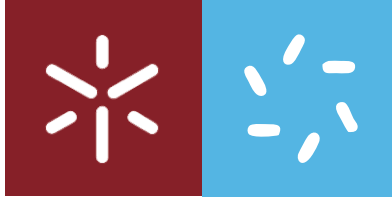




Universidade do Minho
Escola de Ciências

Pedro Filipe Oliveira da Silva

Colheita sustentável de uma espécie invasora bem-sucedida: implicações para a comunidade macrozoobentónica



Universidade do Minho

Escola de Ciências

Pedro Filipe Oliveira da Silva

**Colheita sustentável de uma espécie
invasora bem-sucedida: implicações para a
comunidade macrozoobentónica**

Tese de Mestrado
Mestrado em Ecologia

Trabalho efetuado sob a orientação de
Doutora Martina Ilarri
Professor Doutor Ronaldo Sousa

Abril de 2017

DECLARAÇÃO

Nome: Pedro Filipe Oliveira da Silva

Endereço eletrónico: pedrobalazar@gmail.com **Telefone:** 933359844

Número do Bilhete de Identidade: 13861084

Título dissertação: Colheita sustentável de uma espécie invasora bem-sucedida: implicações para a comunidade macrozoobentónica

Orientador(es): Doutora Martina Ilarri; Professor Doutor Ronaldo Sousa

Ano de conclusão: 2017

Designação do Mestrado: Ecologia

É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA TESE/TRABALHO APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE;

Universidade do Minho, 28/04/2017

Assinatura: _____
(Pedro Filipe Oliveira da Silva)

Agradecimentos

Aos meus orientadores Martina Ilarri e Ronaldo Sousa, um sincero obrigado por toda a ajuda, disponibilização, apoio e orientação que prestaram durante a elaboração da presente tese de mestrado. Foram incansáveis e sem dúvida nenhuma que sem a sua ajuda, este trabalho não tinha sido possível.

À Rosana que muitas vezes me acompanhou e ajudou na realização do trabalho de campo e laboratorial

Ao Tiago Costa, ao David e ao meu irmão Paulo por me acompanharem nos momentos de descontração e sempre me incentivarem.

À dona Sandra e ao senhor Jaime que sempre estiveram disponíveis para me acolher e abrigar.

Ao meu pai, à minha mãe e meus irmãos que sempre estiveram presentes e que de forma incondicional me apoiaram e incentivaram.

Em especial, agradeço à minha namorada Patrícia que sempre acreditou em mim. A sua presença, o seu apoio e a sua disponibilidade foram fundamentais para a escrita desta dissertação.

Resumo

As espécies invasoras são um dos problemas ecológicos que mais preocupam a comunidade científica, uma vez que comprometem a conservação e a biodiversidade a nível mundial, sendo os ecossistemas de água doce um dos mais afetados por esta situação. A amêijoia asiática, *Corbicula fluminea* é uma das espécies com maior potencial invasor em sistemas aquáticos podendo gerar elevados impactos ecológicos e económicos. A exploração comercial deste bivalve invasor pode ter um papel preponderante no controlo das suas populações nos ecossistemas invadidos. Para este efeito, é necessário avaliar o impacto de distintos métodos de colheita de *C. fluminea*. Neste sentido, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da colheita de *C. fluminea*, sobre a comunidade macrozoobentónica numa de área selecionada do Rio Minho, através da utilização de dois métodos diferentes de colheita, ganchorra (tratamento ganchorra; G) e apanha manual (tratamento manual, M). Foi também selecionada uma área controlo (tratamento controlo; C) em que não foram recolhidos quaisquer indivíduos da espécie. Amostras foram também recolhidas para a caracterização do sedimento. A fauna macrozoobentónica, nos diferentes tratamentos, foi recolhida em três tempos distintos (imediatamente após a colheita (tempo T0), e 15 dias (tempo T1) e 75 dias (tempo T2) dias após a colheita), de modo a avaliar a recuperação da comunidade macrozoobentónica ao longo do tempo. Um total de 9 taxa foram identificados. A densidade da fauna associada recuperou mais rapidamente aos impactos causados pela colheita de *C. fluminea*, quando comparado a riqueza de espécies e aos índices de diversidade. Comparando os dois métodos de recolha verificou-se que o tratamento manual foi o que teve melhores resultados em termos de densidade, e o tratamento ganchorra em relação à diversidade de espécies. Dos 9 taxa associados, 4 variaram a densidade ao longo dos tratamentos e tempos. A espécie *Corophium multisetosum* foi a espécie que dominou a densidade ao longo do tempo, resultado possivelmente associado às alterações no sedimento causadas pela recolha de *C. fluminea*. Os resultados deste estudo servem de referência para futuros trabalhos que visem o controle de *C. fluminea* sendo que ambos os métodos de recolha parecem ter impactos mínimos na comunidade macrozoobentónica.

Abstract

Invasive species are one of the main ecological problems concerning the scientific community nowadays, given their impacts on conservation and biodiversity, being freshwater ecosystems especially affected. The Asian Clam *Corbicula fluminea* is a specie with great invasive potential in aquatic systems. It can be responsible for several ecological and economics impacts. Their commercial exploitation can be crucial for the management and control of the species in invaded ecosystems. Given this situation, it is important to assess the impacts dealing with different harvesting techniques to collect *C. fluminea*. To this end, this study aims to evaluate the effects caused by *C. fluminea* harvesting in the macrozoobenthic community using a selected area in the Minho River, using two different methods: rake (rake treatment, G) and by hand (manual treatment, M). Also, a control treatment (control treatment, C), in which no individuals of *C. fluminea* were collected, was also selected. Samples were also collected for the characterization of the sediment. Macrozoobenthic fauna was collected in three distinct periods (immediately after the harvesting of *C. fluminea* (T0), 15 (T1) and 75 (T2) days after the harvesting) in order to evaluate the impact caused by the harvesting and the ability of the macrozoobenthic community to recover throughout time. In total, 9 taxa were identified. Density of the associated fauna showed a better response to the impacts resulting from the harvesting of *C. fluminea* when compared to the richness and other diversity indexes. Of the 9 associated taxa, four varied in density in the comparison between treatments and time. *Corophium multisetosum* was the dominant species and this result was, in a certain way, probably associated with changes in sediment as a result of the *C. fluminea* harvesting. Results of this study may serve as a reference for future works dealing with the control of *C. fluminea* and both harvesting methods seem to have minor impacts on the macrozoobenthic community.

Índice Geral

DECLARAÇÃO.....	ii
Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	iv
<i>Abstract</i>	v
Índice Geral.....	1
Índice de Figuras.....	2
Índice de Tabelas.....	4
1. Introdução.....	5
1.1. Espécies Invasoras.....	5
1.2. Sistemas aquáticos de água doce e espécies invasoras.....	8
1.3. <i>Corbicula fluminea</i>	9
1.3.1. Impactos Ecológicos e Económicos.....	12
1.4. Espécies Invasoras como importantes recursos.....	16
1.5. Colheita da espécie invasora <i>Corbicula fluminea</i> e principais objetivos deste estudo.....	17
2. Materiais e Métodos.....	19
2.1. Área de Estudo.....	19
2.2. Amostragem.....	20
2.2.1. Fatores abióticos.....	20
2.2.2. Colheita de macrozoobentos.....	21
2.3. Análise de dados.....	22
3. Resultados.....	24
3.1. Fatores abióticos.....	24
3.2. Comunidade macrozoobentónica.....	26
4. Discussão.....	38
Literatura Citada.....	43

Índice de Figuras

Figura 1. Modelo acerca do processo de invasão de espécies, no qual assume três estágios básicos: chegada, estabelecimento e integração (adaptado de Kolar & Lodge, 2001).	6
Figura 2. Rio Minho e o seu enquadramento na Península Ibérica. Ampliação da zona estuarina do Rio Minho em que o quadrado preenchido a vermelho representa o local (freguesia de Lanhelas) onde foram recolhidas as amostras do presente estudo.	20
Figura 3. Desenho esquemático da distribuição dos pontos de amostragem com o controlo (C=controlo) e respetivas técnicas de recolha (G=Ganchorra e M=Manual).	20
Figura 4. Teor da matéria orgânica (%) do sedimento recolhido nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2).	25
Figura 5. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm ²) da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas pelas letras maiúsculas e minúsculas, respetivamente.	29
Figura 6. Riqueza de espécies da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas por letras maiúsculas e minúsculas, respetivamente.	30
Figura 7. Índice de Shannon-Wiener da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tempo estão representadas pelas letras maiúsculas.	31
Figura 8. Índice de equitabilidade de Pielou da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tempo estão representadas pelas letras maiúsculas.	31
Figura 9. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm ²) da espécie <i>Streblospio benedicti</i> associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tratamento estão representadas pelas letras minúsculas.	34
Figura 10. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm ²) da espécie <i>Corbicula fluminea</i> associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas por letras maiúsculas e minúsculas, respetivamente.	35
Figura 11. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm ²) da espécie <i>Corophium multisetosum</i> nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tempo estão representadas pelas letras maiúsculas.	36
Figura 12. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm ²) da espécie <i>Cyathura carinata</i> nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (<i>two-way</i> PERMANOVA pairwise	

tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas por letras maiúsculas e minúsculas, respectivamente. 37

