a atrair (usando como isco peixe) e quantificar o número de lagostins-sinal existente por local. Colocaram-se dez armadilhas de funil, podendo essas armadilhas ser covos retangulares (50 x 30 x 20 cm e 0,5 cm de abertura da malha) ou covos circulares (43 cm de diâmetro, 22 cm de altura e 1,5 cm de abertura da malha) (**Figura 11.A**). No dia seguinte e passadas 24h de cada colocação recolheram-se os covos e contaram-se os lagostins apanhados. Para além disso, foram medidos os tamanhos destes crustáceos e determinado o sexo de cada um (**Figura 11.B**). A unidade de esforço neste caso é indivíduos por armadilha e por 24 horas de pesca (ind. CPUE). Em casos excecionais foi necessário também identificar que espécie de lagostim havia sido capturada (lagostim-sinal ou lagostim-vermelho – *Procambarus clarkii* (Girard, 1852)).

Para em concreto detetar e estudar a predação desta espécie invasora sobre *M. margaritifera*, nos locais onde coincidiam as duas espécies, os bivalves foram observados e analisaram-se os possíveis danos nas conchas destes indivíduos, que resultam da manipulação e alimentação efetuada pelo lagostim-sinal. As marcas ou sinais causados pelo lagostim são características e fáceis de identificar (Ronaldo Sousa, comunicação pessoal) (**Figura 11.C**). Para cada bivalve predado foi determinada a percentagem de concha danificada e no geral contados os mexilhões de rio com marcas de predação por cada local.



**Figura 11. A)** Armadilhas (covos) utilizadas para a captura do lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus*; **B)** Medição do comprimento de um lagostim-sinal e **C)** *Margaritifera margaritifera* morta com marcas de predação de lagostim-sinal.

### 2.3. Análise de dados

Toda a análise estatística efetuada nesta tese foi precedida de testes *Shapiro-Wilk* para verificar a existência de uma distribuição normal dos dados (distribuição Gaussiana). Quando adequado testes de homogeneidade de variâncias foram também efetuados (teste de *Fligner-Killeen*).

Para estudar a problemática relativa à fragmentação de habitat e à edificação de barragens, os dados usados foram os das abundâncias de mexilhão-de-rio para cada local de amostragem. Para cada local foram calculados a média e o desvio padrão da abundância de bivalves encontrados. Para verificar diferenças entre as abundâncias consoante o local de amostragem, testes de *Kruskal-Wallis* foram realizados pelo facto de os dados não apresentarem uma distribuição normal. No seguimento, e para identificar entre quais tratamentos as possíveis diferenças se verificavam, procedeu-se a uma análise pareada efetuada pelo teste de *Wilcoxon*.

Quanto à estrutura populacional da espécie *M. margaritifera*, foram usados dados relativos ao tamanho de cada bivalve encontrado. Tal como no caso anterior, os resultados apresentados resultam da média de tamanhos dos indivíduos de cada ponto, tendo sido calculado o desvio padrão para cada local. Para obter mais informação sobre o tamanho dos bivalves, fez-se uma classe de tamanhos para as populações dos rios em estudo. Mais uma vez os testes de *Kruskal-Wallis* e de *Wilcoxon* foram utilizados para identificar possíveis diferenças significativas.

Para a caracterização abiótica de cada local, foi realizada uma análise multivariada PCA (Análise de Componentes Principais) de forma a ordenar todos os pontos de amostragem consoante as suas características abióticas. Numa segunda análise, relacionou-se as abundâncias de mexilhão-de-rio de cada local com os parâmetros abióticos medidos de modo a identificar que parâmetros mais influenciam o número de indivíduos de *M. margaritifera* registado em cada ponto de amostragem. A análise multivariada utilizada para este caso foi uma Análise de Redundância (RDA).

Para estudar a predação dos lagostins-sinal sobre *M. margaritifera*, os dados utilizados foram as abundâncias de crustáceos capturados. Foram calculadas as médias de indivíduos capturados por local e respetivo desvio padrão. Para estudar a estrutura das populações de cada rio, fez-se uma

classe de tamanhos para obter informação sobre os comprimentos dos lagostins. Relativamente aos sexos, recorreu-se ao teste do qui-quadrado para testar possíveis diferenças nos rácios entre sexos em cada rio.

Por fim para conferir a existência de predação dos lagostins-sinal sobre *M. margaritifera*, correlacionou-se o número de lagostins-sinal existente com a percentagem de bivalves predados. Uma regressão linear foi efetuada, sendo o resultado testado estatisticamente através de uma correlação de *Spearman*.

O tratamento de dados foi efetuado no Microsoft Excel (2016), tendo sido o trabalho de análise gráfica e estatística realizado no *software* RStudio 1.0.136 (RStudio Team, 2016). Excepcionalmente, o tratamento gráfico e estatístico da caracterização abiótica (PCA e RDA) dos locais foi realizado com o *software* PRIMER (vers. 6.1.6, PRIMER-E Ltd, Plymouth, Reino Unido; Anderson *et al.*, 2008).





## 3. RESULTADOS

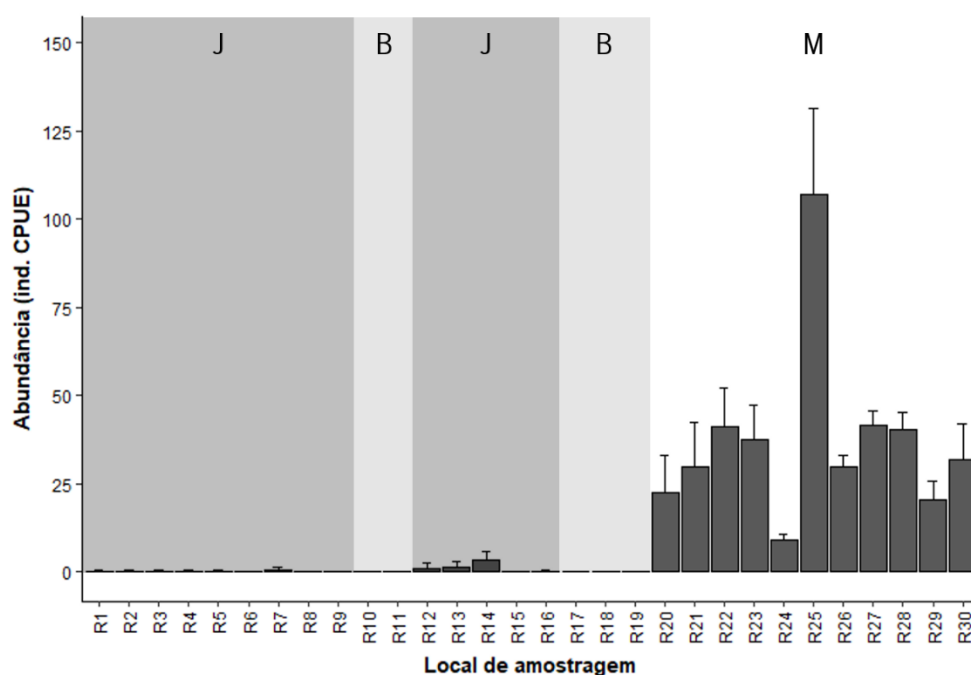
---



### 3.1. Impacto das barragens na distribuição de *Margaritifera margaritifera* nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela

#### 3.1.1. Abundância média

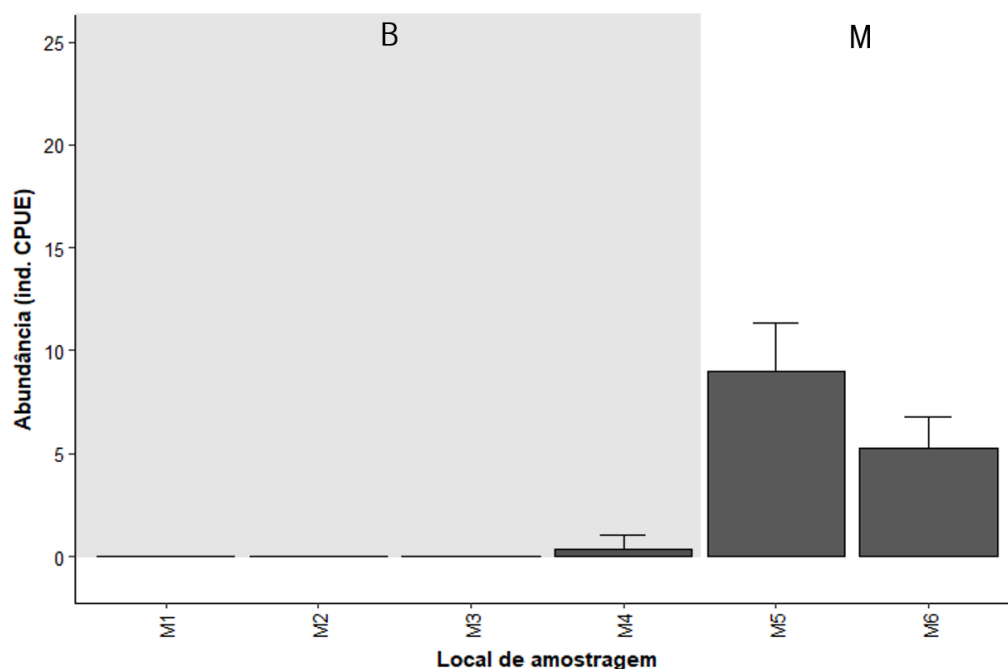
No Rio Rabaçal foram amostrados 30 locais sendo que *M. margaritifera* esteve presente em vinte e um pontos de amostragem. Em média foram encontrados 9.30 ind. CPUE, sendo o local R25 o que apresentou a maior abundância média (107.00 ind. CPUE). O ponto mais a jusante que continha a espécie foi o R1 (0.17 ind. CPUE) e o mais a montante foi o R30 (31.71 ind. CPUE). As abundâncias médias de indivíduos encontrados em cada local pode ser visto na **Figura 12**.



**Figura 12.** Abundância média (+DP) de indivíduos de *Margaritifera margaritifera* em cada local de amostragem no Rio Rabaçal. (Tratamento: **J** – jusante; **B** – barragem; **M** – montante).

Analisando os resultados obtidos para cada tipo de tratamento (barragem, jusante e montante), é observável na **Figura 12**, uma clara discrepância nas abundâncias médias registadas nos pontos a montante das barragens comparando com os valores obtidos a jusante e na barragem. No total, em locais a montante das barragens a abundância média foi de 37.35 ind. CPUE contrastando com os 0.54 ind. CPUE recolhidos em zonas a jusante e os 0 recolhidos na zona de retenção das barragens.

No caso do Rio Mente foram apenas amostrados 6 locais, estando o mexilhão-de-rio presente em três desses pontos. Em média 1.70 ind. CPUE desta espécie foram registados, sendo M5 o ponto onde mais bivalves se contabilizaram (9.00 ind. CPUE). O local M4 foi o ponto mais a jusante onde se encontrou a espécie (0.33 ind. CPUE) e o M6 o mais a montante (5.25 ind. CPUE). O resultado das abundâncias médias de indivíduos para o Rio Mente pode ser observado na **Figura 13**.

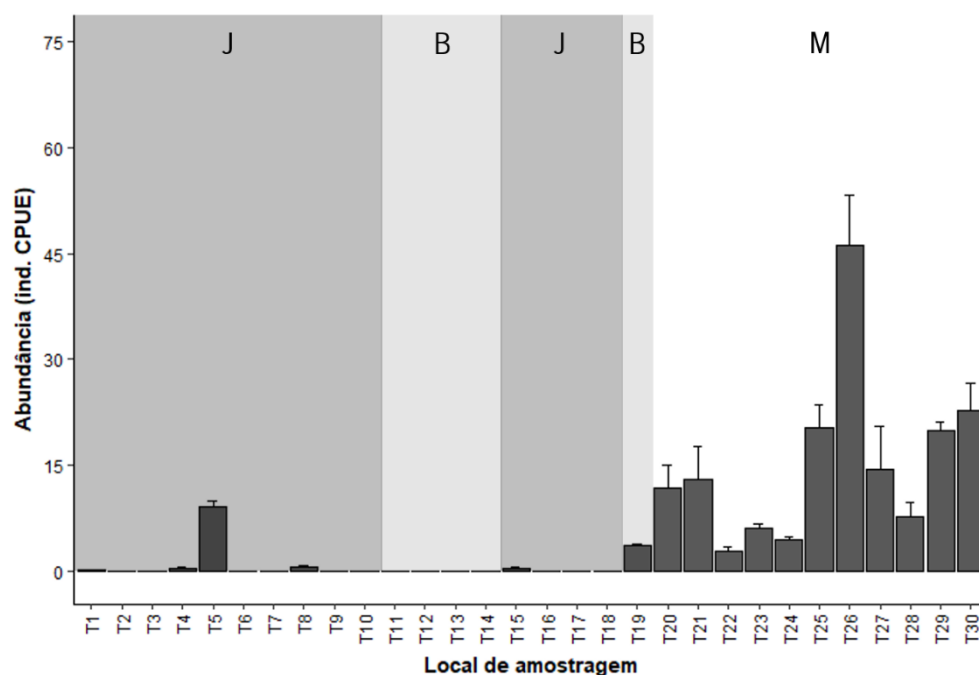


**Figura 13.** Abundância média (+DP) de indivíduos de *Margaritifera margaritifera* em cada local de amostragem no Rio Mente. (Tratamento: **B** – barragem; **M** – montante).

Para o Rio Mente não houve nenhum ponto de amostragem que pudesse ser caracterizado como um local a jusante de uma barragem uma vez que este rio desagua no Rio Rabaçal ainda sob a influência da barragem de Rebordelo. Ainda assim, e não sendo os resultados tão discrepantes como nos outros rios dado o menor número de bivalves recolhidos no Rio Mente, foram encontrados em média 7.13 ind. CPUE em zonas a montante das barragens e apenas 0.08 ind. CPUE nos locais da zona retenção da barragem.

Para o Rio Tuela foram amostrados 30 locais estando o mexilhão-de-rio presente em dezasseis desses pontos. O número médio de indivíduos contabilizados foi de 4.92 ind. CPUE, sendo o ponto T26 o local com maior abundância (46.25 ind. CPUE). O ponto mais a jusante onde estava presente esta espécie foi o T4 (0.33 ind. CPUE), e o mais a montante T30 (22.75 ind. CPUE). Na

**Figura 14.** pode ser observados os resultados das abundâncias médias de indivíduos para o Rio Tuela.



**Figura 14.** Abundância média (+DP) de indivíduos de *Margaritifera margaritifera* em cada ponto de amostragem no Rio Tuela. (Tratamento: **J** – jusante; **B** – barragem; **M** – montante).

O total de indivíduos coletados em pontos a montante no Rio Tuela (15.38 ind. CPUE) excedeu em grande escala o número total correspondente a locais a jusante e na zona de retenção da barragem (0.75 e 0.71 ind. CPUE, respetivamente), tal como tinha ocorrido nos Rios Rabaçal e Mente.

No cômputo geral, verifica-se que o número de indivíduos presente varia consoante os locais de tratamento pois existem diferenças significativas entre os pontos da barragem, jusante e montante ( $H = 344.330$ ;  $p < 0.001$ ). Os resultados estão representados na **Tabela II**.