Figura 13. MDS da comunidade macrozoobentônica associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). 37

Índice de Tabelas

Tabela 1. Exemplos de espécies invasoras que geraram prejuízos económicos avultados.....	8
Tabela 2. Sumário das principais características do ciclo de vida de <i>Corbicula fluminea</i> . (adaptado de Sousa et al., 2008a).....	11
Tabela 3. Resistência fisiológica de <i>Corbicula fluminea</i> aos diferentes fatores abióticos (baseado em Ilarri & Sousa, 2012).....	11
Tabela 4. Resumo dos principais impactos ecológicos descritos para a espécie <i>Corbicula fluminea</i> (baseado em Ilarri & Sousa, 2012).	15
Tabela 5. Fatores abióticos medidos ao longo do tempo (T0, T1 e T2) na área selecionada do Rio Minho. Temperatura (T, °C), condutividade (CND, $\mu\text{S cm}^{-1}$), total de sólidos dissolvidos (TSD, mg l^{-1}), salinidade (S, psu), oxigénio (O, %), oxigénio dissolvido (OD, %) e pH.....	24
Tabela 6. Granulometria do sedimento recolhido nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T1, T2 e T3). Cascalho (C, %), areia muito grosseira (AMG, %), areia grossa (AG, %), areia média (AM, %), areia fina (AF, %), areia muito fina (AMF, %), siltes + argila (S+A, %).	24
Tabela 7. Média ($\pm\text{dp}$) da densidade ($\text{ind}/60\text{ cm}^2$) dos taxa associados aos diferentes tratamentos ao longo do tempo.	27
Tabela 8. Resultados da <i>two-way</i> PERMANOVA realizada com os dados de densidade (N), riqueza de espécies (S), índice de Shannon-Wiener (H') e índice de equitabilidade de Pielou (J') da fauna macrozoobentónica associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). A negrito estão assinaladas as diferenças significativas ($p<0,05$).....	28
Tabela 9. Resultados da <i>two-way</i> PERMANOVA realizada com os dados de densidade das espécies associadas aos diferentes tratamentos (C, G e M). A negrito estão assinaladas as diferenças significativas ($p<0,05$).	33

1. Introdução

1.1. Espécies Invasoras

A homogeneização das comunidades biológicas no planeta Terra têm vindo a aumentar devido à globalização mundial o que por um lado levou a um aumento da extinção de espécies e por outro a um maior número de espécies introduzidas em locais fora da sua distribuição natural, como resultado da aceleração de atividades e movimentações humanas (Cohen & Carlton, 1998; Lodge, 1993).

As alterações originadas pela introdução de espécies invasoras são um dos fatores que mais impacto causam sobre os ecossistemas de água doce, nomeadamente a nível da biodiversidade, e têm um papel mais preponderante nestes ecossistemas do que em comparação com os ambientes terrestre (Dudgeon et al., 2006; Lodge et al., 1998; Strayer, 2010).

Hulme et al. (2008) tendo em conta as invasões biológicas na Europa, identificou três principais mecanismos da propagação das espécies não-nativas em regiões fora da sua distribuição original, sendo esses a importação como ou com mercadoria(s), a utilização de vetores de transporte, e a dispersão natural com ou sem auxílio de infraestruturas humanas. Em ecossistemas aquáticos as principais causas de propagação das espécies invasoras estão associadas à aquacultura, pesca desportiva, atividades de recreio e à navegação marítima (Ardura et al., 2016).

O processo de invasão pode ser dividido em três sucessivos estágios: chegada; estabelecimento e integração (Kolar & Lodge, 2001) (Figura 1). A chegada envolve a introdução das espécies através do transporte dos indivíduos desde o ecossistema de origem até à região recipiente e este processo pode ocorrer de forma natural ou com o auxílio do ser humano, sendo esta última a situação mais comum. O estabelecimento implica que a nova população consiga sustentar-se através de reprodução e recrutamento local, de modo a que a espécie se estabeleça e persista no local invadido. A integração ocorre quando a espécie invasora estabelece vínculos ecológicos com as espécies nativas, resultando numa alteração das propriedades do ecossistema invadido e da composição das comunidades através de alterações nas interações bióticas (e.g. competição, predação, parasitismo e facilitação), nas cadeias tróficas, ciclos de nutrientes e estruturas físicas (Vermeij, 1996).



Figura 1. Modelo acerca do processo de invasão de espécies, no qual assume três estágios básicos: chegada, estabelecimento e integração (adaptado de Kolar & Lodge, 2001).

Para que as espécies consigam invadir um novo ambiente, elas têm de ultrapassar inúmeros filtros nas várias etapas de invasão. Diferentes filtros têm sido sugeridos, entre os quais: a biogeografia, relacionada com as barreiras geográficas; a fisiologia, relacionada com a compatibilidade do invasor com o ambiente recetor; e os fatores bióticos, relacionados com a resistência da comunidade nativa. Em relação a este último, de acordo com Elton (1958) comunidades ricas em espécies são mais resistentes a invasões do que as comunidades pobres em espécies, isto porque as primeiras estão sujeitas a recursos mais limitados e são mais suscetíveis a possuírem competidores, predadores, parasitas ou doenças que excluam potenciais invasores.

Uma espécie invasora para ser bem-sucedida necessita de possuir características favoráveis à invasão de novos habitats e a comunidade recetora deve ser suscetível a ser invadida (Karatayev et al., 2009). Tendo em conta os diversos casos de estudo existentes, inúmeros ecólogos propuseram dois conjuntos de propriedades que podem agir de forma sinérgica: os traços das espécies invasoras e/ou as características da área invadida (Lodge, 1993). A capacidade de colonizar uma vasta gama de habitats, a elevada variabilidade genética e plasticidade fenotípica, a resistência fisiológica a alterações abióticas, o crescimento rápido, a

maturidade sexual precoce, a elevada fecundidade e a associação com as atividades humanas são alguns dos traços mais importantes. Estes traços estão geralmente relacionadas com o comportamento oportunista das espécies, denominadas como espécies r estrategistas (Lodge, 1993; McMahon, 2002). No que diz respeito às características das áreas invadidas, acredita-se que o grande número de vetores de transporte, os elevados níveis de perturbação, a baixa riqueza de espécies, a disponibilidade de nichos, e a compatibilidade entre os habitats doadores e recetores, favoreçam o estabelecimento de espécies invasoras (Lodge, 1993). É de salientar que existem inúmeras exceções, tanto em relação aos traços das espécies como em relação às características da área invadida, o que dificulta o estabelecimento destas generalizações.

As espécies invasoras são atualmente um dos problemas ambientais que mais preocupam a comunidade científica, uma vez que comprometem a conservação da biodiversidade e a integridade dos ecossistemas a nível mundial (Cox, 1993; Sala et al., 2000). As espécies invasoras podem exercer grande influência nas interações bióticas como predação, competição, parasitismo e doença com as espécies nativas, para além de modificar os processos ecológicos dos ecossistemas, nomeadamente a produção primária e secundária, a decomposição, a hidrologia, a geomorfologia e o ciclo de nutrientes, pondo em causa por vezes a sobrevivência das espécies (Vitousek et al., 1996). Um exemplo dramático desta situação é a invasão da espécie fixadora de azoto *Myrica faya* no parque nacional dos vulcões do Havá. A fácil dispersão das sementes através das variadas espécies de aves permitiu a rápida propagação de *M. faya* nas zonas recém-formadas a partir da atividade vulcânica. Com a presença desta espécie invasora, estes solos foram enriquecidos em azoto, o que favoreceu a ocorrência de plantas invasoras em detrimento das plantas nativas que eram limitadas pelo baixo teor de azoto. Com este exemplo verifica-se que por vezes uma só espécie invasora pode alterar de forma dramática a composição e a dinâmica de um ecossistema inteiro (Vitousek et al., 1996).

Além dos impactos biológicos, as espécies invasoras podem provocar elevados prejuízos económicos que, por vezes, também podem estar associados à sua erradicação, controlo e mitigação desses impactos (Mack et al., 2000). As espécies invasoras podem afetar culturas agrícolas, pastagens e florestas, custando milhões de euros anualmente em rendimentos perdidos, estragos causados e em esforços para controlar as invasões (Tabela 1) (Vitousek et al., 1996). Mundialmente estima-se que as espécies invasoras gerem prejuízos na ordem dos 1.2 triliões \$ (Pimentel et al., 2001).

Tabela 1. Exemplos de espécies invasoras que geraram prejuízos económicos avultados.

Categoria	Espécies	Prejuízos (US\$/ano)	País	Referências
PLANTAS	<i>Hydrilla verticillata</i>	14,5 milhões	EUA (Florida)	(Center et al., 1997)
	<i>Lythrum salicaria</i>	45 milhões	EUA	(Pimentel et al., 2001)
	<i>Eichhornia crassipes</i>	25 milhões	África do Sul	(Huntley, 1996)
	<i>Pistia stratiotes</i>	15 milhões	África do Sul	(Huntley, 1996)
MAMÍFEROS	<i>Herpestes auropunctatus</i>	50 milhões	Porto Rico e EUA (Havai)	(Pimentel et al., 2005)
RÉPTEIS	<i>Boiga irregularis</i>	12 milhões	EUA	(Pimentel et al., 2005)
ARTRÓPODES	<i>Solenopsis invicta</i>	300 milhões	EUA (Texas)	(Vinson, 1992)
	<i>Carcinus maenas</i>	44 milhões	EUA (Nova Inglaterra) e Canadá (Nova Escócia)	(Lafferty & Kuris, 1996)

1.2. Sistemas aquáticos de água doce e espécies invasoras

Os ambientes aquáticos de água doce são muito importantes pela elevada quantidade de bens e serviços que proporcionam (Karatayev et al., 2007; Postel & Richter, 2003; Revenga et al., 2000). Porém, e apesar da sua importância, os ecossistemas de água doce encontram-se bastante perturbados pela ação do Homem, sendo mesmo um dos ecossistemas mais ameaçados a nível global devido à crescente diminuição de biodiversidade. A sobre-exploração de recursos, poluição da água, destruição e fragmentação do habitat, mudanças climáticas e a invasão de espécies não-nativas são algumas das principais causas deste declínio da biodiversidade (Postel & Richter, 2003; Sala et al., 2000). As permanentes pressões humanas exercidas ao longo das últimas décadas nos ecossistemas aquáticos induziram o declínio das espécies nativas o que facilitou a dominância das espécies invasoras (Holeck et al., 2004; Ricciardi & Rasmussen, 1999). Assim sendo, é natural que atualmente a taxa de ocorrência de espécies invasoras nos ecossistemas aquáticos, nomeadamente nos sistemas de água doce, seja elevada (Cohen & Carlton, 1998; Light & Marchetti, 2007).

A invasão de espécies nos habitats de água doce pode ocorrer de forma intencional ou involuntária através das descargas de águas de lastro dos navios, da fixação das espécies nos cascos dos navios, da libertação ou fuga de indivíduos das aquaculturas, da pesca desportiva, das atividades de recreio, da aquariofilia e da construção de infraestruturas que conectam diferentes massas de água, entre outras (Hulme et al., 2008; Keller et al., 2011).

Muitas invasões aquáticas resultaram na alteração das populações e estrutura de comunidades nativas levando em alguns casos à extinção local de espécies. O mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*) e a perca do Nilo (*Lates niloticus*) são dois exemplos de espécies que causaram grandes impactos ecológicos em sistemas invadidos (Sakai et al., 2001). Nos rios e lagos norte-americanos onde a espécie *D. polymorpha* atingiu elevadas densidades os mexilhões nativos foram dizimados e em casos extremos até mesmo extintos localmente em um período de 4 a 8 anos após a sua invasão (Ricciardi et al., 1998). A introdução da perca do Nilo no Lago Vitória, África, ocorreu no início da década de 1950. Rapidamente verificou-se a elevada eficácia predatória desta espécie em relação às espécies de ciclídeos Haplochromineos nativos, pelo que a população da perca aumentou exponencialmente e causou uma severa redução, e em certos casos, o desaparecimento total de espécies nativas. Estima-se que dezenas de espécies endêmicas tenham sido extintas (Cucherousset & Olden, 2011).

Uma das espécies invasoras de bivalves com maior potencial invasor em sistemas aquáticos é a amêijoia asiática *Corbicula fluminea*. Nos últimos tempos esta espécie foi alvo de diversos estudos em Portugal (Ilarri et al., 2012; Rosa et al., 2011; Sampaio & Rodil, 2014; Sousa et al., 2006a, 2008a, 2008b), uma vez que é capaz de provocar muitas alterações no sistema invadido e porque se encontra atualmente presente em 12 das 15 principais bacias hidrográficas de Portugal, sendo as bacias dos Rios Ave, Leça e Lis as únicas que ainda estão intactas (Rosa et al., 2011; Sousa, comunicação pessoal).

1.3. *Corbicula fluminea*

Taxonomicamente a espécie *C. fluminea* pertence ao Filo Mollusca, à Classe Bivalvia, à Subclasse Heterodonta, à Ordem Veneroida, à Superfamília Corbiculoidea, à Família Corbiculidae e ao Género *Corbicula*.

A espécie *C. fluminea*, é nativa do sul e leste da Ásia, no entanto, atualmente, a espécie apresenta uma ampla distribuição geográfica (Crespo et al., 2015; Sousa et al., 2008c). Inicialmente a distribuição das espécies dentro do género *Corbicula* estavam restritas apenas à Ásia, África e Oceânia, porém, ao longo do século XX, a espécie *C. fluminea* distribuiu-se pelo continente Europeu e Americano (McMahon, 2002; Mouthon, 2001).

O género *Corbicula* foi detetado pela primeira vez na América do Norte (EUA) em 1938 (Burch, 1944), na América do Sul na década de 70 (Ituarte, 1981) e na Europa no início dos anos 80 (Mouthon, 1981). Muitos estudos sobre este bivalve têm sido realizados na América e na

Europa porém a informação varia um pouco de ecossistema para ecossistema, pelo que é necessário realizar estudos a nível local, principalmente em zonas onde a sua densidade e biomassa é muito elevada, como é o exemplo do Rio Minho (Sousa et al., 2008b).

Em Portugal a espécie foi pela primeira vez observada em 1981 no Rio Tejo (Mouthon, 1981). Em 1989 a amêijoia asiática foi encontrada nos estuários dos Rios Douro (Nagel, 1989) e Minho (Araujo et al., 1993). Já no início dos anos 2000 *C. fluminea* foi pela primeira vez descrita no Rio Lima (Sousa, 2003). Nos dias de hoje, a espécie é encontrada em altas densidades no Rio Minho, principalmente nas zonas do troço internacional do rio (i.e. últimos 70 km) (Sousa et al., 2005, 2008a), sendo a espécie bentónica dominante em termos de densidade e biomassa na porção final do rio, contribuindo com mais de 90% da biomassa total (Sousa et al., 2005).

A introdução e a conseqüente dispersão da amêijoia asiática nos ecossistemas aquáticos devem-se em grande parte às atividades humanas, tais como: águas de lastro, utilização de espécimes como iscos de pesca e descargas de aquários, para além do transporte de juvenis e/ou adultos como artefacto turístico ou agarrados ao casco dos barcos recreativos (Darrigran, 2002; McMahon, 2000, 2002). Pensa-se também que o transporte natural dos juvenis da espécie pode ocorrer por correntes fluviais ou marés, ou transportados por aves, mamíferos ou peixes, o que leva à dispersão da espécie mesmo para zonas com menor pressão humana (Ilarri & Sousa, 2012). Além da grande associação com as atividades humanas, as características naturais da espécie (Tabela 2) tais como, rápido crescimento, maturidade sexual precoce, curto ciclo de vida e elevada fecundidade, são relevantes para o seu sucesso invasor, sendo mais determinantes até mesmo do que a própria tolerância da espécie aos diversos fatores abióticos (Tabela 3) (McMahon, 2002). Neste sentido, *C. fluminea* quando comparada com outras espécies de bivalves de água doce aparenta ser menos tolerante a alguns fatores abióticos, tais como: temperatura, oxigénio, pH e concentração de cálcio (McMahon, 2000; Sousa et al., 2007, 2008a).

Tabela 2. Sumário das principais características do ciclo de vida de *Corbicula fluminea*. (adaptado de Sousa et al., 2008a).