**Tabela II.** Teste de Kruskal-Wallis que testou diferenças entre as abundâncias de *Margaritifera margaritifera* consoante o local de tratamento.

	H	df	p
Rio Rabaçal	167.490	2	< 0.001
Rio Mente	38.543	1	< 0.001
Rio Tuela	138.04	2	< 0.001
Total (Três Rios)	344.330	2	< 0.001

Para averiguar entre quais tratamentos existiam as diferenças mais significativas complementou-se o teste de Kruskal-Wallis com o teste de Wilcoxon que compara de forma pareada os tratamentos. Os resultados são referentes ao total dos três rios e revelam que as diferenças mais significativas se verificam quando se compara os locais a montante com os locais a jusante e da zona de retenção da barragem ( $p < 0.001$  para ambos os casos) (**Tabela III**). Assim sendo, a espécie *M. margaritifera* nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela tem uma clara preferência por locais a montante das barragens.

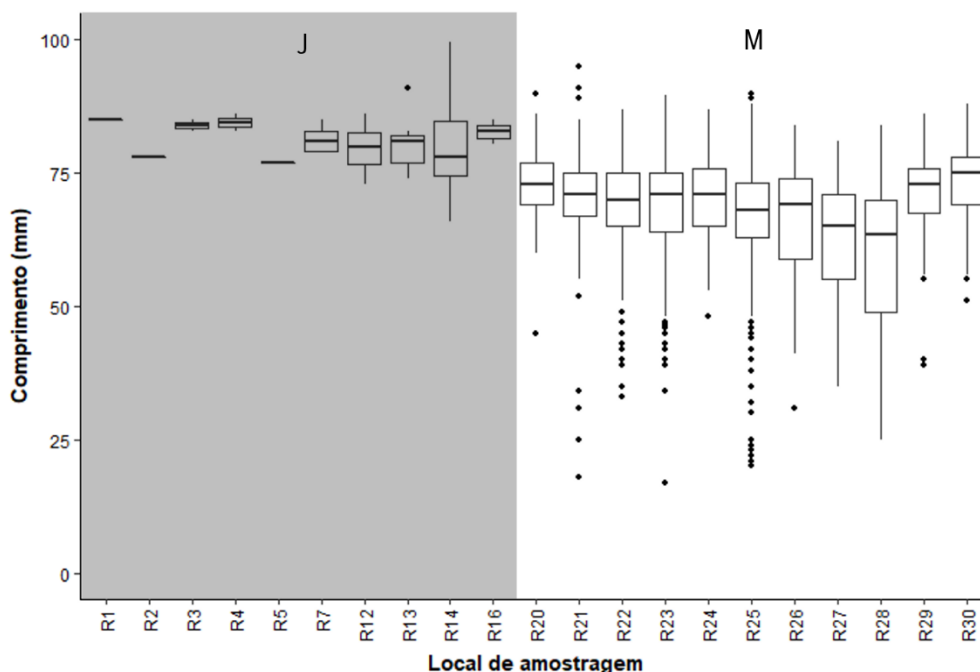
**Tabela III.** Teste de Wilcoxon que testou de forma pareada os tratamentos em relação às abundâncias de *Margaritifera margaritifera*.

	Barragem	Jusante
Jusante	0.043	-
Montante	< 0.001	< 0.001

### 3.1.2. Estrutura das populações

Um método para estudar a estrutura de uma população de mexilhões de rio é através da medição dos comprimentos de cada indivíduo. Segundo San Miguel *et al.* (2004), as populações ibéricas têm um crescimento mais rápido do que as do Norte da Europa. Por isso, indivíduos com comprimentos superiores a 60.00 mm são considerados adultos para os rios amostrados. Com estes valores em mente é possível verificar se a população contém juvenis e consequentemente tem recrutamento ou se estamos perante uma população a envelhecer e em risco de se extinguir devido à ausência de reprodução e recrutamento.

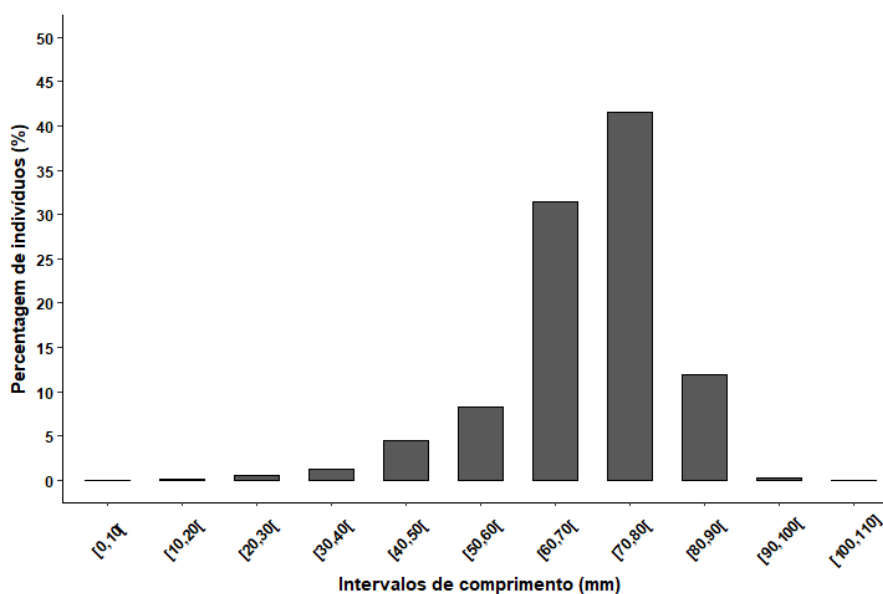
No Rio Rabaçal, o tamanho médio ( $\pm DP$ ) dos mexilhões de rio foi de 68.80 ( $\pm 10.7$ ) mm. O exemplar com maior comprimento tinha 99.50 mm (R14) e o com menor comprimento 17.00 mm (R23). De salientar que os locais a montante da barragem apresentam todos um comprimento médio inferior relativamente aos locais a jusante. Como nos locais na zona de retenção da barragem do Rio Rabaçal não foram encontrados indivíduos, não foram tidos em conta nesta análise. O local com o comprimento médio maior foi o R4 (jusante) com 84.50 mm e o com comprimento médio menor R28 (montante) com 60.20 mm. Os resultados relativos aos comprimentos dos indivíduos encontrados no Rio Rabaçal estão representados na **Figura 15**.



**Figura 15.** Comprimento de *Margaritifera margaritifera* em cada local de amostragem no Rio Rabaçal. Os *boxplots* apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e *Tuckey whiskers* (Percentil de 5 e 95). (Tratamento: **J** – jusante; **M** – montante).

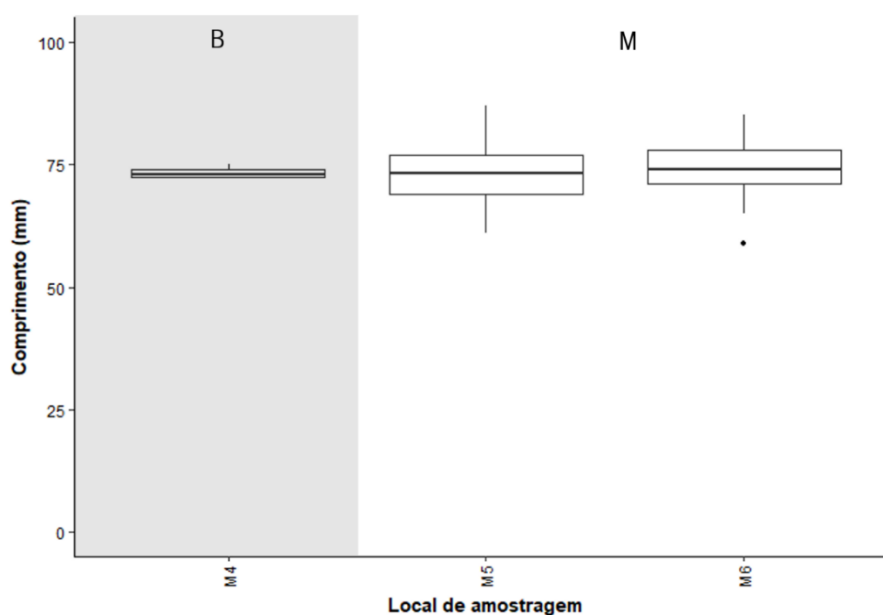
Os comprimentos médios dos locais a jusante das barragens são todos superiores a 77.00 mm o que revela que estas populações são constituídas por mexilhões já adultos. Os dados recolhidos espelham ainda uma realidade mais dramática pelo facto de nenhum indivíduo aqui recolhido poder ser considerado juvenil (< 60.00 mm). Num panorama oposto, os locais a montante possuem bastantes juvenis, sendo os comprimentos médios todos inferiores a 74.00 mm. Inclusive o ponto R28 tem um comprimento médio de 60.20 mm o que revela que os indivíduos aqui presentes são bastante jovens. No Rabaçal 14.75 % dos indivíduos encontrados podem ser consideradas juvenis (comprimento <60.00 mm) , estando a maioria incluída no intervalo de comprimentos [70,80[ (41.57 %) (**Figura 16**).





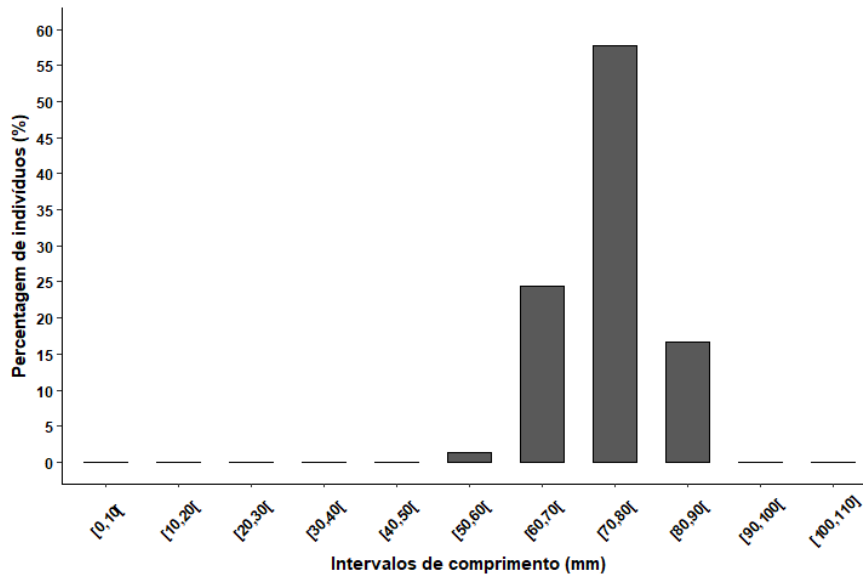
**Figura 16.** Percentagem de *Margaritifera margaritifera* consoante as diferentes classes de tamanho no Rio Rabaçal. (Tratamento: **J** – jusante; **B** – barragem; **M** – montante).

No Rio Mente, a análise fica restringida a apenas 3 locais de amostragem. O tamanho médio dos indivíduos neste rio foi de 73.3 ( $\pm$  5.90) mm. O exemplar de maior comprimento tinha 87.00 mm (M5) e o de menor comprimento 59.00 mm (M6). Os comprimentos médios são bastante semelhantes, como é visível na **Figura 17**, e rondaram os 73.00 mm (73.30 para M4, 73.20 para M5 e 73.50 para M6).



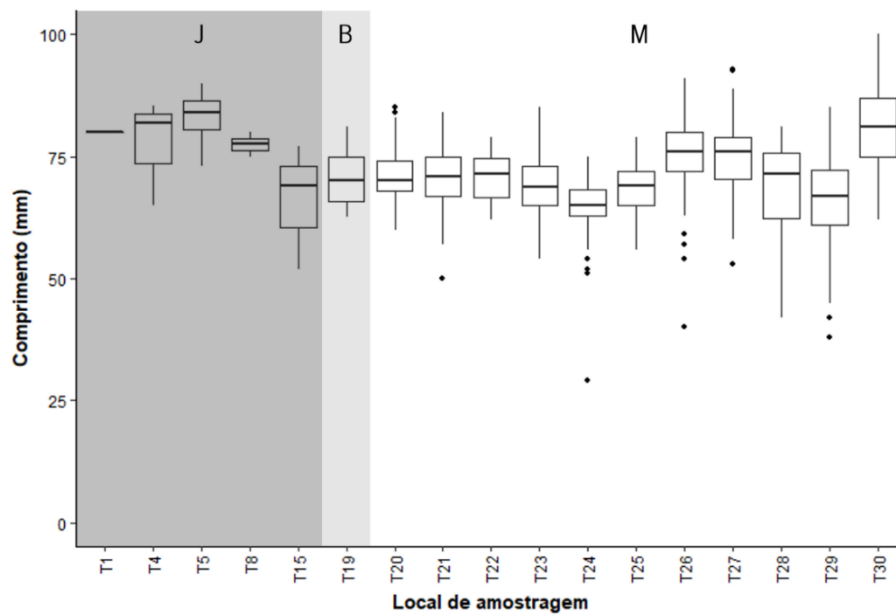
**Figura 17.** Comprimentos de *Margaritifera margaritifera* em cada local de amostragem no Rio Mente. Os *boxplots* apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e *Tuckey whiskers* (Percentil de 5 e 95). (Tratamento: **B** – barragem; **M** – montante).

Pela **Figura 18**, também se pode aferir que a população de mexilhão-de-rio do Rio Mente tem uma composição envelhecida, tendo apenas 1.28 % dos indivíduos comprimentos inferiores a 60.00 mm. A maioria dos bivalves possui um comprimento entre 70.00 e 80.00 mm (57.69 %).



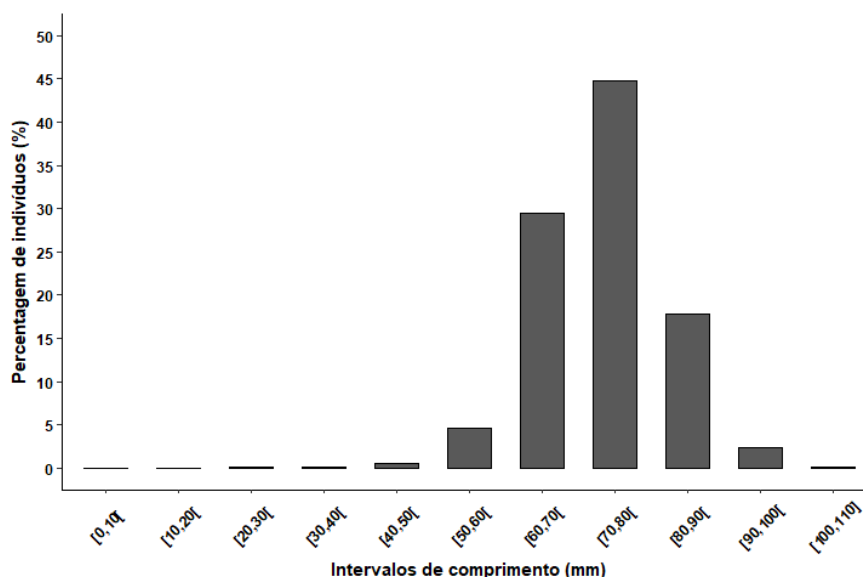
**Figura 18.** Percentagem de *Margaritifera margaritifera* consoante as diferentes classes de tamanho no Rio Mente. (Tratamento: **J** – jusante; **B** – barragem; **M** – montante).

No Rio Tuela, 72.60 ( $\pm$  8.4) mm foi o tamanho médio dos mexilhões de rio aí coletados. Em T30 foi encontrado o indivíduo com maior comprimento de toda a amostragem com 100.00 mm, tendo o bivalve amostrado de menor tamanho do Rio Tuela 29.00 mm (T24). O local com maior comprimento médio foi T5 (jusante) com 83.20 mm e o local que apresentou menor comprimento médio foi T24 (montante) com 66.10 mm. A **Figura 19**, tem representada os resultados sobre os comprimentos dos mexilhões de rio de cada ponto do Rio Tuela.



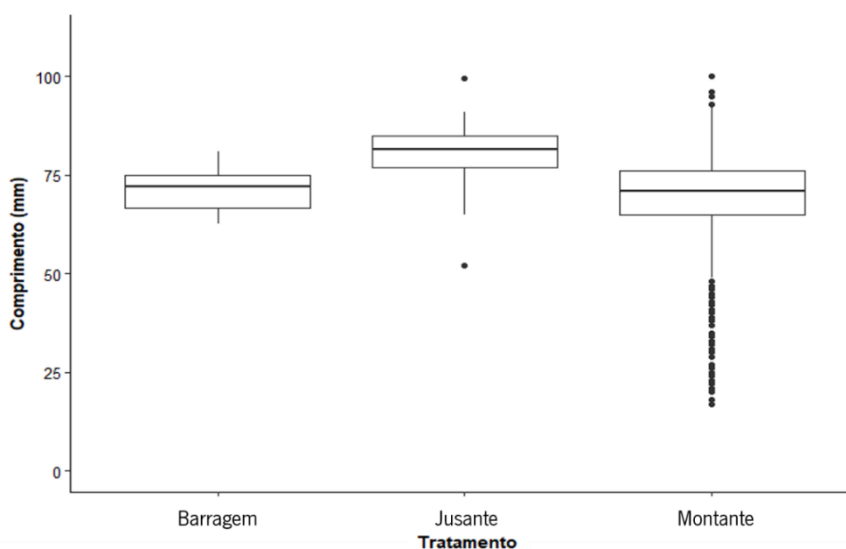
**Figura 19.** Comprimento de *Margaritifera margaritifera* em cada local de amostragem no Rio Tuela. Os *boxplots* apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e *Tuckey whiskers* (Percentil de 5 e 95). (Tratamento: **J** – jusante; **B** – barragem; **M** – montante).

No Tuela os locais a jusante tendem a ter comprimentos médios superiores aos verificados a montante das barragens e no ponto presente na zona de retenção da barragem. T30 apresenta um valor médio de comprimento superior a todos os outros locais presentes a montante das barragens (81.10 mm sendo a média em todos os locais a montante de 70.00 mm). O Rio Tuela apresenta uma percentagem de juvenis superior ao Rio Mente, possuindo 5.39 % dos bivalves comprimentos inferiores a 60.00 mm. 44.76 % dos mexilhões de rio estão inseridos no intervalo de comprimentos [70,80[ (**Figura 20**).



**Figura 20.** Percentagem de *Margaritifera margaritifera* consoante as diferentes classes de tamanho no Rio Tuela.

Através do *boxplot* da **Figura 21**, foi possível verificar que o tamanho dos indivíduos em locais a montante foi muito inferior ao dos indivíduos coletados a jusante. As análises efetuadas para locais na zona de retenção das barragens são sempre pouco conclusivas pois apenas dois pontos foram colonizados pela espécie e sempre contando com abundâncias baixas o que torna difícil de estabelecer qualquer conclusão em termos do comprimento médio dos indivíduos.



**Figura 21.** Comprimento de *Margaritifera margaritifera* nos rios Rabaçal, Mente e Tuela agrupados por tratamento. Os *boxplots* apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e *Tuckey whiskers* (Percentil de 5 e 95).

Estendendo a análise destes resultados, o tamanho médio dos bivalves encontrados a montante foi de 69.60 mm, valor esse próximo do verificado nas barragens (70.80 mm), mas bem inferior aos 81.00 mm referente aos mexilhões localizados a jusante da barragem. A análise da **Figura**

**21.** revela também a existência de muitos juvenis em locais a montante e que indicam a ocorrência de recrutamento nestas zonas.

Para verificar estas diferenças foram realizados testes de Kruskal-Wallis. Para o conjunto dos rios verificou-se que de facto o tamanho dos indivíduos varia consoante os locais de tratamento pois existem diferenças significativas entre os pontos na barragem, a jusante e a montante ( $H = 199.37$ ;  $p < 0.001$ ). Ainda assim, para o rio Mente essas diferenças não se revelaram significativas, talvez devido ao baixo número de indivíduos amostrados neste rio. Todos dos testes de Kruskal-Wallis para os comprimentos dos bivalves estão representados na **Tabela IV**.

**Tabela IV.** Teste de Kruskal-Wallis que testou diferenças entre os comprimentos de *Margaritifera margaritifera* consoante o local de tratamento.

	H	df	p
Rio Rabaçal	101.05	1	< 0.001
Rio Mente	0.011	1	0.917
Rio Tuela	92.564	2	< 0.001
Total (Três Rios)	199.37	2	< 0.001

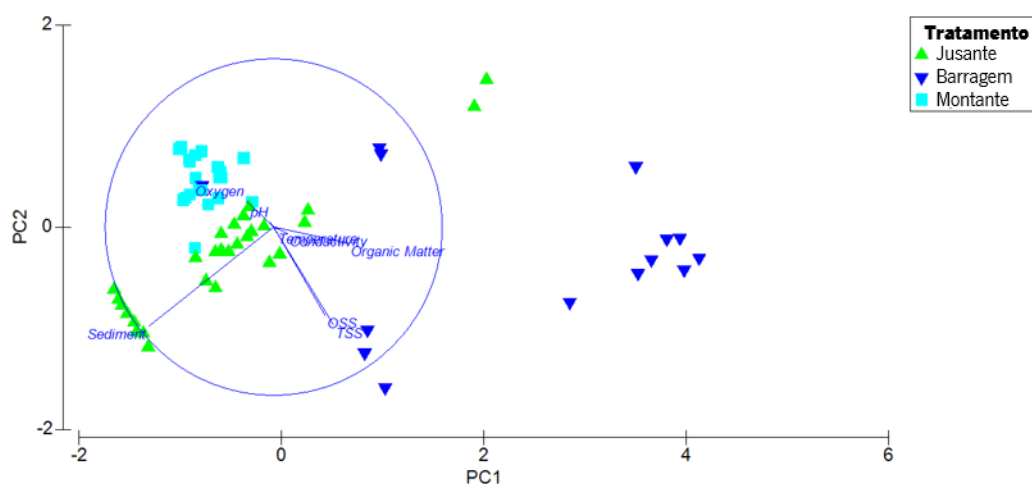
Com o teste de Wilcoxon para o conjunto dos três rios atestou-se que havia diferenças significativas quando se comparava os comprimentos dos bivalves em locais na barragem e a montante com locais a jusante ( $p < 0.001$ ) (**Tabela V**). Assim sendo, é clara a diferença existente no tamanho dos bivalves acima e abaixo das barragens, o que nos leva a concluir que o recrutamento das populações nas diferentes zonas é distinto e de como as condições existentes em cada tratamento podem comprometer o ciclo de vida de *M. margaritifera*.

**Tabela V.** Teste de Wilcoxon que testou de forma pareada os tratamentos e indica as diferenças existentes entre grupos específicos relativamente aos comprimentos de *Margaritifera margaritifera*.

	Barragem	Jusante
Jusante	< 0.001	-
Montante	0.87	< 0.001

### 3.1.3. Fatores abióticos que influenciam a distribuição de *Margaritifera margaritifera*

De modo a perceber a preferência de *M. margaritifera* por locais a montante das barragens e o porquê destes indivíduos apresentarem números indicativos de contínuo recrutamento, foram recolhidos em todos os pontos amostrados dados abióticos. Através desses dados realizou-se uma análise multivariada PCA que ordenou os 66 pontos amostrados consoante as suas características abióticas. O resultado está representado na **Figura 22**, e o propósito foi diferenciar os locais segundo o seu tratamento (barragem, jusante e montante) tendo por base os fatores abióticos medidos em cada ponto de amostragem.

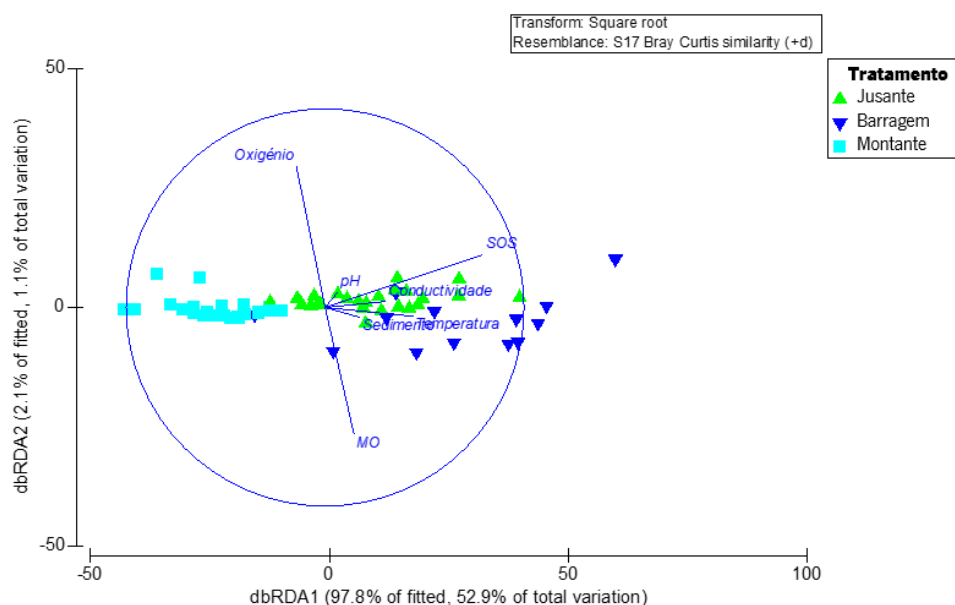


**Figura 22.** Análise de Componentes Principais (PCA) que ordena os pontos de cada tratamento de acordo com as características abióticas e respetiva projeção de vetores.

A análise revela uma clara diferenciação entre os locais dos diferentes tratamentos. O tipo de sedimento é o fator que mais peso tem na distinção entre os pontos amostrados, tratando-se de um aspeto bastante característico de cada tratamento. Os pontos na zona de retenção das barragens apresentam um tamanho médio de sedimento bastante inferior aos existentes a jusante e montante, algo que está relacionado com o facto de estes serem ecossistemas lênticos onde ocorre acumulação de sedimentos finos. Os locais presentes nos outros tratamentos são considerados ecossistemas lóticos onde existe predominância de material como pedras e cascalho, sendo por isso o tamanho médio do sedimento superior nestas zonas. Os parâmetros físico-químicos que também ajudam a esta diferenciação entre os pontos da barragem e os a montante e a jusante da mesma são o total de sólidos em suspensão (TSS), os sólidos orgânicos em suspensão (OSS) e a percentagem de matéria orgânica presente nas amostras. Os valores para estes parâmetros são bastante superiores para os locais na barragem comparado com as

zonas a jusante e a montante das barragens. Contudo é nos valores de TSS e OSS que se verifica uma diferença substancial entre os pontos a jusante e montante, apresentando os primeiros valores superiores e causando assim uma distinção entre ambos os tratamentos. Também no que diz respeito à granulometria do sedimento, os locais a jusante apresentam material mais grosseiro comparado com locais a montante. Todos os resultados dos dados abióticos podem ser conferidos no **Anexo I**.

No seguimento desta análise e com o intuito de perceber que fatores abióticos influenciam a presença e abundância de *M. margaritifera* realizou-se uma análise multivariada RDA que combina os dados abióticos com os valores de abundância média da espécie por local. Esta análise de redundância ordena então os pontos mediante a maior ou menor abundância de bivalves, e relaciona essa distribuição com os fatores abióticos medidos em cada local. O resultado do RDA está representado na **Figura 23**.



**Figura 23.** Análise de Redundância (RDA) que ordena os pontos de cada tratamento relacionando os valores de abundância média de *Margaritifera margaritifera* com as características abióticas.

O resultado desta análise está diretamente relacionado com as preferências de habitat da espécie em estudo. O parâmetro que explica a maior parte da diferença ao nível da abundância entre locais é o OSS. Com o aumento dos sólidos orgânicos no sistema a tendência é que existam menos mexilhões de rio no local, daí as abundâncias serem bastante reduzidas ou quase nulas na zona de retenção das barragens e bem inferiores em zonas a jusante da barragem quando se compara com as zonas a montante, onde os valores de OSS registados são os mais reduzidos.

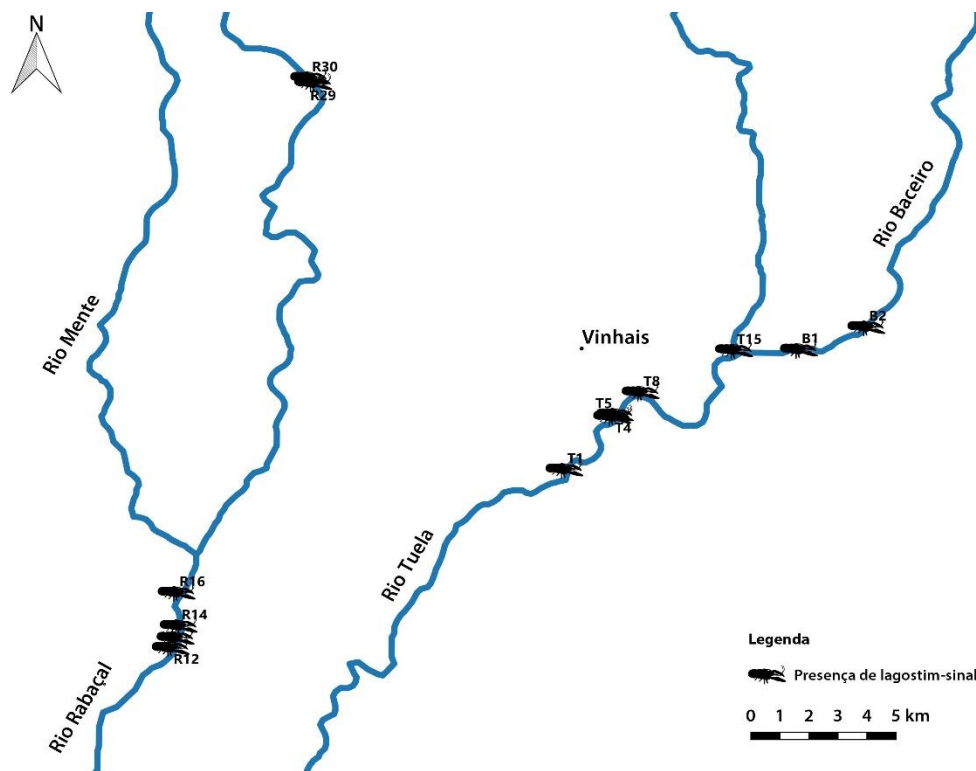
Também o pH esteve relacionado com a diminuição no número de bivalves amostrados. Valores de pH inferiores a 7.45 e valores superiores a 8.20 coincidem com locais onde maioritariamente não se amostraram indivíduos, o que aponta para um intervalo preferencial da espécie relativamente a valores de pH. Por fim, a granulometria dos sedimentos de cada local tem igualmente preponderância na distribuição deste bivalve, estando os locais caracterizados por sedimentos arenosos e vasosos associados a abundâncias muito baixas de *M. margaritifera*, e os locais com sedimentos relativamente grosseiros associados a zonas com maior número de indivíduos.