Características do ciclo de vida	<i>Corbicula fluminea</i>
Duração do ciclo de vida	1 a 5 (anos)
Idade de maturação	3 a 9 (meses)
Tipo de reprodução	Hermafrodita
Taxa de crescimento	Elevada
Fecundidade	68 678
Tamanho de juvenil	250 µm
Energia respirada assimilada	11 a 42 %
Energia não-respirada transferida para o crescimento	58 a 71 %
Energia não-respirada transferida para a reprodução	5 a 15 %

Tabela 3. Resistência fisiológica de *Corbicula fluminea* aos diferentes fatores abióticos (baseado em Ilarri & Sousa, 2012).

Tolerância fisiológica	
Tolerante	Intolerante
Valores elevados de salinidade	Baixas concentrações de cálcio
Condições moderadas de hipoxia	Elevada hipoxia
Temperaturas baixas	Temperaturas elevadas
Preferência por sedimentos arenosos	pH baixo

O ciclo de vida de *C. fluminea* apresenta determinadas características que contribuem para o sucesso da espécie. Começando pela elevada fecundidade, normalmente a espécie apresenta dois períodos de libertação de larvas por ano, um na primavera e outro no outono, com estes a estarem associados às diferentes temperaturas sentidas em ambas as épocas (Britton & Morton, 1982). São libertados por dia e por indivíduo cerca de 600 a 700 larvas em cada uma das épocas reprodutivas, no entanto a taxa de sobrevivência destas larvas é de apenas 0,1 % (Aldridge & McMahon, 1978). O facto de serem hermafroditas é também um fator relevante pois pode-se assumir que um único progenitor pode dar continuidade à população.

O rápido crescimento e a maturidade precoce são outras características que também favorecem o estabelecimento da espécie (McMahon, 2002). Relativamente ao crescimento, no início do desenvolvimento ele é máximo, porém à medida que vão aumentando de tamanho o crescimento vai diminuindo. Já a maturidade precoce é representativa do facto de indivíduos que

nascem na primavera podem já no outono seguinte estarem maduros e participar na reprodução da espécie. O mesmo verifica-se para os indivíduos que nascem no outono, estes podem ficar maduros e capazes de procriar na primavera seguinte, porém neste caso, possivelmente devido às baixas temperaturas, existe uma redução no número de indivíduos maduros originados (Britton & Morton, 1982).

Relativamente à alimentação, *C. fluminea* alimenta-se através da filtração de partículas em suspensão (*filter-feeding*) e da recolha de matéria orgânica dos sedimentos através do pé (*pedal-feeding*). Estes dois mecanismos de alimentação contribuem para o rápido crescimento que caracteriza a espécie (Hakenkamp & Palmer, 1999).

É de salientar que apesar de ser uma espécie de água doce, devido à sua capacidade de tolerar altas concentrações de salinidade consegue facilmente colonizar zonas intermédias de estuários (Sousa et al., 2008b).

1.3.1. Impactos Ecológicos e Económicos

A amêijoia asiática é uma espécie engenheira do ecossistema, ou seja, é capaz de alterar fisicamente o ambiente (Jones et al., 1994), provocando alterações nos ciclos biogeoquímicos, nas relações tróficas e nas interações bióticas (principalmente com outros bivalves) nos sistemas invadidos. A acumulação das suas conchas é um dos principais fatores destas alterações a par do comportamento, tamanho e densidade da espécie (Ilarri & Sousa, 2012). A presença de conchas vivas ou mortas deste bivalve pode alterar a composição do substrato produzindo um habitat mais complexo, abrigado e heterogéneo, que é atrativo para muitas espécies (e.g. algas, crustáceos, insetos, gastrópodes). Assim, os substratos dominados pelas conchas podem contribuir para a redução da predação dos níveis tróficos superiores, do stress físico e fisiológico e também influenciar o transporte de partículas e de solutos no ambiente bentónico (Sousa et al., 2009).

A elevada capacidade de filtração desta espécie (muitas vezes com valores superiores a 1 L h^{-1}) é também um dos fatores responsáveis pelo comportamento de engenheiro de ecossistema. Deste modo, é um dos principais responsáveis pelas reduções das concentrações de fitoplâncton, zooplâncton e das partículas orgânicas e inorgânicas da coluna de água (Way et al., 1990), provocando assim a diminuição da turbidez da água e consequentemente o aumento da quantidade de luz que penetra na coluna de água, permitindo o reaparecimento e/ou expansão da vegetação aquática submersa (Phelps, 1994). Através da sua filtração, este bivalve invasor

diminui a abundância das espécies diretamente consumidas, alterando as comunidades planctônicas, promovendo a transferência da matéria existente da coluna de água para os bentos, através das fezes e pseudofezes (Phelps, 1994; Strayer, 1999). Assim, contribui para a alteração da concentração de matéria orgânica disponível nos sedimentos e alteração dos ciclos de nutrientes (Hakenkamp & Palmer, 1999; Vaughn & Hakenkamp, 2001). Para além do aumento da matéria orgânica no substrato que serve como fonte de alimento para espécies pelágicas e bentônicas (Sousa et al., 2008c; Vaughn & Hakenkamp, 2001), *C. fluminea*, é capaz de libertar grandes quantidades de nutrientes inorgânicos estimulando a produção primária no ecossistema (e.g. plantas submersas e fitoplâncton) (Dame, 1996; Phelps, 1994).

O método suplementar de alimentação que *C. fluminea* possui (*pedal feeding*) é mais uma característica relacionada com a atividade engenheira da espécie, pois provoca a reorganização dos sedimentos, fenómeno denominado de bioturbação, que altera a estrutura física dos mesmos, nomeadamente o tamanho, a porosidade, a capacidade de retenção da água, o potencial redox, as concentrações de oxigénio e nutrientes, entre outros fatores abióticos que controlam os ciclos biogeoquímicos (Vaughn & Hakenkamp, 2001). Deste modo, a bioturbação causada pelo bivalve afeta a distribuição e a sobrevivência de outros organismos (Ilarri & Sousa, 2012; Vaughn & Hakenkamp, 2001).

A amêijoia asiática influencia negativamente as espécies de bivalves nativos (Strayer, 1999; McMahon, 2000, 2002; Sousa et al., 2005, 2006a, 2006b, 2007, 2008a; Sampaio & Rodil, 2014). Sousa et al. (2005) ao comparar a fauna dos moluscos nativos de áreas do estuário do Rio Minho existentes no ano do estudo, com a fauna existente em 1990, verificou que ocorreu um empobrecimento bastante substancial da diversidade, com particular destaque para os bivalves nativos (e.g. espécies das famílias Unionidae e Sphaeriidae) que mostraram estar a desaparecer por completo em contraste com o aumento da densidade e biomassa de *C. fluminea*. Pensa-se que a redução das populações de espécies de bivalves nativos verificada após a introdução de *C. fluminea* esteja relacionada com as elevadas taxas de filtração que a amêijoia asiática apresenta e que, quando sob elevadas densidades, podem causar deslocamento de Unionídeos dos sedimentos arenosos (Fuller & Richardson, 1977), ingestão de grandes quantidades de esperma, gloquídeos e juvenis destas espécies, limitação de alimento disponível na coluna de água e no bentos e também redução de habitat disponível (Strayer, 1999).

Em alguns ecossistemas, principalmente nos meses de verão de anos mais quentes e secos, que resultam num aumento da temperatura, redução do caudal, diminuição do oxigénio

dissolvido e decréscimo do potencial redox, podem ocorrer eventos de mortalidade massiva de *C. fluminea* (Illarri et al., 2011), que, quando presente em grandes densidades e biomassa, resulta na disponibilidade de elevadas quantidades de matéria orgânica. As elevadas quantidades de matéria orgânica levam ao aumento das concentrações de nutrientes para níveis elevados e intoleráveis, os quais podem influenciar negativamente a fauna bentónica e ainda diminuir a qualidade da água (Sousa et al., 2007, 2008b, 2008d; Strayer, 1999). Estes eventos de mortalidade massiva favorecem as populações de *C. fluminea*, pois esta espécie consegue muito rapidamente recuperar quando comparada com as populações de espécies nativas. Desta forma, estes eventos podem afetar negativamente as espécies nativas, que devido à lenta e baixa capacidade de recuperação que apresentam, acabam por ficar em risco de serem exterminadas das zonas afetadas pela mortalidade massiva da espécie (Illarri et al., 2011; Sousa et al., 2008b).

Por último, a amêijoia asiática pode também ser um vetor de introdução de novos parasitas e doenças nos ecossistemas invadidos (Darrigran, 2002).

A espécie *Corbicula fluminea*, como facilmente perceptível pela exposição anterior dos seus impactos, pode provocar no ecossistema invadido muito impactos positivos e negativos (Tabela 4).

Tabela 4. Resumo dos principais impactos ecológicos descritos para a espécie *Corbicula fluminea* (baseado em Ilarri & Sousa, 2012).