### 3.2. Distribuição do lagostim *Pacifastacus leniusculus* e efeito da predação em *Margaritifera margaritifera* nos Rios Rabaçal, Mente, Tuela e Baceiro

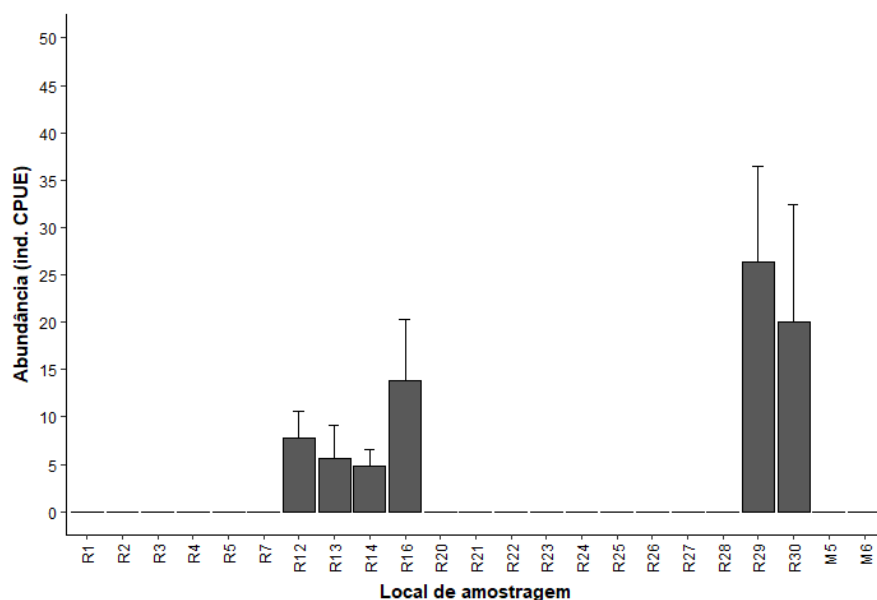
#### 3.2.1. Distribuição e abundância

Para estudar o lagostim-sinal, foram amostrados 43 pontos repartidos pelos Rios Rabaçal, Mente, Tuela e Baceiro. Os 3 pontos do Rio Baceiro, afluente do Rio Tuela, foram incluídos no estudo pois este rio tem um troço em território espanhol, e é possível que o lagostim-sinal tenha sido introduzido em águas portuguesas através deste rio (este crustáceo já tinha sido identificado neste mesmo rio em Espanha). A **Figura 24.** ilustra a atual distribuição da espécie invasora nos rios em estudo.



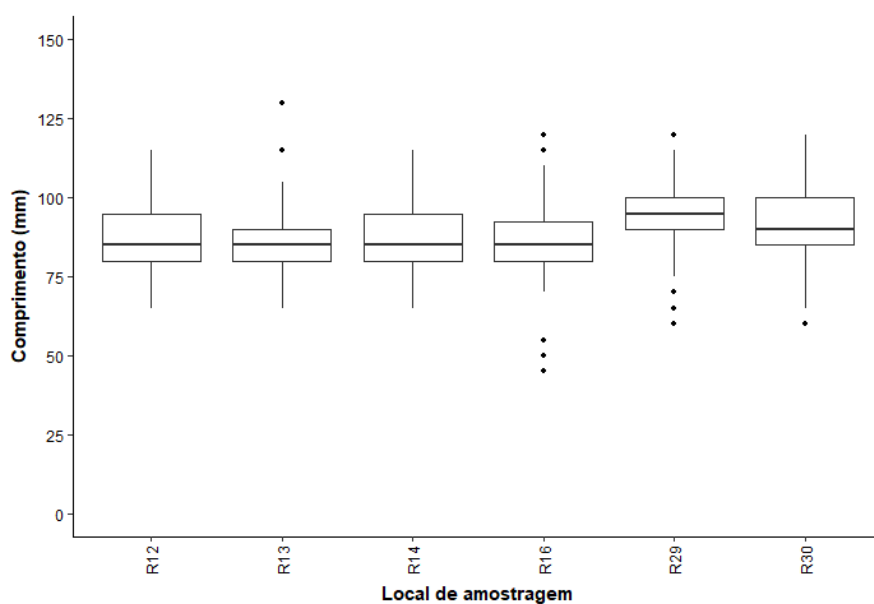
**Figura 24.** Locais de amostragem onde foi capturada a espécie lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus*.

Visto que o Rio Mente desagua no Rio Rabaçal é adequado fazer a análise destes rios em conjunto. No total 23 pontos foram amostrados nestes dois cursos de água (21 no Rabaçal e 2 no Mente). Capturaram-se em média 2.71 ind. CPUE, sendo 0.06 desses ind. CPUE lagostins-vermelhos e 2.66 lagostins-sinal. O ponto R29 foi o que apresentou maior abundância média (26.33 ind. CPUE). De referir que não foram encontrados lagostins-sinal no Rio Mente. Os resultados desta amostragem estão representados na **Figura 25.**



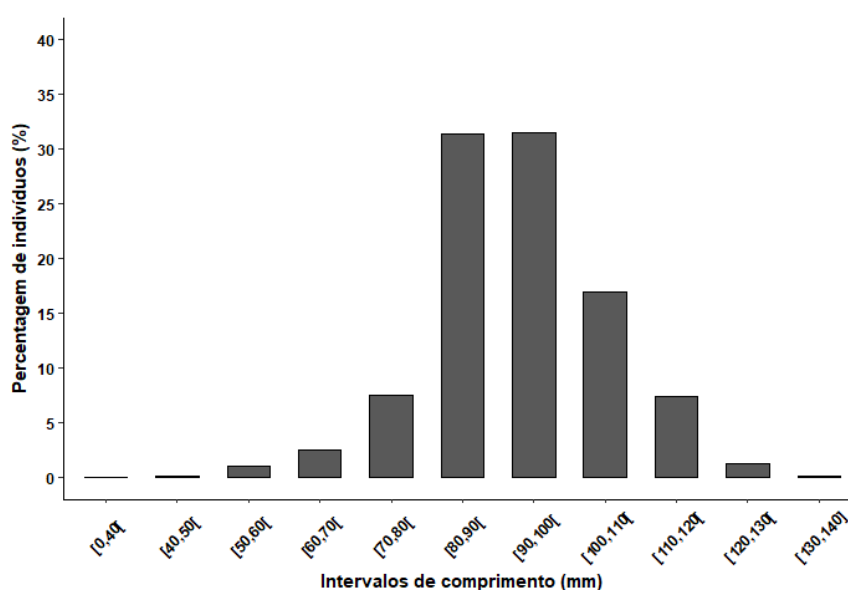
**Figura 25.** Abundância média (+DP) de *Pacifastacus leniusculus* capturado em cada local de amostragem no Rio Rabaçal e no Rio Mente.

O lagostim-sinal com maior comprimento foi encontrado no ponto R13 e era uma fêmea com 130.00 mm. O exemplar mais pequeno era também uma fêmea que possuía 45.00 mm (R16). O local de amostragem onde o comprimento médio dos lagostins foi superior foi em R29 (92.40 mm) e o local com menor comprimento médio R16 (84.80 mm). A **Figura 26.** retrata todos os resultados sobre os comprimentos dos lagostins-sinal encontrados no Rio Rabaçal.



**Figura 26.** Comprimento de *Pacifastacus leniusculus* em cada local de amostragem no rio Rabaçal. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e Tuckey whiskers (Percentil de 5 e 95).

A maioria dos lagostins apresentou um comprimento entre os 80.00 e os 100.00 mm (62.88 %), sendo que os intervalos [80,90[ e [90,100[ têm quase a mesma percentagem de indivíduos (**Figura 27**). Quanto à proporção de sexos, 202 indivíduos eram machos e 353 fêmeas. Assumindo que se espera numa população um rácio 1:1 entre machos e fêmeas, e usando o teste de ajustamento do qui-quadrado esse rácio não é correspondido ( $X^2=41.083$ , 1 d.f.,  $P<0.001$ ), sendo 36.00 % da população macho e 64.00 % fêmea. Ao testar possíveis diferenças ao nível das abundâncias e dos comprimentos dos lagostins-sinal em diferentes pontos de amostragem para o Rio Rabaçal, verificou-se que essas mesmas eram significativas ( $H = 206.64$ ;  $p<0.001$  e  $H = 54.033$ ;  $p<0.001$ , respetivamente) (**Tabela VI**). Os testes Wilcoxon que indicam entre que locais as diferenças eram significativas encontram-se em anexo (**Anexo 2**. para as abundâncias e **Anexo 3**. para os comprimentos).



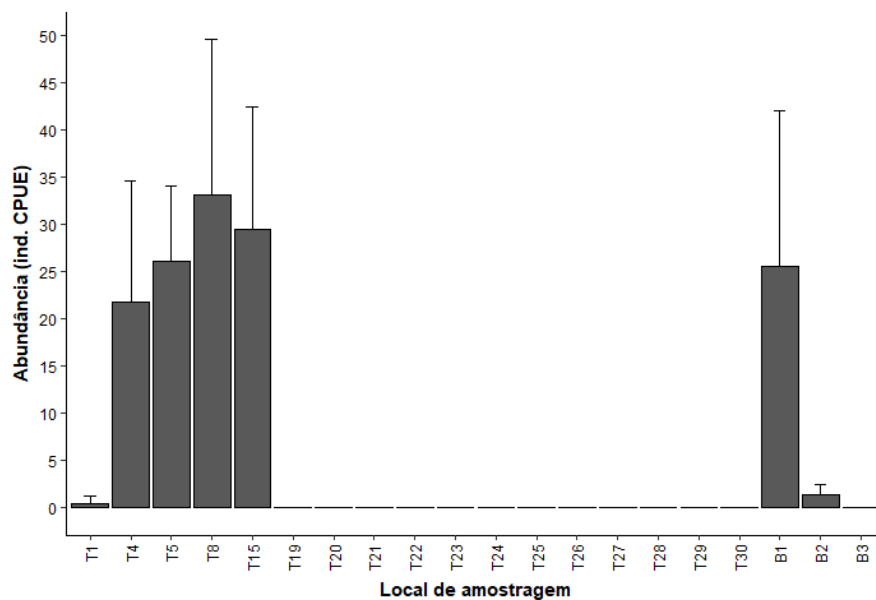
**Figura 27.** Percentagem de *Pacifastacus leniusculus* consoante as diferentes classes de tamanho para o Rio Rabaçal.

**Tabela VI.** Testes de Kruskal-Wallis que testaram diferenças entre a abundância e os comprimentos dos lagostins-sinal *Pacifastacus leniusculus* consoante o local de amostragem no Rio Rabaçal.

Variável	H	df	p
Abundância	206.64	22	< 0.001
Comprimento	54.033	5	< 0.001

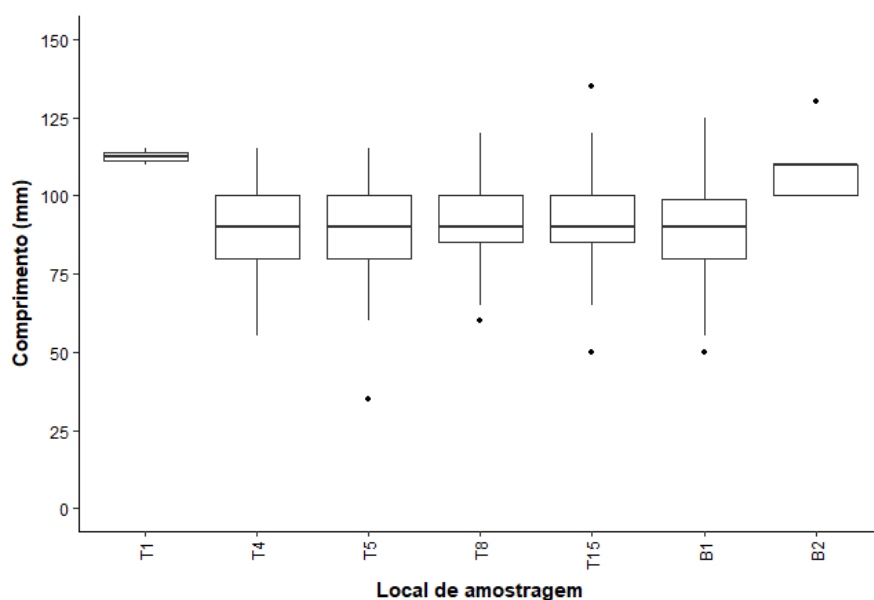
O Rio Baceiro é afluente do Rio Tuela o que nos permite fazer a análise dos resultados em conjunto para estes rios. No total 20 pontos foram amostrados, 17 no Rio Tuela e 3 no Rio Baceiro.

Foram apanhados em média 5.88 ind. CPUE e T8 foi o ponto com maior abundância média de lagostins-sinal (33.17 ind. CPUE). Na **Figura 28** estão representadas as abundâncias médias de lagostins-sinal capturados para estes dois cursos de água. Nenhum lagostim-vermelho foi encontrado nestes rios.



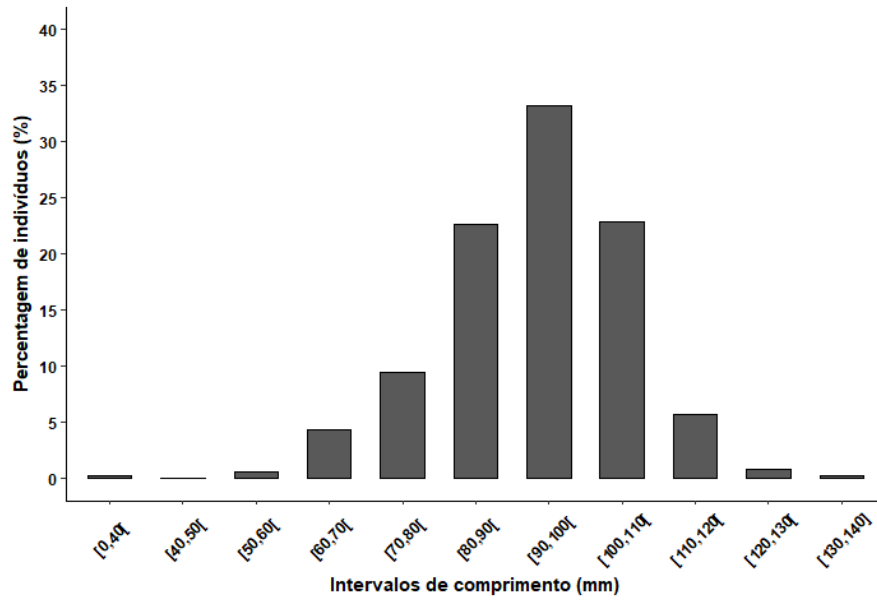
**Figura 28.** Abundância média (+DP) de *Pacifastacus leniusculus* capturado em cada local de amostragem nos Rios Tuela e Baceiro.

O lagostim-sinal com maior comprimento foi coletado no Rio Tuela (T15), um macho com 135.00 mm, e em T5 capturou-se o indivíduo mais pequeno, um macho com 35.00 mm. O ponto que apresentou uma média de comprimentos superior foi T15 com 92.10 mm, e T5 foi o que apresentou a média inferior com 87.80 mm (excluindo os locais em que a abundância de lagostins-sinal era reduzida, nomeadamente T1 (2 indivíduos) e B2 (8 indivíduos)).



**Figura 29.** Comprimento de *Pacifastacus leniusculus* coletados em cada local de amostragem nos Rios Tuela e Baceiro. Os boxplots apresentam os valores da média (linha central), o intervalo do primeiro ao terceiro quartil (caixa) e Tuckey whiskers (Percentil de 5 e 95).

Os indivíduos encontrados no Rio Tuela apresentaram comprimentos entre os 35.00 mm e os 135.00 mm, já os do Rio Baceiro entre os 50.00 mm e os 130.00 mm. No conjunto, o intervalo de tamanhos com mais crustáceos foi [90,100[ com 33.17 % dos indivíduos contabilizados (**Figura 30**). A nível de proporções de sexo, para o Rio Tuela o teste de qui-quadrado revelou não haver um rácio 1:1 ( $\chi^2=54.988$ , 1 d.f.,  $P<0.001$ ), correspondendo 63.00 % dos crustáceos a fêmeas e 37.00 % a machos. No Rio Baceiro as proporções foram iguais (50.00 % machos e 50.00 % fêmeas), corroborando o teste de qui-quadrado o rácio de 1:1 (qui-quadrado=0, 1 d.f.,  $P=1$ ). Também para estes dois cursos de água as diferenças ao nível da abundância e de comprimento do lagostim-sinal nos pontos de amostragem revelaram-se significativas ( $H = 167.87$ ;  $p<0.001$  e  $H = 29.195$ ;  $p<0.001$ , respetivamente) (**Tabela VII**). Os testes Wilcoxon que indicam entre quais pontos as diferenças eram significativas encontram-se em anexo (**Anexo 4**. para os comprimentos e **Anexo 5**. para as abundâncias).



**Figura 30.** Percentagem de *Pacifastacus leniusculus* consoante as diferentes classes de tamanho nos Rios Tuela e Baceiro.

**Tabela VII.** Testes de Kruskal-Wallis que testaram diferenças entre a abundância e os comprimentos dos lagostins-sinal *Pacifastacus leniusculus* consoante o local de amostragem nos Rios Tuela e Baceiro.

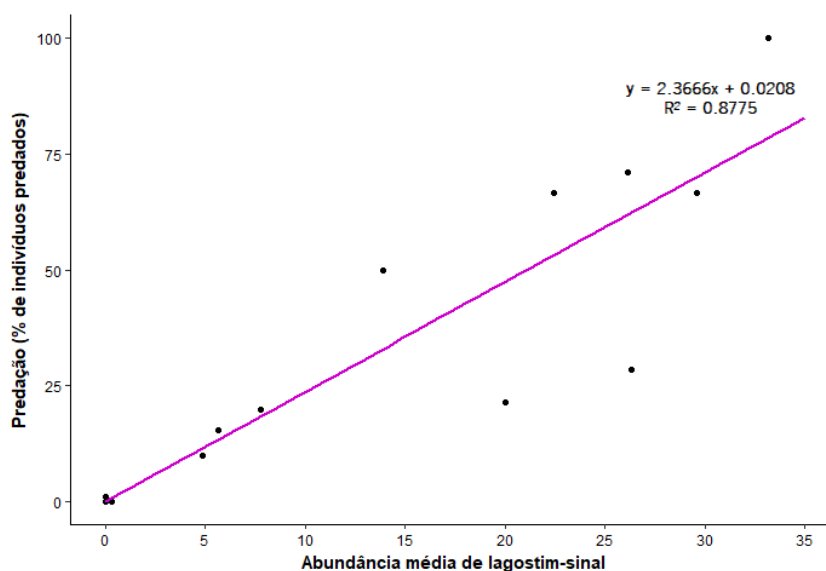
Variável	H	df	p
Abundância	167.87	19	< 0.001
Comprimento	29.195	6	< 0.001

### 3.2.2. Predação do lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus* em *Margaritifera margaritifera*

Num total de 3137 bivalves encontrados da espécie *M. margaritifera* 123 apresentaram marcas de predação. No Rio Rabaçal a percentagem de indivíduos predada era de 4.00 % e no Rio Tuela 4.68 %. No Rio Mente nenhuma margaritifera tinha sinais de predação.

Ao restringir esta análise apenas para locais onde *P. leniusculus* e *M. margaritifera* coexistiam, encontraram-se 443 bivalves sendo que 119 apresentaram marcas de predação. Nos pontos do Rio Rabaçal onde as duas espécies existem em simpatria a percentagem de indivíduos de *M. margaritifera* predados é de 19.53 %. Já para o Rio Tuela a percentagem é bem superior chegando aos 70.31 %.

Para verificar a existência de predação por parte dos lagostins-sinal sobre *M. margaritifera*, relacionou-se a abundância média de lagostins-sinal de cada ponto de amostragem com a percentagem de mexilhões de rio predados no mesmo local (**Figura 31.**).



**Figura 31.** Relação entre a abundância média de lagostins-sinal por local de amostragem e a percentagem de indivíduos predados. A equação da reta e o valor de  $R^2$  estão representados na figura.

Foi verificada uma correlação significativa entre o número de crustáceos existente e a percentagem de predação de indivíduos de *M. margaritifera* (Correlação de *Spearman*,  $rs=0.93$ ,  $p<0.001$ ).

## 4. DISCUSSÃO

---





As populações de *M. margaritifera* presentes nos cursos de água em estudo são consideradas as mais viáveis em Portugal e as que estão sob menor influência antropogénica (Sousa *et al.*, 2015). Neste trabalho ficou comprovado que tanto a edificação de barragens como a presença do lagostim invasor *P. leniusculus*, têm impactos na distribuição e abundância de *M. margaritifera*, surgindo como ameaças à viabilidade futura da espécie nestes rios. As barragens provocam alterações fulcrais no que diz respeito às condições físico-químicas ideais para a manutenção da espécie de bivalve em estudo como resultado das alterações hidrológicas. Verificou-se ainda que o lagostim-sinal é um predador efetivo do mexilhão-de-rio, causando morte ou danos nas suas conchas o que pode afetar o fitness dos indivíduos predados.

#### 4.1. Impacto das barragens na distribuição de *Margaritifera margaritifera*

##### 4.1.1. Impactos na abundância

Os impactos ecológicos de uma barragem estão normalmente relacionados com o tamanho da barragem, o volume de água que consegue acumular na zona de retenção e o modo como é gerida (N. L. Poff & Hart, 2002). De acordo com os dados disponíveis, as barragens deste estudo, a Barragem de Rebordelo e a Barragem de Bouçoais-Sonim no Rio Rabaçal e a Barragem de Nunes e a Barragem das Trutas no Rio Tuela, são consideradas pequenas hidroelétricas devido à potência total da estrutura (potência inferior ou igual a 10MW) (WSHPDR, 2016).

Através dos resultados obtidos neste estudo, é notório o impacto das barragens na distribuição do mexilhão-de-rio ao longo do curso de água. Os locais a montante da influência do regolfo das barragens apresentam abundâncias médias bastante superiores às registadas quer a jusante quer na barragem, algo que está diretamente relacionado com todas as alterações ambientais que as barragens provocam.

As diferenças notórias entre locais sob a influência da barragem ou a jusante com os locais a montante estão relacionadas com o impacto que as barragens causaram em toda a dinâmica do rio, quer na componente hidrológica quer em todas as alterações que advém dessa mudança. A espécie *M. margaritifera* tem preferência por habitats com água corrente saturada com oxigénio, com características oligotróficas, e encontra-se maioritariamente próximo de margens com vasta cobertura ripária, a baixa profundidade e em locais com sedimentos arenosos e com cascalho

(Geist, 2010; Amorim, 2013; Varandas *et al.*, 2013; Sousa *et al.*, 2015). A edificação de uma barragem provoca mudanças na dinâmica de transporte e deposição dos sedimentos (Petts, 1980). As zonas de retenção das barragens passam a ser ecossistemas lânticos onde existe acumulação de sedimentos finos (argila, vasa e areais) ricos em matéria orgânica (Watters, 1999). Este novo contexto é bastante nocivo para *M. margaritifera* e explica as abundâncias tão baixas registadas nas zonas sob influência do regolfo das barragens nos Rios Mente, Rabaçal e Tuela. Os mexilhões de rio que possivelmente existiam neste local antes da edificação das barragens acabaram por ser sufocados ou pelo menos altamente afetados pelos detritos que aí se acumularam, levando ao extermínio de maior parte dos indivíduos (Anderson *et al.*, 1991). Nesta conjuntura surgem consequências negativas adicionais, tais como a menor penetração de luz na água que provoca a diminuição das algas existentes (fonte de alimento para bivalves) e a diminuição da temperatura da água. Ocorre também uma depleção no oxigénio disponível, resultado da retenção dos sedimentos finos que se vão acumulando (Wood & Armitage, 1997). Estas novas condições abióticas impedem a sobrevivência de *M. margaritifera*. De referir que apenas os locais M4 e T19 sujeitos ainda à influência do regolfo das barragens de Rebordelo e das Trutas, respetivamente, apresentaram exemplares de *M. margaritifera*. Tal facto pode ser explicado pelos dois locais se encontrarem no limite superior do regolfo das barragens e por ainda apresentarem sedimentos grosseiros e com pouca matéria orgânica.

Também os locais a jusante das barragens são impactados. Os pontos imediatamente abaixo da barragem (R8, R9, R15, R16, T9, T10, T16, T17 e T18) são bastante afetados, tendo sido encontradas apenas 2 indivíduos nestes pontos (ambas em R16). Contudo pontos como R12, R13, R14 e R15 no Rabaçal ou T4 e T5 no Tuela, embora estejam a jusante da barragem, aparentam ser menos afetados devido à maior distância que estes locais se encontram da estrutura. Randklev *et al.* (2016) já fez referência a este gradiente ambiental induzido pela construção da barragem e que afeta as mais diversas espécies. Na verdade, nos locais imediatamente a jusante das barragens, os danos e as alterações de habitat induzidos por estas estruturas são de tal forma extremos que a sobrevivência dos bivalves nestes locais é quase impossível (Randklev *et al.*, 2016). Os espécimes de *M. margaritifera* localizados a jusante da barragem são afetados por stress físico e de forma indireta por modificações no habitat, no alimento disponível e na presença dos hospedeiros necessários (Vaughn & Taylor, 1999). Com a barragem, as variações sazonais de maior ou menor corrente e fluxo de água são perdidas ou pelo

menos drasticamente afetadas. A libertação de água por parte da barragem cria muitas vezes variações à escala diária e em alturas do ano em que essa variação não era expectável (Poff *et al.*, 1997), aspeto esse que os mexilhões de rio não estão adaptados. Para além disso, estas libertações abruptas abaixo da barragem causam uma alteração na velocidade da corrente, sendo que a libertação massiva de água aumenta a corrente, transportando os sedimentos mais finos aí existentes e deixando muitas vezes apenas rocha mãe o que torna impossível a presença de mexilhões de rio. Os mexilhões de rio podem também ser arrastados pela corrente, sendo este aspeto mais grave quando se trata dos juvenis, que não possuem capacidade de se fixarem ao substrato e necessitam de ultrapassar esta fase inicial soterrados no sedimento (Layzer & Madison, 1995). Tendo em conta que a estabilidade do sedimento é uma das necessidades a nível de habitat na espécie *M. margaritifera*, este cenário é crítico (Williams *et al.*, 1993). Também relacionado com a mobilidade dos sedimentos, perde-se muito do habitat ideal para o mexilhão-de-rio, sendo que a erosão dos materiais que ocorre num determinado troço do rio vai acabar por resultar numa acumulação adicional de sedimentos em zonas mais a jusante e uma maior mobilidade do substrato (Frissell, 1986). Por vezes muita da matéria orgânica que serve de alimento para os bivalves é simultaneamente arrastada pela corrente.

Outro problema que surge em épocas de seca e que pode vir a agravar-se com as alterações climáticas, é a retenção de água na barragem para fins antropogénicos (produção de energia e consumo), deixando os bivalves sem água nos pontos a jusante da mesma. Ou seja, em caso de diminuição drástica de caudal, as zonas junto às margens podem secar e uma vez que os indivíduos de *M. margaritifera* são sésseis não os permite movimentar para zonas com água, ficando assim expostos a altas temperaturas e em estado de dessecação. Neste panorama todos os indivíduos ficam em stress físico e acabam por morrer (McMahon & Bogan, 2001). No caso específico dos Rios Rabaçal, Mente e Tuela a seca de 2017 foi de tal maneira grave que milhares de indivíduos morreram durante os meses de verão e outono (Sousa *et al.*, in press). Por outro lado, e em anos com regime de caudais normais, a libertação de água durante o período de verão pode igualmente stressar os mexilhões de rio. Usualmente, a água que provém da barragem tem uma temperatura inferior, provocando esta variação de temperatura perturbações nas taxas metabólicas de *M. margaritifera* o que pode afetar negativamente o seu crescimento (Layzer *et al.*, 1993).

Quem também poderá ser afetado pelas modificações a jusante da barragem são os hospedeiros de *M. margaritifera*. Certos peixes são igualmente afetados pelas variações de temperatura decorrentes da libertação da água que estava retida acima da barragem. Certas espécies inibem ou param por completo o processo reprodutivo devido à oscilação de temperatura, algo que beneficia espécies invasoras tolerantes a este aspeto (Vaughn & Taylor, 1999). Em locais próximos da zona de retenção da barragem ocorre a perda de habitat e refúgio dos predadores, fruto da contínua sedimentação que aí ocorre (Fitzgerald *et al.*, 2018), para além de que alguns hospedeiros não se ambientam a habitats lênticos. Barbosa *et al.* (2015) apontaram o oxigénio dissolvido na água como um fator essencial para subsistência de certos peixes. Por vezes os níveis de oxigénio dissolvido imediatamente abaixo da barragem são inferiores aos normais, o que poderá causar mais stress metabólico aos hospedeiros. Outro aspeto relacionado com os hospedeiros de *M. margaritifera* que é negativamente afetado pelas barragens é a perda de continuidade longitudinal no curso de água. Espécimes que até à edificação da barragem efetuavam naturalmente o seu percurso migratório, vêem-se agora privados de cumprir o seu ciclo de vida. As populações de *M. margaritifera* a montante da barragem poderão ficar com todo o seu processo reprodutivo comprometido por existirem menos hospedeiros para infestar, e por sua vez os hospedeiros podem não conseguir igualmente desovar e reproduzir-se.