Impactos	Efeito	Grupo afetado	Referências
Fornecimento de abrigo e substrato (conchas)	Positivo	Crustáceos, algas, insetos e gastrópodes	(Sousa et al., 2009)
Transparência da água	Positivo	Vegetação aquática submersa	(Phelps, 1994) (Sousa et al., 2008c;
Fonte de matéria orgânica nos substratos	Positivo	Espécies bentónicas e pelágicas	Vaughn & Hakenkamp, 2001)
Fonte de nutrientes inorgânicos	Positivo	Vegetação aquática submersa e Fitoplâncton	(Dame, 1996; Phelps, 1994)
Redução de Habitat (elevada densidade e biomassa)	Negativo	Bivalves nativos	(Strayer, 1999; Vaughn & Hakenlamp, 2001)
Predação / Competição muito elevada	Negativo	Plâncton / Bivalves nativos	(Strayer, 1999)
Ingestão de esperma, gloquídeos e juvenis de bivalves nativos	Negativo	Bivalves nativos	(Strayer, 1999)
Eventos de mortalidade massiva	Negativo	Espécies bentónicas nativas	(Ilarri et al., 2011; Sousa et al., 2007, 2008b)
Vetores de parasitas e doenças	Negativo	Bivalves nativos	(Darrigran, 2002)

A espécie *C. fluminea* pode também provocar alterações nos sectores económicos. Os efeitos negativos nas indústrias estão principalmente associados à atividade incrustante (*biofouling*) da espécie, isto é, o rápido crescimento e estabelecimento de populações densas em estruturas e equipamentos subaquáticos, causando a deterioração e degradação dos mesmos. As instalações industriais, cuja operação depende do uso intensivo de água extraída de massas naturais de água, tais como estações de tratamento de água potável e centrais elétricas, são especialmente vulneráveis à atividade de *biofouling* (McMahon, 1977; Sinclair, 1964). Nos Estados Unidos da América, na década de 1980, foram reportados elevados prejuízos sendo as centrais nucleares de produção de energia elétrica as indústrias mais afetadas por este bivalve (Isom, 1986). Em Portugal o prejuízo económico provocado por este invasor está estimado em 200 000€/ano (Rosa et al., 2011).

1.4. Espécies Invasoras como importantes recursos

Em muitas invasões, a erradicação das espécies é extremamente difícil. Na verdade, a erradicação só é possível em casos onde a população da espécie estabelecida apresenta densidades baixas e/ou uma distribuição restrita. Quando a erradicação não é viável uma possível forma de controlar as populações passa pela sua exploração no caso de existir interesse comercial.

O lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*), a ostra-do-pacífico (*Crassostrea gigas*) e a amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinaum*) são alguns exemplos de espécies invasoras aquáticas exploradas como recursos. O lagostim-vermelho (*P. clarkii*) foi introduzido na Europa com o propósito comercial (Habsburgo-Lorena, 1979). No início dos anos 70, a espécie que é nativa dos EUA foi introduzida em Espanha em duas instalações de aquacultura na zona sul do país (Habsburgo-Lorena, 1983). Após indivíduos terem escapado ou sido libertados para as massas de água doce adjacentes, esta espécie rapidamente se espalhou pela Europa, e atualmente está presente em 16 países europeus, com os países do Sul a serem os mais afetados (Espanha, Portugal, Itália) (Boets et al., 2009; Gutierrez-Yurrita et al., 1999; Holdich et al., 2009; Souty-Grosset et al., 2006). Apesar de ter invadido vários países, apenas os EUA, a China e Espanha é que exploram a espécie comercialmente e, embora a espécie não seja nativa de Espanha, este país é o terceiro maior produtor do mundo com um total de 3700 a 4000 t/ano produzidas (Souty-Grosset et al., 2016). A atividade profissional da pesca do lagostim em território espanhol centra-se na bacia de Guadalquivir (sul de Espanha), local onde várias fábricas comercializam lagostins vivos empacotados, lagostins cozidos (inteiro ou partes individuais) e farinha de lagostim (Gutiérrez-Yurrita & Montes, 1999; Souty-Grosset et al., 2016). A exploração desta espécie invasora gerou rendimentos que chegam a 1,8 milhões de euros aos pescadores locais, com capturas comerciais na ordem das 4000 toneladas/ano (Martín-López et al., 2011; Souty-Grosset et al., 2016).

A ostra-do-pacífico (*C. gigas*) foi introduzida na costa atlântica francesa na década de 70 com o intuito de substituir a ostra-portuguesa (*C. angulata*), que tinha sido dizimada nos anos 60 por duas epidemias (Grizel & Héral, 1991). Devido ao aumento da temperatura da água do mar perto da costa, as populações cultivadas começaram a colonizar extensivamente a zona costeira atlântica francesa, atingindo biomassas superiores a 50 Kg/m² (Stiger-Pouvreau & Thouzeau, 2015). Atualmente, a espécie está distribuída praticamente por toda a costa francesa, sobretudo em estuários, baías e lagos (Gouletquer & Héral, 1991) A França através da exploração e produção desta espécie foi classificada como o quarto maior produtor mundial em 2003, com valores a rondar as 115 000 toneladas, o que equivale aproximadamente a 150 milhões de euros em valor

comercial (Buestel et al., 2009). A exploração desta espécie juntamente com outras espécies de ostras e mexilhões, emprega aproximadamente perto de 9 500 trabalhadores na França (Buestel et al., 2009).

A introdução da amêijoa-japonesa (*R. philippinaum*) em Portugal, teve origem desconhecida e estima-se que tenha ocorrido na década de 1990. Atualmente está presente em vários estuários (e.g. Rio Tejo e Rio Sado), sistemas lagunares (e.g. Ria Formosa e Ria de Aveiro) e lagoas costeiras (e.g. Lagoa de Albufeira) (Gaspar, 2010). A espécie começou a apresentar elevadas densidades em certas zonas do estuário do Rio Tejo, o que motivou um aumento na pesca de bivalves neste sistema estuarino (Garulet, 2011). Ramajal et al. (2016) contabilizou um total de 1724 apanhadores de amêijoa-japonesa no estuário do Rio Tejo e estimou um volume total de capturas compreendido entre cerca de 4 000 a 17 000 toneladas correspondendo a um valor anual na ordem dos 10 a 23 milhões de euros em vendas.

1.5. Colheita da espécie invasora *Corbicula fluminea* e principais objetivos deste estudo

A erradicação da amêijoa asiática em sistemas invadidos é bastante complicada uma vez que a espécie muitas vezes atinge densidades e biomassas elevadas e facilmente consegue expandir-se ou recuperar de possíveis distúrbios (Sousa et al., 2008b; Strayer, 1999). Foram, portanto, sugeridos métodos de controlo da sua população tais como tratamentos químicos, colocação de barreiras bentónicas, para além da remoção física da espécie (para uma revisão ver Sousa et al., 2014).

Uma vez que a erradicação da espécie invasora *C. fluminea* em áreas em que se encontra bem estabelecida e com altas densidades é praticamente impossível, uma possível alternativa para controlar as suas populações seria a utilização da espécie como um recurso comercial e/ou industrial. De facto, existem algumas possibilidades de utilização desta amêijoa que incluem não só a comercialização da espécie para consumo humano e para alimentação de animais, como também o seu uso como fertilizante, biogás e biofiltro (Stybel et al., 2009).

A exploração de espécies invasoras que se tornam abundantes e dominantes no sistema recipiente, pode gerar novas perspetivas quanto aos impactos ambientais, económicos e sociais que estas proporcionam. Além de que ao promover a exploração de uma espécie invasora espera-se também que haja um aumento na consciencialização do público em geral, potenciando a

melhor gestão da espécie e isso é extremamente relevante no contexto das espécies invasoras que adquirem altas densidades.

No entanto, de modo a que seja possível explorar uma espécie, é primeiramente necessário determinar um plano de recolha da mesma no local invadido, em que se inclua os possíveis impactos sobre as comunidades de organismos das zonas envolventes em que a espécie ocorra. Uma vez que existem diversos métodos de colheita de bivalves é importante definir qual o método menos perturbador para outros organismos de modo a que se possa fazer uma recolha sustentável da espécie com o mínimo de danos possíveis. Por isso, e tendo em conta esta problemática, o trabalho desenvolvido nesta tese teve como objetivo testar o impacto sobre a comunidade macrozoobentónica de dois métodos distintos de colheita da *C. fluminea* numa porção do Rio Minho dominada pela amêijoia asiática. Assim sendo, os objetivos específicos deste trabalho foram avaliar a técnica mais sustentável de colheita de *C. fluminea*, de forma a minimizar possíveis efeitos negativos na comunidade macrozoobentónica e também avaliar a recuperação temporal dessa comunidade.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

As amostras foram recolhidas no Rio Minho (Figura 2.). O Rio Minho tem origem na Serra da Meira, na província de Lugo, Espanha e percorre o Noroeste da Península Ibérica no sentido Este-Oeste desaguando no oceano Atlântico. O seu comprimento é de 300 km, dos quais os últimos 70 km fazem parte da zona fronteiriça que separa Portugal e Espanha. A área total da sua bacia hidrográfica é de 17080 km² em que apenas 5% dessa área encontra-se em Portugal (798 km²). Nos últimos 15 km o Rio Minho alarga-se atingindo o valor máximo de largura na zona estuarina (aproximadamente 1600 m). Porém, antes de se encontrar com o mar, o rio volta a estreitar.

O presente estudo foi realizado no estuário do Rio Minho em uma área selecionada na freguesia de Lanhelas (Concelho de Caminha) (Figura 2), situada a cerca de 8 km da foz do rio. A área selecionada foi dividida em 12 quadrados de 1 m² de área os quais representavam três tratamentos diferentes: controlo (C, n=4), apanha com ganchorra manual (G, n=4) e apanha manual (M, n=4), em que cada tratamento foi replicado quatro vezes (Figura 3). Os referidos quadrados foram alinhados em linha reta pela ordem acima descrita e ficaram situados muito próximos entre si, a cerca de 0,5 m de distância, de forma a padronizar o desenho experimental e manter as condições abióticas entre os quadrados o mais semelhante possível.

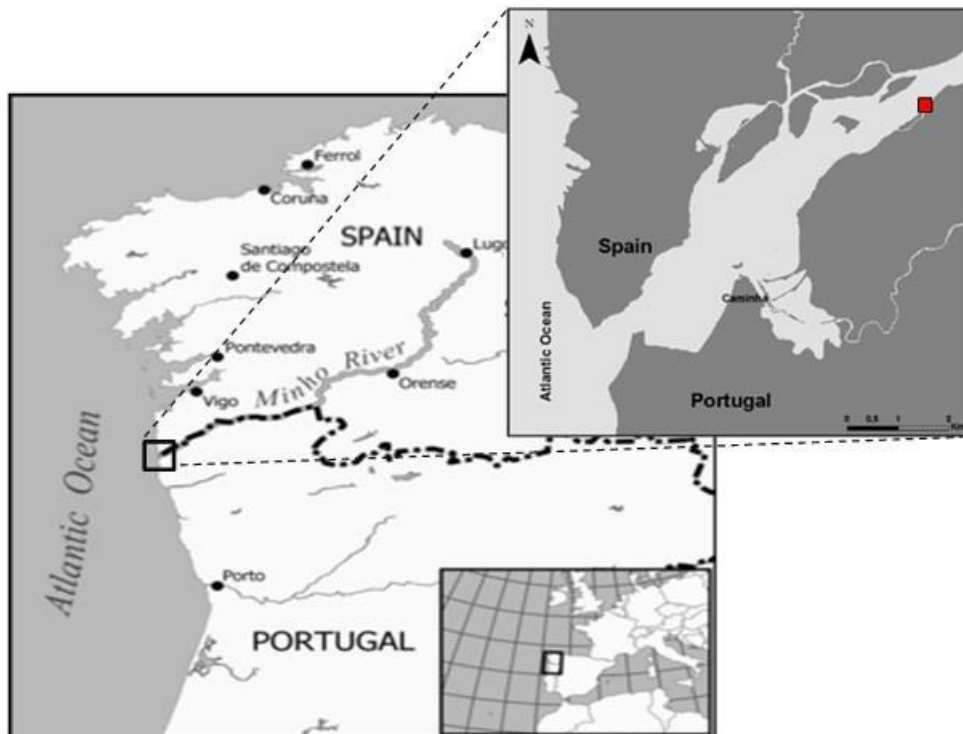


Figura 2. Rio Minho e o seu enquadramento na Península Ibérica. Ampliação da zona estuarina do Rio Minho em que o quadrado preenchido a vermelho representa o local (freguesia de Lanhas) onde foram recolhidas as amostras do presente estudo.

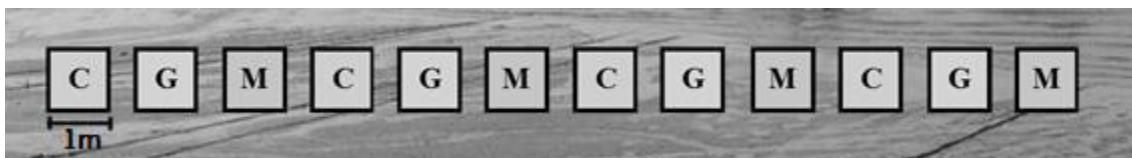


Figura 3. Desenho esquemático da distribuição dos pontos de amostragem com o controlo (C=controlo) e respetivas técnicas de recolha (G=Ganchorra e M=Manual).

2.2. Amostragem

2.2.1. Fatores abióticos

Durante cada amostragem foram sempre medidos os parâmetros abióticos da água: temperatura, condutividade, sólidos totais dissolvidos, potencial redox, salinidade, oxigénio dissolvido e pH. A medição destes parâmetros foi realizada *in situ* com o auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI EX02. Para além dos parâmetros abióticos na coluna de água, foram também recolhidas amostras de sedimento para cada uma das réplicas por tratamento a fim de se determinar a granulometria e teor de matéria orgânica do sedimento. As recolhas de sedimento foram efetuadas durante os diferentes períodos de amostragem (ver abaixo).

A determinação da granulometria consistiu, previamente, na secagem das amostras recolhidas num forno durante 72 horas a 60°C. Após a secagem, parte do sedimento recolhido foi submetido a uma plataforma giratória (Ro-Tap agitation) para análise dimensional. Esta plataforma giratória é constituída por diversos crivos, pelo que neste trabalho foram utilizados crivos com malha de 2 mm, 1 mm, 500 µm, 250 µm, 125 µm e 63 µm de diâmetro. A quantidade de sedimentos que ficou retida em cada crivo foi expressa em percentagem (%) em relação ao peso total. A determinação do teor de matéria orgânica foi determinada após combustão do sedimento, que decorreu durante 24h a 550°C numa mufla. Os valores da matéria orgânica foram obtidos através da diferença do peso das amostras antes da combustão com o peso das amostras após a combustão e depois transformados em percentagem.

2.2.2. Colheita de macrozoobentos

A colheita dos indivíduos de *C. fluminea* foi realizada no dia 5 de julho de 2016. Os indivíduos de *C. fluminea* foram coletados através de duas formas diferentes, que incluíram o uso de uma ganchorra e através da apanha manual. A ganchorra utilizada é um instrumento puxado com as mãos e com um saco de malha de 10 mm onde ficam retidas as amêijoas. A sua utilização ocorreu através do arrasto da zona frontal do utensílio sobre os sedimentos, sendo que os indivíduos de *C. fluminea* eram recolhidos ao mesmo tempo que o sedimento era remexido. A apanha manual, como o próprio nome indica, foi realizada à mão e a remoção da espécie ocorreu de indivíduo a indivíduo na área delimitada para o efeito. Em teoria, na técnica manual os sedimentos não foram tão removidos ou perturbados como foram através do método ganchorra, que é uma técnica capaz de causar maiores distúrbios mecânicos. Para além das duas técnicas adotadas os quais representaram 8 quadrados da área selecionada (i.e. Ganchorra, n=4; Manual, n=4), foi também utilizado um controlo (n=4) que consistiu em uma área em que não foram retirados quaisquer espécimes de *C. fluminea*, perfazendo assim um total de 12 quadrados amostrados.

A colheita da fauna macrozoobentónica associados a cada um dos três diferentes tratamentos (i.e. controlo, apanha com ganchorra e apanha manual) foi efetuada nas seguintes datas: 5 de julho de 2016 (no próprio dia da colheita, T0), 20 de julho de 2016 (15 dias após a colheita, T1) e 17 de setembro de 2016 (75 dias após a colheita, T2). A recolha no tempo T0 teve um carácter importantíssimo para a realização do trabalho, pois permitiu caracterizar a comunidade macrozoobentónica numa fase inicial servindo de referência para as amostragens

posteriores (15 e 75 dias após o início da experiência). Durante cada período de amostragem (i.e., T0, T1 e T2) recolheu-se manualmente com auxílio de um tubo com 60 cm² de área duas amostras aleatórias por réplica que foram utilizadas para caracterização dos macrozoobentos, granulometria e teor de matéria orgânica (descrito acima), respetivamente.