Como foi descrito anteriormente, as barragens comprometem a viabilidade da espécie *M. margaritifera* através de uma série de alterações provocadas em todo o ecossistema. As alterações verificadas têm implicações nomeadamente nos fatores abióticos. Estas mudanças nos parâmetros físico-químicos conduzem à redução das abundâncias médias de *M. margaritifera*, nomeadamente nos locais do regolho da barragem e nas zonas a jusante da barragem.

Quer a análise PCA quer a análise RDA agruparam os pontos de amostragem por tratamento. A RDA (Figura 22), que teve em conta as abundâncias médias de *M. margaritifera*, mostra um claro gradiente começando por dispor os pontos a montante (onde se registaram as maiores abundâncias médias e as condições abióticas pouco foram afetadas), seguindo-se os locais a jusante e da zona de retenção da barragem (onde as abundâncias médias são bastante inferiores e o habitat ideal para estes bivalves está deteriorado).

A presença das barragens provocaram diferenças significativas nos seguintes parâmetros: TSS, OSS, percentagem de matéria orgânica disponível e no tipo de sedimento existente. Os valores de

TSS e OSS registados em locais da zona de regolfo é bastante superior ao registado em pontos a montante da barragem, e prende-se pelo facto de esta zona se caracterizar por ter águas estagnadas onde ocorre uma acumulação de detritos, algo característico dos ecossistemas lênticos. Com tantos sólidos na água, a luz não penetra até as zonas mais profundas e ocorre uma contínua decomposição de matéria orgânica por parte de bactérias. Este é outro parâmetro que provoca a distinção entre tratamentos, sendo a percentagem de matéria orgânica existente na barragem muito superior à dos outros dois tratamentos. Como já foi mencionado, o sedimento na zona de retenção é essencialmente material fino (argilas e vasa). Posto isto, a espécie *M. margaritifera* acaba por não ter condições para habitar estes locais pois é sensível ao excesso de sólidos em suspensão e de matéria orgânica disponível, e tem uma clara preferência por substratos arenosos e com cascalho em detrimento de sedimentos finos (Österling *et al.*, 2010; Sousa *et al.*, 2015).

Nos pontos a jusante há diferenças para com os pontos a montante nos valores de TSS e OSS. A explicação para esta distinção pode estar relacionada pelas libertações da água retida na barragem que contem sólidos suspensos e que ao ser libertada também causa a suspensão de detritos que estavam depositados na zona bentónica. Existem ainda outros dois parâmetros que necessitam ser referidos: a quantidade de oxigénio dissolvido na água e o pH. Os locais imediatamente abaixo da barragem já foram caracterizados por possuírem pouco oxigénio dissolvido (Fitzgerald *et al.*, 2018), algo que coincide com alguns locais deste trabalho. *M. margaritifera* está presente em locais onde existem águas correntes saturadas com oxigénio, logo este é outro aspeto negativo para esta espécie. Quanto ao pH, os pontos que tinham valores mais elevados ou mais reduzidos deste parâmetro foram aqueles que continham abundâncias médias de *M. margaritifera* baixas ou nulas. Contudo os valores registados de pH, ainda que de maior valor (superiores a 8.2) ou de menor valor (inferiores a 7.45) não são valores que este bivalve não suporte. Ainda assim, estes valores mais extremos estão associados a pontos sujeitos à influência da barragem ou localizados a jusante.

#### 4.1.2. Possíveis consequências no recrutamento da espécie

Estas alterações de habitat, para além de terem impacto nas abundâncias das populações de *M. margaritifera* podem também comprometer o recrutamento da espécie. Através dos comprimentos dos indivíduos coletadas é possível aferir se está ou não a ocorrer recrutamento

nas populações da espécie nestes rios, sendo que nas populações ibéricas são considerados juvenis todos os indivíduos que apresentarem comprimentos inferiores a 60 mm (San Miguel *et al.*, 2004).

Os resultados relativos aos comprimentos médios nos diferentes locais mostram desde logo que os indivíduos a montante tendem a apresentar comprimentos inferiores em relação aos encontrados a jusante.

Em pontos a jusante, os mexilhões de rio estão mais suscetíveis a ficar em zonas sem água, onde as altas temperaturas causam stress fisiológico à espécie, reduzindo o potencial reprodutivo destes indivíduos (McMahon & Bogan, 2001). As épocas em que a água por norma escasseia (todo o Verão e princípio de Outono) coincidem com a altura em que esta espécie liberta os gloquídeos que irão infestar os hospedeiros. Desta forma, *M. margaritifera* ao despende energia para sobreviver e fazer frente a condições ambientais adversas vê decrescer o seu potencial reprodutivo numa fase crucial para o recrutamento da espécie.

Outro fator que pode interferir com a reprodução da espécie é a temperatura da água e do meio envolvente. *M. margaritifera* liberta os gloquídeos quando a água atinge um intervalo de temperaturas específico no final do Verão. Scheder *et al.* (2011) verificou que alterações na temperatura da água interferiam na libertação dos gloquídeos por parte de *M. margaritifera*. O aumento da temperatura induzia os indivíduos desta espécie a libertarem os gloquídeos precocemente, algo que pode comprometer a reprodução pois tem de existir sincronia entre este fenómeno e a presença dos hospedeiros. Também a diminuição de temperatura tinha impacto na libertação dos gloquídeos, algo que neste trabalho só poderia aplicar-se nos pontos imediatamente abaixo da barragem, devido à libertação da água que está estagnada na zona de retenção, e apresenta temperaturas inferiores à da água que se encontra abaixo da barragem.

Relativamente aos hospedeiros, certos aspetos surgiram com a construção das barragens como: a diminuição da temperatura nos pontos a jusante das mesmas, a redução dos níveis de oxigénio existente na água e as constantes flutuações nos níveis da água, tornando essas zonas pouco atrativas para as trutas (Fitzgerald *et al.*, 2018). Sem hospedeiros as larvas de *M. margaritifera* não completam vida sua metamorfose, estando assim comprometido todo o recrutamento da espécie. Nas zonas a montante da barragem o problema será a capacidade destes peixes se movimentarem e alcançarem estes locais dos cursos de água.

Posto isto, é evidente que as zonas a montante das barragens possuem melhores condições tendo em conta as necessidades da espécie, e isso reflete-se na percentagem de indivíduos juvenis coletados nestes locais a montante. Um total de 12.00 % dos indivíduos encontrados em pontos a montante eram juvenis, sendo que em conjunto nos outros dois tratamentos (barragem e jusante) apenas um dos bivalves tinha um comprimento inferior a 60.00 mm. É um dado alarmante e que naturalmente reflete um envelhecimento dos indivíduos na zona de retenção da barragem e a jusante da mesma. Arvidsson *et al.* (2012) constatou que zonas com maior abundância de mexilhões de rio têm mais probabilidade de sucesso na infestação e no recrutamento, fruto das grandes quantidades de gloquídeos que são libertados pelos indivíduos. Associando esta conclusão com os dados das abundâncias médias de cada tratamento, é natural que existam mais juvenis nos pontos a montante pois coincide com os locais de maior abundância média de *M. margaritifera*.

No que diz respeito ao recrutamento que está a ocorrer nos três rios, o Rabaçal foi o que apresentou números mais adequados com o contínuo recrutamento e viabilidade da espécie, pois 14.74 % dos indivíduos encontradas neste rio eram juvenis. Mais preocupantes são as percentagens de juvenis presentes no Rio Tuela (apenas 5.39 %) e numa escala bem mais alarmante a do Rio Mente (só 1.28 % dos indivíduos). Tendo em conta o longo tempo de vida característico desta espécie, se forem implementadas boas medidas de gestão e recuperação da espécie este paradigma negativo poderá vir a ser invertido.

No cômputo geral é evidente o impacto que as barragens edificadas nos Rios Rabaçal e Tuela provocaram nas populações de *M. margaritifera*. As alterações resultantes do novo panorama hidrológico dos cursos de água têm custos elevados nas abundâncias e no recrutamento de *M. margaritifera*, em especial nos pontos a jusante da barragem e na sua zona de retenção, sendo a fragmentação do habitat uma ameaça clara à viabilidade desta espécie de bivalve.

#### 4.2. Predação do lagostim-sinal *Pacifastacus leniusculus* em *Margaritifera margaritifera*

Sousa *et al.* (2015) já havia mencionado o aparecimento do lagostim invasor *Pacifastacus leniusculus* nos troços a montante dos Rios Rabaçal e Tuela no ano de 2013. No entanto, e até à data não havia dados sobre as abundâncias deste crustáceo, nem era conhecida a distribuição



desta espécie. As amostragens realizadas neste trabalho permitiram obter uma melhor informação sobre a distribuição do lagostim-sinal nestes cursos de água do Nordeste de Portugal e conhecer melhor a estrutura destas populações.

Dos 43 pontos amostrados 13 continham lagostins-sinal. O aparecimento nos diferentes locais tem, no entanto, causas diferentes. Possivelmente, a dispersão a partir de território espanhol é a razão para existirem indivíduos nos locais R29, R30, T15, B1 e B2, locais estes situados a montante dos respetivos rios e onde não existem barreiras à dispersão desta espécie invasora. Já para os locais R12, R13, R14, R16, T1, T4, T5 e T8 a possível explicação mais viável tem como base uma introdução posterior com fonte desconhecida (possivelmente humana com intuito recreativo e/ou consumo), pois os locais são situados a jusante das barragens que os crustáceos dificilmente conseguem ultrapassar. Esta situação, será tão mais verdadeira uma vez que não existe registo da espécie nos pontos intermédios.

No Rio Rabaçal as maiores abundâncias médias registam-se nos pontos perto da fronteira com Espanha, R29 e R30, com 26.33 ind. CPUE e 20 ind. CPUE encontrados, respetivamente. Os locais mais a jusante apresentam abundâncias médias inferiores o que poderá revelar uma introdução mais recente da espécie e/ou condições ambientais menos favoráveis. No Rio Mente não foi encontrado nenhum lagostim-sinal. No Rio Tuela e no seu afluente o Rio Baceiro, existem bastantes lagostins-sinal em todos os pontos onde este foi encontrado (à exceção de T1 e B2). Curiosamente o ponto com maior abundância média foi T8 (33.17 ind. CPUE), um ponto onde o aparecimento da espécie terá sido resultado duma introdução posterior mas onde as características ambientais podem ser favoráveis para a espécie.

O rácio de sexos em populações naturais de *P. leniusculus* normalmente é de 1:1 (Kirjavainen & Westman, 1999). Contudo esse rácio não se verifica nos Rios Rabaçal e Tuela. No Rabaçal são os pontos perto da fronteira que apresentam mais fêmeas em relação a machos (rácio 1:2) (1 macho por cada 2 fêmeas). Já no Tuela são os pontos onde a introdução terá ocorrido numa fase posterior que tem rácios perto do 1:2. Caso a introdução tenha sido voluntária com o intuito de estabelecer esta espécie invasora neste curso de água, um rácio onde existem mais fêmeas que machos já foi anteriormente utilizado com o propósito de estabelecer esta espécie num ecossistema no menor espaço de tempo (Kirjavainen & Westman, 1999). A maioria dos lagostins-sinal capturado apresentava comprimentos superiores a 60.00 mm o que revela que estes

indivíduos terão atingido a maturidade, especialmente as fêmeas (Kirjavainen & Westman, 1999). De qualquer maneira, e como as armadilhas utilizadas são seletivas e a amostragem foi realizada no verão, estes dados devem ser interpretados com cautelas uma vez que a ausência ou limitado número de juvenis é enviesada pelo tipo de amostragem utilizada.

Neste trabalho ficou demonstrado que o lagostim invasor *P. leniusculus* é capaz de predação a espécie ameaçada *M. margaritifera*, algo que também já tinha sido comprovado em estudos recentes (Machida & Akiyama, 2013; Meira, 2017). Nas amostragens efetuadas foram encontrados 4 indivíduos da espécie *M. margaritifera* mortos com sinais claros de predação, fruto da manipulação do lagostim-sinal, algo que poderá indicar que esta espécie invasora em casos extremos poderá ser letal para esta espécie de bivalve. Por outro lado, nos diferentes pontos onde coexistiam as duas espécies, marcas de predação foram encontradas nas conchas dos mexilhões de rio. Existe também uma clara relação entre o aumento da percentagem de indivíduos predados de *M. margaritifera* com o aumento de *P. leniusculus* no local. Esta situação é mais um motivo para controlar a dispersão e o aumento populacional deste crustáceo nos rios do nordeste português.

Para além da mortalidade direta de *M. margaritifera* relacionada ao que tudo indica com a predação do lagostim-sinal podem existir consequências indiretas. Desde logo os bivalves gastam níveis de energia destinados ao seu crescimento e fins reprodutivos, na recuperação e reparação das suas conchas que foram afetadas pela predação do lagostim-sinal. Lima (1998) evidenciou o risco que os bivalves estão sujeitos quando estão a alimentar-se pois tornam-se mais visíveis para os seus predadores. Neste contexto, estes seres filtradores têm de estabelecer um balanço entre o risco de serem predados e a necessidade de obter energia via filtração, algo que em situações extremas pode tornar os bivalves bastante vulneráveis aos predadores. A menor obtenção de energia leva os bivalves a modificarem a forma como utilizam os recursos adquiridos, sendo a sobrevivência, o crescimento e a reprodução da espécie diretamente impactadas (Johnson & Smee, 2012). Um estudo sobre outro bivalve, *Limecola balthica* (Linnaeus, 1758) refere também uma retração do sifão desta espécie na presença do seu predador *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758), sendo que a produção fezes ou pseudofezes também é reduzida na presença dos predadores (Maire *et al.*, 2010). Tendo isto em conta é de esperar que os mexilhões de rio nos Rios Rabaçal e Tuela que coabitam com os lagostins invasores tenham de alterar as suas taxas de filtração o que pode comprometer algumas ações vitais fruto da presença de *P. leniusculus*.

Machida & Akiyama (2013) constataram que o lagostim-sinal opta por predação de bivalves com tamanhos médios pois serão estes os tamanhos mais adequados para a sua manipulação. Sendo assim, este dado pode indicar que juvenis de mexilhão-de-rio não serão propriamente afetados pelos lagostins-sinal, não ficando o recrutamento da espécie comprometido por este motivo em particular. Não obstante, no mesmo estudo, Machida & Akiyama (2013), observaram que o lagostim-sinal poderia matar bivalves juvenis. Assim sendo, futuros estudos deveriam ser realizados de forma a verificar se este lagostim invasor afeta ou não os juvenis de *M. margaritifera*.

Tendo em conta que *M. margaritifera* desempenha funções importantes nos ecossistemas (purificação da água, bioturbação dos sedimentos, colonização de fauna associada, entre outras) surgem várias consequências indiretas resultantes dos efeitos não letais deste caso de predação. Já havia sido mencionado anteriormente que estes bivalves atuam na purificação da água, filtrando fitoplâncton, bactérias e material orgânico, e que também têm um papel ativo na dinâmica de nutrientes ao remover matéria orgânica do sedimento, transferindo-a para a zona bentónica através das suas fezes e pseudofezes (Vaughn *et al.*, 2008). Ao inibir a filtração de *M. margaritifera* ou causando a sua morte, a predação pelos lagostins pode levar a uma série de eventos que incluem o aumento do fitoplâncton, o aumento da eutrofização e a diminuição da biodiversidade que é atraída pela matéria orgânica processada por estes bivalves.