Relativamente às amostras para caracterização dos macrozoobentos, estas foram, ainda no local, peneiradas com uma malha de 500 µm e em seguida colocadas em álcool a 70% de modo a conservar os espécimes recolhidos para que posteriormente em laboratório fossem identificados até ao menor nível taxonómico possível de acordo com (Barnes, 1994).

2.3. Análise de dados

Todos os testes estatísticos foram realizados através do software PRIMER (versão 6.1.6., PRIMER-E Ltd Plymouth, U.K.) com complemento PERMANOVA + 1.0.1 (Anderson et al., 2008). Análises de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) foram utilizadas para avaliação das possíveis diferenças na comunidade macrozoobentónica entre os diferentes tratamentos e ao longo do tempo. Antes de realizar as PERMANOVAS, todas as variáveis foram transformadas (raiz quadrada) e uma matriz baseada nas distâncias euclidianas foi calculada. As possíveis diferenças na comunidade macrozoobentónica entre os diferentes tratamentos e ao longo do tempo foi testada através de uma *two way* PERMANOVA (tipo-III), no qual os fatores utilizados foram: tratamento (fixo, 3 níveis: C, G e M) e tempo (fixo, 3 níveis: T0, T1 e T2). Os índices ecológicos, riqueza de espécies (S), índice de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') foram calculados através da análise *DIVERSE*. Posteriormente, estes dados foram também testados considerando-se o mesmo modelo descrito anteriormente [*two way* PERMANOVA (tipo-III); fatores tratamento (fixo, 3 níveis: C, G e M) e tempo (fixo, 3 níveis: T0, T1 e T2); transformação (raiz quadrada) e matriz baseada nas distâncias euclidianas].

O teor de matéria orgânica recolhido associado aos diferentes tratamentos e ao longo do tempo também foi testado seguindo o mesmo modelo das variáveis testadas e descritas anteriormente.

Em todos os testes PERMANOVA, a significância estatística da variância ($\alpha=0,05$) foi testada usando 9999 permutações de resíduos dentro de um modelo reduzido. O valor-p de Monte Carlo foi considerado quando o número de permutações únicas era inferior a 150. Por último, em todos os testes de PERMANOVA que apresentaram diferenças estatisticamente significativas foram efetuadas comparações de *pairwise*.

Uma ordenação de escalonamento multidimensional (MDS) foi feita com os dados de densidade da comunidade macrozoobentônica associada aos diferentes tratamentos e ao longo do tempo. Para esta, considerou-se a mesma metodologia utilizada para as outras análises que incluem, a transformação das variáveis (raiz quadrada) e posterior cálculo de uma matriz baseada nas distâncias euclidianas.

3. Resultados

3.1. Fatores abióticos

Os valores dos fatores abióticos mantiveram-se constantes ao longo do tempo com exceção da temperatura (°C) que em T2 foi aproximadamente 3°C inferior em relação aos dois primeiros tempos; da condutividade (CND, $\mu\text{S cm}^{-1}$), que em T1 apresentou valores substancialmente mais baixos do que em T0 e T2 e do total de sólidos dissolvidos (mg l^{-1}), onde em T1 foi registado um valor consideravelmente mais baixo (Tabela 5).

Tabela 5. Fatores abióticos medidos ao longo do tempo (T0, T1 e T2) na área selecionada do Rio Minho. Temperatura (T, °C), condutividade (CND, $\mu\text{S cm}^{-1}$), total de sólidos dissolvidos (TSD, mg l^{-1}), salinidade (S, psu), oxigénio (O, %), oxigénio dissolvido (OD, %) e pH.

Fatores Abióticos	T0	T1	T2
T (°C)	22,059	22,34	19,65
CND ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	343,6	190,4	322,9
TSD (mg l^{-1})	224	124	210
S (psu)	0,17	0,1	0,17
O (%)	94,9	93,4	81,8
OD (mg l^{-1})	8,28	8,05	7,48
pH	7,8	7,72	8,15

Através das recolhas de sedimento dos diferentes tratamentos foi possível averiguar a granulometria dominante do local (Tabela 6). Verificou-se que em todos os tratamentos, e em todos os tempos, a areia fina e a areia muito fina foram as categorias dominantes, sendo que a soma destas foi sempre superior a 78% do total.

Tabela 6. Granulometria do sedimento recolhido nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T1, T2 e T3). Cascalho (C, %), areia muito grosseira (AMG, %), areia grossa (AG, %), areia média (AM, %), areia fina (AF, %), areia muito fina (AMF, %), siltes + argila (S+A, %).

	T0			T1			T2		
	C	G	M	C	G	M	C	G	M
C (%)	0,3±0,1	0,4±0,3	0,5±0,3	0,8±0,6	0,7±1,1	1,6±1,8	0,7±0,9	0,8±0,7	0,5±0,3
AMG (%)	0,6±0,4	0,5±0,3	0,9±0,7	1,3±1,1	0,5±0,3	0,9±0,8	0,6±0,3	0,6±0,3	0,6±0,1
AG (%)	1,3±0,7	1,2±0,5	2,0±1,4	2,2±0,9	1,3±0,3	1,9±1,1	1,7±0,8	1,4±0,5	1,7±0,2
AM (%)	5,1±1,5	5,5±1,1	7,1±1,5	7,9±1,0	6,7±2,3	7,6±2,5	5,6±0,7	5,8±1,3	5,7±0,5
AF (%)	40,6±6,4	42,0±4,3	39,6±7,3	46,9±2,8	49,2±15,7	45,0±4,6	45,2±5,8	44,8±6,3	43,1±5,0
AMF (%)	41,8±5,4	41,7±5,2	41,6±5,9	31,7±0,7	33,3±11,5	33,6±10,2	39,0±2,7	38,6±5,1	39,9±3,4
S + A (%)	10,3±2,7	8,7±1,7	8,3±2,2	9,2±2,6	8,3±6,2	9,4±1,9	7,1±2,0	8,0±2,2	8,5±2,1

O teor da matéria orgânica não demonstrou diferenças significativas entre tratamentos (Pseudo-F= 2,49, $p>0,05$), nem entre tempos (Pseudo-F= 0,96, $p>0,05$). A percentagem mínima de matéria orgânica foi de 1,9%, sendo esta encontrada no tratamento controlo do tempo T2 e a percentagem máxima foi de 3,2%, nos tratamentos controlo e manual do tempo T0. A média total de teor de matéria orgânica de todas as amostragens foi de 2,71% (Figura 4).

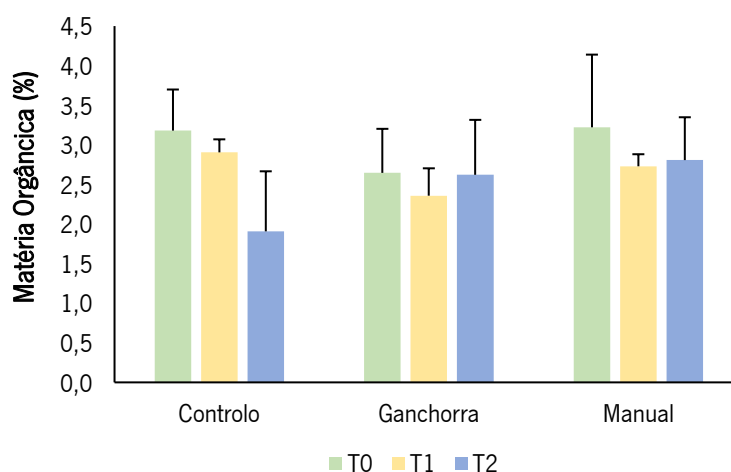


Figura 4. Teor da matéria orgânica (%) do sedimento recolhido nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2).

3.2. Comunidade macrozoobentónica

No total foram identificados 488 indivíduos pertencentes a 9 diferentes taxa de macrozoobentos, representando 3 diferentes filos (Annelida; Arthropoda e Mollusca) (Tabela 7). Dos nove taxa identificados, sete foram identificados até à espécie (*Hediste diversicolor*, *Streblospio benedicti*, *Capitella capitata*, *Pectinaria koreni*, *Corophium multisetosum*, *Cyathura carinata* e *Corbicula fluminea*), um até à subclasse (Olygochaeta) e o restante até ao género (*Gammarus*). Os taxa com maior densidade foram os crustáceos *C. multisetosum* (71,7% da densidade total) e *C. carinata* (9,2%), o bivalve *C. fluminea* (9,2%), seguido dos poliquetas *H. diversicolor* (4,9%) e *S. benedicti* (3,9%). Estes taxa juntos representaram 99% do total de indivíduos, sendo o restante 1% constituído pelos 4 taxa remanescentes (*C. capitata*; *P. koreni*; oligoqueta e *Gammarus* sp.). Na comparação entre os filos verificou-se que os Arthropoda dominaram a densidade, representando, aproximadamente, 81% dos indivíduos.