Posto isto, este trabalho demonstrou que a espécie invasora *P. leniusculus* surge como uma nova ameaça às populações de *M. margaritifera*. Aumentos nas abundâncias do lagostim-sinal nestes cursos de água irão afetar as populações de *M. margaritifera* e podem potencialmente ter consequências para todos estes ecossistemas, sendo que o impacto indireto da predação precisa ainda de ser compreendido de forma mais aprofundada.

## 5. CONCLUSÃO E PERSPETIVAS FUTURAS

---



As populações de *M. margaritifera* nos Rios Rabaçal, Mente e Tuela são consideradas as mais viáveis do território português, sendo que o modo como reagirão às previstas alterações climáticas poderá servir de exemplo para outras populações espalhadas pelo território europeu (Sousa *et al.*, 2015). Contudo este trabalho mostrou que estas populações, para além das possíveis efeitos das alterações climáticas, lidam com duas ameaças permanentes à sua sobrevivência: a fragmentação de habitat resultante da edificação de barragens e a predação efetuada pela espécie de lagostim invasor *P. leniusculus*.

Couto & Olden (2018) num estudo recente referem que a construção de pequenas hidroelétricas tem aumentado a cada ano que passa, sobrepondo-se a vertente política e económica ao impacto ecológico que estas estruturas têm para os ecossistemas onde são edificadas. Este trabalho expôs o quão prejudicial pode ser uma barragem para o mexilhão-de-rio, e isso refletiu-se nas claras diferenças os valores das abundâncias médias e dos juvenis existentes nas zonas a jusante e de regolfo das barragens em comparação com as zonas a montante, bem como nas características abióticas. O ideal seria impedir que estas hidroelétricas fossem construídas em cursos de água onde estes bivalves estão presentes. No entanto, e nas zonas onde existem barragens, pelo menos uma melhor gestão dos caudais nas zonas a jusante talvez fosse uma forma de mitigar alguns destes impactos tanto em *M. margaritifera* como no seu hospedeiro. Outra opção, se bem que mais drástica e financeiramente mais custosa, seria a remoção destas barragens e restauração das zonas afetadas.

No que diz respeito ao predador que surgiu nestes rios, o lagostim-sinal *P. leniusculus*, os esforços deverão incidir no controle da espécie nos Rios Rabaçal, Tuela e Baceiro. A erradicação duma espécie deste tipo será sempre uma missão bastante complicada e quase impossível dada a dispersão alcançada por estas populações invasoras. Contudo, impedir a dispersão da espécie para zonas adjacentes às que foi encontrado e proceder a uma constante captura dos lagostins-sinal de forma a remover o máximo de indivíduos possíveis será o melhor caminho para reduzir os impactos diretos e indiretos que este crustáceo tem sobre os mexilhões de rio e o ecossistema em que está inserido. Sendo que esta espécie invasora é muito mais ativa durante os meses mais quentes sugerimos que as possíveis medidas de controle que podem passar por capturas utilizando armadilhas sejam realizadas entre Maio e Outubro.

Por fim, será também fundamental continuar a estudar a espécie *M. margaritifera* de forma a perceber de forma mais clara como estas novas ameaças podem afetar a espécie a longo prazo e

encontrar as melhores formas de mitigar os impactos. Amostragens contínuas das populações dos três rios estudados é o indicado para perceber futuras oscilações nas abundâncias e no recrutamento. Estudos de genética populacional podem também ser efetuados para perceber se os indivíduos acima e abaixo das barragens estão de alguma forma a divergir geneticamente e a alterar o seu fundo genético. No que diz respeito à predação, trabalhos laboratoriais poderão ser realizados de forma a clarificar quais as preferências do lagostim-sinal em relação aos diferentes comprimentos de *M. margaritifera* e em que circunstâncias este crustáceo inclui esta espécie de bivalve na sua dieta.

No que diz respeito à conservação da espécie *M. margaritifera*, e como já foi referido anteriormente, deverão ser tomadas medidas *in-situ*, de modo a proteger a espécie das ameaças a que está exposta, procurando sempre melhorar/restaurar as zonas que foram degradadas pelas ações antropogénicas. Por outro lado, e em zonas que parecem ainda ter condições para serem colonizadas por *M. margaritifera*, como por exemplo zonas a jusante das barragens, ações de reprodução em cativeiro podem ser uma forma de reintroduzir indivíduos nestes locais e/ou em zonas a ser intervencionados pelas medidas *in-situ*.

Sendo *M. margaritifera* uma espécie criticamente ameaçada e sujeita a várias ameaças, este estudo veio contribuir para uma melhor compreensão dos impactos objetivos da edificação de barragens na abundância e recrutamento desta espécie. Forneceu ainda informação inicial sobre a predação da espécie invasora *P. leniusculus* sobre *M. margaritifera*, algo que poderá servir de base para trabalhos futuros.

## Referências Bibliográficas

- Abell R., Allan J. D. & Lehner B. (2007). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134: 48–63.
- Amorim A. (2013). *Margaritifera margaritifera no Norte de Portugal: distribuição e estado de conservação*. Tese de Mestrado, Universidade do Minho, Braga, Portugal.
- Anderson M. J., Gorley R. N. & Clarke K. R. (2008). *PERMANOVA+ for primer: Guide to software and statistical methods*. Plymouth: PRIMER-E.
- Anderson R. M., Layzer J. B. & Gordon M. E. (1991). Recent catastrophic decline of mussels (*Bivalvia*, *Unionidae*) in the Little South Fork Cumberland River, Kentucky. *Brimleyana* 17: 1–8.
- Avidsson B. L., Karlsson J. & Österling M. E. (2012). Recruitment of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera* in relation to mussel population size, mussel density and host density. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22: 526–532.
- Barbosa T. A., Benone N. L., Begot T. O., Gonçalves A., Sousa L., Giarrizzo T., Juen L. & Montag L. (2015). Effect of waterfalls and the flood pulse on the structure of fish assemblages of the middle Xingu River in the eastern Amazon basin. *Brazilian Journal of Biology* 75: 78–94.
- Bauer G. (1986). *Margaritifera margaritifera* L. in the South of Its European Range. *Biological Conservation* 38: 1–9.
- Bauer G. (1987). Reproductive strategy of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Journal of Animal Ecology* 56: 691–704.
- Bauer G. (1988). Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation* 45: 239–253.
- Bauer G. (1992). Variation in the life span and size of the freshwater pearl mussel. *Journal of Animal Ecology* 61: 425–436.
- Bertness M. D. (1984). Habitat and community modification by an introduced herbivorous snail. *Ecology* 65: 370–381.
- Carpenter S. R., Stanley E. H. & Vander Zanden M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36: 75–99.
- Couto T. B. A. & Olden J. D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants – science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 91–100.
- Cuttelod A., Seddon M. & Neubert E. (2011). *European Red List of Non-marine Molluscs*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Darwall W. R. T., Holland R. A., Smith K. G., Allen D., Brooks E. G. E., Katarya V., Pollock C. M., Shi Y., Clausnitzer V., Cumberlidge N., Cuttelod A., Dijkstra K. D. B., Diop M. D., García N., Seddon M. B., Skelton P. H., Snoeks J., ... Vié J. C. (2011). Implications of bias in conservation research and investment for



- freshwater species. *Conservation Letters* 4: 474–482.
- Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z.-I., Knowler D. J., Leveque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M. L. J. & Sullivan C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2): 163–182.
- Dunn J. C., McClymont H. E., Christmas M. & Dunn A. M. (2009). Competition and parasitism in the native white clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* and the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in the UK. *Biological Invasions* 11: 315–324.
- Ermgassen P. S. E. & Aldridge D. C. (2011). Predation by the invasive american signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* Dana, on the invasive zebra mussel, *Dreissena polymorpha* Pallas: The potential for control and facilitation. *Hydrobiologia* 658: 303–315.
- Fitzgerald D. B., Sabaj Perez M. H., Sousa L. M., Gonçalves A. P., Rapp Py-Daniel L., Lujan N. K., Zuanon J., Winemiller K. O. & Lundberg J. G. (2018). Diversity and community structure of rapids-dwelling fishes of the Xingu River: Implications for conservation amid large-scale hydroelectric development. *Biological Conservation* 222: 104–112.
- Frissell C. A. (1986). A hierarchical framework for stream classification. *Environmental Management* 10: 199–214.
- Geist J. (2010). Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): A synthesis of conservation genetics and ecology. *Hydrobiologia* 644: 69–88.
- Geist J. & Auerswald K. (2007). Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 2299–2316.
- Graf D. L. & Cummings K. S. (2011). Freshwater mussel (Mollusca: Bivalvia: Unionoida) richness and endemism in the ecoregions of Africa and Madagascar based on comprehensive museum sampling. *Hydrobiologia* 678: 17–36.
- Guan R. Z. & Wiles P. R. (1998). Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Aquaculture* 169: 177–193.
- Hanson J. M., Chambers P. A. & Prepas E. E. (1990). Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 24: 69–80.
- Hastie L. & Cosgrove P. (2001). The decline of migratory salmonid stocks: a new threat to pearl mussels in Scotland. *Freshwater Forum* 15: 85–96.
- Henttonen P. & Huner J. V. (1999). The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. In F. Gherardi & D. M. Holdich (Eds.), *Crayfish in europe as alien species: How to make the best of a bad situation?* (Vol. Crustacean, pp. 13–22). Rotterdam: A.A. Balkema.

- Holdich D. M. (2002). Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture* 367: 611–650.
- Hornbach D. J., Allen D. C., Hove M. C. & MacGregor K. R. (2017). Long-term decline of native freshwater mussel assemblages in a federally protected river. *Freshwater Biology* 63: 243–263.
- Howard J. K. & Cuffey K. M. (2006). The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. *Freshwater Biology* 51: 460–474.
- IUCN. (1996). The IUCN Red List of Threatened Species - Mollusc Specialist Group - *Margaritifera margaritifera* . Consultado em Junho 15, 2017, em <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T12799A3382532.en>.
- Johnson K. D. & Smee D. L. (2012). Size matters for risk assessment and resource allocation in bivalves. *Marine Ecology Progress Series* 462: 103–110.
- Kirjavainen J. & Westman K. (1999). Natural history and development of the introduced signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a small, isolated Finnish lake, from 1968 to 1993. *Aquatic Living Resources* 12: 387–401.
- Layzer J. B., Gordon M. E. & Anderson R. M. (1993). Mussels: The forgotten fauna of regulated rivers. A case study of the Caney Fork River. *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 63–71.
- Layzer J. B. & Madison L. M. (1995). Microhabitat use by freshwater mussels and recommendations for determining their instream flow needs. *Regulated Rivers: Research & Management* 10(2–4): 329–345.
- Lima S. L. (1998). Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *BioScience* 48: 25–34.
- Lopes-Lima M., Burlakova L. E., Karatayev A. Y., Mehler K., Seddon M. & Sousa R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia* 810: 1–14.
- Lopes-Lima M., Sousa R., Geist J., Aldridge D. C., Araujo R., Bergengren J., Bernal Y., Bódis E., Burlakova L., Van Damme D., Douda K., Froufe E., Georgiev D., Gumpinger C., Karatayev A., Kebapçı Ü., Killeen I., ... Zogaris S. (2017). Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of the art and future challenges. *Biological Reviews* 92: 572–607.
- Lopes-Lima M., Teixeira A., Froufe E., Lopes A., Varandas S. & Sousa R. (2014). Biology and conservation of freshwater bivalves: Past, present and future perspectives. *Hydrobiologia* 735: 1–13.
- Lydeard C., Cowie R. H., Ponder W. F., Bogan A. E., Bouchet P., Clark S. A., Cummings K. S., Frest T. J., Gargominy O., Herbert D. G., Hershler R., Perez K. E., Roth B., Seddon M., Strong E. E. & Thompson F. G. (2004). The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54: 321.
- Machida Y. & Akiyama Y. B. (2013). Impacts of invasive crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera laevis* and *M.*

- togakushiensis*) in Japan. *Hydrobiologia* 720: 145–151.
- Maire O., Merchant J. N., Bulling M., Teal L. R., Grémare A., Duchêne J. C. & Solan M. (2010). Indirect effects of non-lethal predation on bivalve activity and sediment reworking. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 395: 30–36.
- McMahon R. F. & Bogan A. E. (2001). 11 - MOLLUSCA: BIVALVIA. In J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates (Second Edition)* (pp. 331–429). Academic Press.
- Meira A. (2017). *Predation of freshwater bivalves by invasive crayfishes*. Tese de Mestrado, Universidade do Minho, Braga, Portugal.
- Miguel E. S., Monserrat S., Fernández C., Amaro R., Hermida M., Ondina P. & Altaba C. R. (2004). Growth models and longevity of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in Spain. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1370–1379.
- Mills L. S. (2007). *Conservation of wildlife populations: demography, genetics, and management*. New York: Wiley-Blackwell.
- Modesto V., Ilarri M., Souza A. T., Lopes-Lima M., Douda K., Clavero M. & Sousa R. (2018). Fish and mussels: Importance of fish for freshwater mussel conservation. *Fish and Fisheries* 19: 244–259.
- Neck R. W. & Howells R. G. (1994). *Status survey of Texas heelsplitter, Potamilus amphichaenus (Frierson, 1898)*. Unpublished report, Texas Parks and Wildlife Department, Resource Protection Division and Inland Fisheries Division, Austin.
- Nobre A. (1941). *Fauna malacológica de Portugal. Moluscos terrestres e fluviais. Memórias e Estudos do Museu Zoológico, Universidade de Coimbra, Coimbra*.
- Orueta J. F., Araújo R. & Ramos M. (2001). *Action plans for Margaritifera auricularia and Margaritifera margaritifera in Europe* (No. 18-117). Council of Europe.
- Österling M. E., Arvidsson B. L. & Greenberg L. A. (2010). Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: Influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology* 47: 759–768.
- Petts G. E. (1980). Long-term consequences of upstream impoundment 7: 325–332.
- Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E. & Stromberg J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience* 47: 769–784.
- Poff N. L. & Hart D. D. (2002). How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52: 659.
- Randklev C. R., Ford N., Wolverton S., Kennedy J. H., Robertson C., Mayes K. & Ford D. (2016). The influence of stream discontinuity and life history strategy on mussel community structure: a case study from the Sabine River, Texas. *Hydrobiologia* 770: 173–191.
- Reis J. (2003). The freshwater pearl mussel [*Margaritifera margaritifera* (L.)] (Bivalvia,

- Unionoida) rediscovered in Portugal and threats to its survival. *Biological Conservation* 114: 447–452.
- Reis J. (2006). *Atlas dos bivalves de água doce em Portugal continental*. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza.
- Riggs C. D. & Webb G. R. (1956). The mussel population of an area of Loamy-Sand Bottom of Lake Texoma. *The American Midland Naturalist* 56: 197–203.
- Rio Tuela, In Wikipédia; URL:[https://pt.wikipedia.org/wiki/Rio\\_Tuela](https://pt.wikipedia.org/wiki/Rio_Tuela). (n.d.).
- Santos R. M. B., Sanches Fernandes L. F., Varandas S. G. P., Pereira M. G., Sousa R., Teixeira A., Lopes-Lima M., Cortes R. M. V. & Pacheco F. A. L. (2015). Impacts of climate change and land-use scenarios on *Margaritifera margaritifera*, an environmental indicator and endangered species. *Science of The Total Environment* 511: 477–488.
- Scheder C., Gumpinger C. & Csar D. (2011). Application of a five-stage field key for the larval development of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* Linné, 1758) under different temperature conditions – A tool for the approximation of the optimum time for host fish infect. *Ferrantia* 64: 13–22.
- Simberloff D., Martin J. L., Genovesi P., Maris V., Wardle D. A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., García-Berthou E., Pascal M., Pyšek P., Sousa R., Tabacchi E. & Vilà M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 58–66.
- Simon K. S. & Townsend C. R. (2003). Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology* 48: 982–994.
- Sousa R., Amorim Â., Froufe E., Varandas S., Teixeira A. & Lopes-Lima M. (2015). Conservation status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Portugal. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 50: 4–10.
- Sousa R., Ferreira A., Carvalho F., Lopes-Lima M., Varandas S. & Teixeira A. (n.d.). Die-offs of the endangered pearl mussel *Margaritifera margaritifera* during an extreme drought. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- Strayer D. L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology* 55: 152–174.
- Strayer D. L., Downing J. A., Haag W. R., King T. L., Layzer J. B., Newton T. J. & Nichols S. J. (2004). Changing Perspectives on Pearly North America's Most Imperiled Animals. *BioScience* 54(5): 429–439.
- Teixeira A., Lopes-Lima M., Machado J., Hinzmann M., Cortes R., Varandas S. & Antunes F. (2010). Estudos preliminares de populações de mexilhão-de-rio (*Margaritifera margaritifera* L.) nos rios Rabaçal e Tuela Nordeste de Portugal): análise do habitat e da qualidade da água e sedimentos. In *Actas do 10º Congresso da Água - Alvor, Portugal*.
- Varandas S., Lopes-Lima M., Teixeira A., Hinzmann M., Reis J., Cortes R., Machado J.

- & Sousa R. (2013). Ecology of southern European pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*): First record of two new populations on the rivers Terva and Beça (Portugal). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 374–389.
- Vaughn C. C. (2018). Ecosystem services provided by freshwater mussels. *Hydrobiologia* 810: 15–27.
- Vaughn C. C., Nichols S. J. & Spooner D. E. (2008). Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 409–423.
- Vaughn C. C. & Taylor C. M. (1999). Impoundments and the Decline of Freshwater Mussels : a Case Study of an Extinction Gradient. *Conservation Biology* 13: 912–920.
- Vitousek P. M. (1990). Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 7.
- Vörösmarty C. J., McIntyre P. B., Gessner M. O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S. E., Sullivan C. A., Liermann C. R. & Davies P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561.
- Watters G. T. (1996). Small dams as barriers to freshwater mussels (Bivalvia, Unionidae) and their hosts. *Biological Conservation* 75: 79–85.
- Watters G. T. (1999). Freshwater mussels and water quality: a review of the effects of hydrologic and instream habitat alterations. *Proceedings of the First Freshwater Mollusk Conservation Society Symposium* 261–274.
- Williams J. D., Warren, Jr. M. L., Cummings K. S., Harris J. L. & Neves R. J. (1993). Conservation Status of Freshwater Mussels of the United States and Canada. *Fisheries* 18: 6–22.
- Wood P. & Armitage P. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203–17.
- WSHPDR (World Small Hydropower Development). (2016). *World Small Hydropower Development Report 2016*.
- Young M. & Williams J. (1983). The status and conservation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* Linn. in Great Britain. *Biological Conservation* 25: 35–52.
- Young M. & Williams J. (1984). The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland. I: Field studies. *Hydrobiologia* 99: 405–422.
- Ziuganov V., Kaliuzhin S., Beletsky V. & Popkovich E. (2001). The pearl mussel-salmon community in the Varzuga river, northwest Russia: problems and environmental impacts. In *Bauer, G & Wächtler, K (eds), Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Ecological Studies 145* (pp. 359–366). Springer Verlag,

Heidelberg.

Ziuganov V., Zotin A., Nezlin L. & Tretiakov V. (1994). *The freshwater pearl mussels and their relationships with salmonid fish*. Moscow: VNIRO, Russian Federale Institute of Fisheries and Oceanography.



## Anexos

**Anexo 1.** Tabela com os dados abióticos e respetivo tratamento de cada ponto de amostragem: temperatura (°C), condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), oxigénio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>), pH, total de sólidos em suspensão (TSS) (mg L<sup>-1</sup>), sólidos orgânicos em suspensão (OSS) (mg L<sup>-1</sup>), matéria orgânica (%) e tamanho médio do sedimento (mm) nos meses de Julho e Agosto de 2017. (Tratamento: **J** – jusante; **B** – barragem; **M** – montante).

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18
Temperatura (°C)	23.30	23.60	23.50	23.40	23.60	23.20	24.00	24.20	25.00	24.20	24.50	23.20	23.40	23.50	23.80	24.00	24.00	24.20
Condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	51.00	52.30	52.00	51.10	53.00	52.00	51.00	55.00	65.00	49.00	51.00	51.20	52.20	52.00	51.10	52.00	51.30	51.60
Oxigénio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	7.30	7.20	7.21	7.27	7.22	7.30	7.35	7.38	5.24	7.79	7.70	7.34	7.32	7.29	5.90	6.00	6.39	5.35
pH	7.90	7.88	7.86	7.90	7.88	7.85	7.71	7.79	7.25	8.27	8.20	7.85	7.84	7.82	7.45	7.47	7.50	7.37
TSS (mg L <sup>-1</sup> )	2.00	2.10	2.10	2.00	2.80	2.00	1.80	2.20	3.20	2.80	3.00	2.40	2.80	3.00	3.20	3.60	6.00	6.00
OSS (mg L <sup>-1</sup> )	1.60	1.60	1.70	1.60	2.20	1.50	1.40	1.70	2.40	2.30	2.40	1.80	1.90	2.00	2.20	2.40	4.50	4.50
Matéria Orgânica (%)	1.30	1.49	1.35	1.15	0.91	0.45	0.47	0.46	0.39	0.68	0.68	0.79	0.81	0.41	0.74	0.73	12.63	22.43
Tamanho médio do sedimento (mm)	31.35	27.04	29.86	32.73	10.21	90.00	90.00	90.00	90.00	2.98	3.06	19.44	39.37	90.00	11.08	19.56	28.11	0.13
Tratamento	J	J	J	J	J	J	J	J	J	B	B	J	J	J	J	J	B	B

**Anexo 1.** Continuação.

	R19	R20	R21	R22	R23	R24	R25	R26	R27	R28	R29	R30	M1	M2	M3	M4	M5	M6
Temperatura (°C)	24.50	24.80	24.90	23.50	23.10	24.00	23.70	22.30	23.00	21.20	20.50	20.30	24.70	25.10	25.00	23.00	21.00	20.90
Condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	51.50	50.80	51.00	45.00	44.30	45.00	50.40	60.00	48.00	46.60	44.00	42.00	54.50	85.10	86.00	60.00	44.00	43.40
Oxigénio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	5.31	8.23	8.18	7.40	7.33	7.45	7.46	7.19	7.51	7.63	7.02	6.95	5.23	2.36	2.35	5.25	7.85	7.92
pH	7.28	7.95	7.96	7.89	7.78	7.91	7.93	7.75	7.70	7.68	7.54	7.48	7.12	6.98	6.95	7.11	7.20	7.13
TSS (mg L <sup>-1</sup> )	5.20	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.60	0.80	0.40	0.40	0.40	0.40	13.00	11.60	12.40	12.00	1.80	1.60
OSS (mg L <sup>-1</sup> )	4.30	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.40	0.40	0.30	0.30	0.20	0.20	7.80	7.50	7.70	7.50	1.20	1.10
Matéria Orgânica (%)	9.46	2.27	1.81	1.77	1.73	1.80	1.94	1.88	1.68	1.67	0.95	0.96	26.92	17.01	17.44	4.21	1.24	1.79
Tamanho médio do sedimento (mm)	22.09	17.07	34.95	35.82	34.43	29.05	29.05	33.72	22.89	24.61	24.73	23.99	0.19	0.23	0.60	20.23	38.67	18.95
Tratamento	B	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	B	B	B	B	M	M



**Anexo 1.** Continuação.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T18
Temperatura (°C)	24.70	23.80	24.00	25.20	24.70	24.00	25.00	24.50	24.40	24.50	21.70	22.70	23.50	24.50	22.00	21.50	22.00	22.20
Condutividade (µS cm-1)	138.1	140.0	142.0	141.0	141.4	138.0	140.0	143.8	140.7	142.0	165.0	162.7	155.0	140.0	98.00	99.30	98.00	95.00
Oxigénio dissolvido (mg L-1)	9.75	8.05	8.06	8.81	8.14	8.20	8.06	8.71	8.02	8.00	1.56	1.58	1.65	2.30	7.51	7.54	7.52	7.50
pH	8.52	8.38	8.29	8.51	8.46	8.30	8.32	8.40	8.36	8.28	6.48	6.50	6.70	6.80	7.95	7.97	7.91	7.90
TSS (mg L-1)	1.60	1.60	2.00	2.40	1.60	1.60	2.40	2.80	2.40	2.80	13.60	14.40	14.00	13.20	2.00	1.60	1.60	2.40
OSS (mg L-1)	1.00	1.10	1.40	1.50	1.10	1.00	2.10	2.20	2.00	2.10	7.70	7.90	7.80	7.70	1.40	1.00	1.10	1.90
Matéria Orgânica (%)	1.81	1.62	1.59	3.13	1.78	1.81	2.98	1.71	1.46	0.43	24.23	21.06	10.68	7.89	1.90	1.89	0.39	0.41
Tamanho médio do sedimento (mm)	21.22	26.56	25.15	0.51	46.73	32.36	0.94	20.62	43.88	90.00	0.21	0.41	0.73	2.33	20.71	23.70	90.00	90.00
Tratamento	J	J	J	J	J	J	J	J	J	J	B	B	B	B	J	J	J	J

**Anexo 1.** Continuação.

	T19	T20	T21	T22	T23	T24	T25	T26	T27	T28	T29	T30
Temperatura (°C)	23.00	23.20	23.50	22.80	23.50	23.00	22.80	21.40	21.30	21.60	20.70	20.10
Condutividade (µS cm-1)	91.00	90.60	92.00	90.50	91.00	90.00	87.00	85.90	85.00	83.40	81.50	81.40
Oxigénio dissolvido (mg L-1)	7.55	7.83	7.78	7.56	7.44	7.39	7.18	7.17	7.33	7.24	7.67	7.05
pH	8.08	8.10	8.08	8.12	7.99	8.01	7.89	7.93	7.90	7.72	7.96	7.90
TSS (mg L-1)	0.80	0.80	0.80	1.20	1.20	0.80	0.80	0.40	0.40	0.80	0.80	0.80
OSS (mg L-1)	0.40	0.50	0.50	0.70	0.60	0.50	0.50	0.30	0.30	0.50	0.50	0.40
Matéria Orgânica (%)	1.71	1.69	1.69	1.26	1.56	1.74	1.82	1.35	1.23	1.46	1.84	1.37
Tamanho médio do sedimento (mm)	28.50	29.53	29.31	28.13	25.86	23.43	23.22	26.56	25.97	21.41	22.91	21.13
Tratamento	B	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M	M

**Anexo 2.** Teste de Wilcoxon que analisa de forma pareada as abundâncias de lagostins-sinal capturados nos pontos de amostragem dos Rios Rabaçal e Mente e indica as diferenças existentes entre os mesmos. Os resultados representados são os valores de p do teste efetuado, sendo p significativo para valores <0.05 (valores a negrito ou • (p<0.001)).

	R1	R2	R3	R4	R5	R7	R12	R13	R14	R16	R20	R21	R22	R23	R24	R25	R26	R27	R28	R29	R30	M5	M6
R1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R12	•	•	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R13	•	•	•	•	•	•	0.209	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R14	•	•	•	•	•	•	0.035	1.000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R16	•	•	•	•	•	•	0.050	0.010	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R20	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R21	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R22	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R23	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R24	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R25	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R26	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R27	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R28	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R29	•	•	•	•	•	•	0.004	0.004	0.003	0.020	•	•	•	•	•	•	•	•	•	-	-	-	-
R30	•	•	•	•	•	•	0.015	0.007	0.002	0.387	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.434	-	-	-
M5	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	•	•	-	-
M6	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	•	•	-	-

**Anexo 3.** Teste de Wilcoxon que analisa de forma pareada os comprimentos dos lagostins-sinal capturados nos pontos de amostragem do Rio Rabaçal e indica as diferenças existentes entre os mesmos. Os resultados representados são os valores de p do teste efetuado, sendo p significativo para valores <0.05 (valores a negrito ou • (p<0.001)).

	R12	R13	R14	R16	R29	R30
R12	-	-	-	-	-	-
R13	0.141	-	-	-	-	-
R14	0.489	0.620	-	-	-	-
R16	0.056	0.735	0.463	-	-	-
R29	<b>0.004</b>	•	<b>0.005</b>	•	-	-
R30	<b>0.015</b>	•	<b>0.015</b>	•	0.489	-

**Anexo 4.** Teste de Wilcoxon que analisa de forma pareada os comprimentos dos lagostins-sinal capturados nos pontos de amostragem dos Rios Tuela e Baceiro e indica as diferenças existentes entre os mesmos. Os resultados representados são os valores de p do teste efetuado, sendo p significativo para valores <0.05 (valores a negrito ou • (p<0.001)).

	T1	T4	T5	T8	T15	B1	B2
T1	-	-	-	-	-	-	-
T4	<b>0.044</b>	-	-	-	-	-	-
T5	<b>0.044</b>	0.595	-	-	-	-	-
T8	<b>0.044</b>	0.686	0.424	-	-	-	-
T15	0.050	0.091	<b>0.026</b>	0.233	-	-	-
B1	<b>0.044</b>	0.804	0.451	0.651	0.081	-	-
B2	0.424	•	•	•	•	•	-

**Anexo 5.** Teste de Wilcoxon que analisa de forma pareada as abundâncias de lagostins-sinal capturados nos pontos de amostragem dos Rios Tuela e Baceiro e indica as diferenças existentes entre os mesmos. Os resultados representados são os valores de p do teste efetuado, sendo p significativo para valores <0.05 (valores a negrito ou • (p<0.001)).

	T1	T4	T5	T8	T15	T19	T20	T21	T22	T23	T24	T25	T26	T27	T28	T29	T30	B1	B2	B3
T1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T4	<b>0.004</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T5	<b>0.004</b>	0.360	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T8	<b>0.005</b>	0.264	0.488	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T15	<b>0.002</b>	0.264	0.645	0.776	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T19	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T20	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T21	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T22	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T23	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T24	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T25	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T26	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T27	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T28	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T29	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T30	0.264	•	•	•	•	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B1	<b>0.002</b>	0.717	0.446	0.241	0.468	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	-	-	-
B2	0.088	<b>0.004</b>	<b>0.004</b>	0.006	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	-	-
B3	0.375	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.002</b>	<b>0.001</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>0.001</b>	<b>0.007</b>	-