Tabela 7. Média (\pm dp) da densidade (ind/60 cm²) dos taxa associados aos diferentes tratamentos ao longo do tempo.

Grupo taxonómico	Tratamentos									Densidade total (média)	Ranking densidade
	T0			T1			T2				
	Controlo	Ganchorra	Manual	Controlo	Ganchorra	Manual	Controlo	Ganchorra	Manual		
Mollusca											
Bivalvia											
<i>Corbicula fluminea</i>	1,75 \pm 0,	0	0	2 \pm 0,82	0,25 \pm 0,5	0,25 \pm 0,5	2,25 \pm 1,8	4 \pm 2	2,3 \pm 4,04	1,32 \pm 1,82	2
Annelida											
Polychaeta											
<i>Hediste diversicolor</i>	0,75 \pm 0,	0	0,25 \pm 0,	0,25 \pm 0,	1,25 \pm 0,5	1 \pm 0,82	0,75 \pm 0,9	1 \pm 1	1,3 \pm 2,31	0,71 \pm 0,91	4
<i>Streblospio benedicti</i>	1,5 \pm 1	0	0,75 \pm 1,	1,5 \pm 1,7	0,25 \pm 0,5	0	0,75 \pm 1,5	0	0	0,56 \pm 1,08	5
<i>Capitella capitata</i>	0	0	0	0,25 \pm 0,	0	0,25 \pm 0,5	0	0	0	0,06 \pm 0,24	6
<i>Pectinaria koreni</i>	0	0	0	0,25 \pm 0,	0	0	0	0	0	0,03 \pm 0,18	7
Olygochaeta											
sp.1	0	0	0	0,25 \pm 0,	0	0	0	0	0	0,03 \pm 0,17	9
Arthropoda											
Crustacea											
<i>Corophium multisetosum</i>	0,5 \pm 1	0	2 \pm 2,71	8 \pm 8,49	15,25 \pm 3,	27,5 \pm 21,3	6,75 \pm 7,2	14,7 \pm 14,	22 \pm 26,91	10,29 \pm 14,1	1
<i>Cyathura carinata</i>	3,25 \pm 2,	0	0	1 \pm 0,82	1,25 \pm 1,5	0,25 \pm 0,5	1,75 \pm 1,5	2,3 \pm 2,08	2,7 \pm 2,52	1,32 \pm 1,75	3
<i>Gammarus</i> sp.1	0	0	0	0 \pm 0	0	0	0	0,3 \pm 0,58	0	0,03 \pm 0,17	8

Diferenças estatísticas significativas foram observadas ao compararmos a fauna macrozoobentónica nos diferentes tratamentos (i.e. Controlo, Ganchorra e Manual) ao longo do tempo (i.e. T0, T1 e T2). Verificou-se que a densidade e a riqueza apresentaram diferenças significativas, quer em relação ao fator tratamento, quer em relação ao fator tempo, enquanto que os índices de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade de Pielou (J') apenas apresentaram diferenças significativas em relação ao fator tempo (Tabela 8).

Tabela 8. Resultados da *two-way* PERMANOVA realizada com os dados de densidade (N), riqueza de espécies (S), índice de Shannon-Wiener (H') e índice de equitabilidade de Pielou (J') da fauna macrozoobentónica associadas aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). A negrito estão assinaladas as diferenças significativas ($p < 0,05$).

Índices de diversidade	Fator	<i>Pseudo-F</i>	<i>P(perm)</i>	<i>unique</i>	<i>P(MC)</i>
N	Tempo	7,929	0,0003	9947	0,0004
	Tratamento	2,9361	0,0285	9939	0,0336
	TempoXTratamento	0,93299	0,4826	9938	0,49
S	Tempo	6,0203	0,0094	9095	0,0088
	Tratamento	10,755	0,0006	9591	0,0005
	TempoXTratamento	3,473	0,0256	9907	0,0259
H'	Tempo	8,8828	0,0005	9956	0,0006
	Tratamento	2,9984	0,0544	9940	0,0563
	TempoXTratamento	2,0395	0,1025	9951	0,0987
J'	Tempo	8,8828	0,0011	9942	0,0008
	Tratamento	2,9984	0,0556	9957	0,0559
	TempoXTratamento	2,0395	0,1036	9949	0,1037

A densidade dos organismos macrozoobentónicos apresentou diferenças significativas na comparação por tempo e tratamento ($Pseudo-F = 7,93$, $p < 0,05$ e $Pseudo-F = 2,94$, $p < 0,05$; respetivamente) (Figura 5). Em relação ao fator tempo, pode-se verificar que este influenciou significativamente apenas os tratamentos ganchorra e manual, no qual, em ambos, se observou um aumento da densidade ao longo do tempo, com particular destaque para o aumento de T0 para T1. Verifica-se também que as densidades máximas alcançadas pelos diferentes tratamentos

ocorreram em tempos diferentes, no qual o controlo e o manual tiveram o pico em T1 enquanto que a ganchorra o teve em T2. Apesar disto, é de salientar que as diferenças nas densidades de todos os tratamentos entre T1 e T2 não foram significativas. Em relação ao fator tratamento verificou-se que apenas T1 é que apresentou diferenças significativas entre os três tratamentos, sendo que o tratamento controlo foi naturalmente aquele que apresentou uma maior densidade. De uma maneira geral, o tratamento manual apresentou uma maior densidade de indivíduos quando comparado com a ganchorra ao longo do tempo.

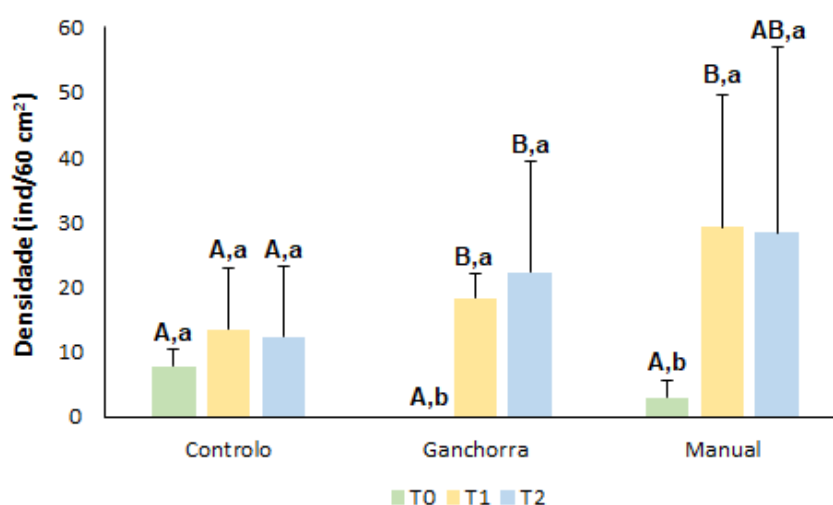


Figura 5. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm²) da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (*two-way* PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas pelas letras maiúsculas e minúsculas, respetivamente.

A riqueza da fauna associada variou significativamente na interação entre fatores (Pseudo-F= 3,47, $p < 0,05$) e também na comparação por tempo (Pseudo-F=6,02, $p < 0,05$) e tratamento (Pseudo-F=10,76, $p < 0,05$) (Figura 6). Analisando o fator tempo, verifica-se que a riqueza de espécies variou de forma semelhante à densidade, uma vez que foram também apenas os tratamentos ganchorra e manual que apresentaram diferenças estatisticamente significativas ao longo do tempo, no qual também foi verificado um aumento bastante significativo de T0 para T1. De igual forma à densidade, os valores máximos de riqueza observadas nos diferentes tratamentos ocorreram em tempos diferentes, em que, para o tratamento controlo e manual, estes ocorreram em T1 e para o tratamento ganchorra ocorreu em T2. Tendo em análise o fator tratamento observa-se que apenas T0 e T1 é que apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Assim

observa-se que em T0 a riqueza de espécies mais elevada ocorreu no controlo e em oposição, a ganchorra foi claramente o tratamento mais pobre, com a particularidade de nenhuma espécie ter sido aqui encontrada neste tempo. Ainda em relação ao fator tratamento, verifica-se que em T1, o tratamento mais rico em número de espécies continuou a ser o controlo, porém, aqui a ganchorra teve um aumento significativo da riqueza, no qual por uma diferença mínima, ultrapassou a riqueza do manual, tornando este último como o tratamento com menor número de espécies neste tempo. De uma maneira geral podemos dizer que o tratamento ganchorra em comparação com o tratamento manual apresentou uma maior riqueza de espécies ao longo do tempo.

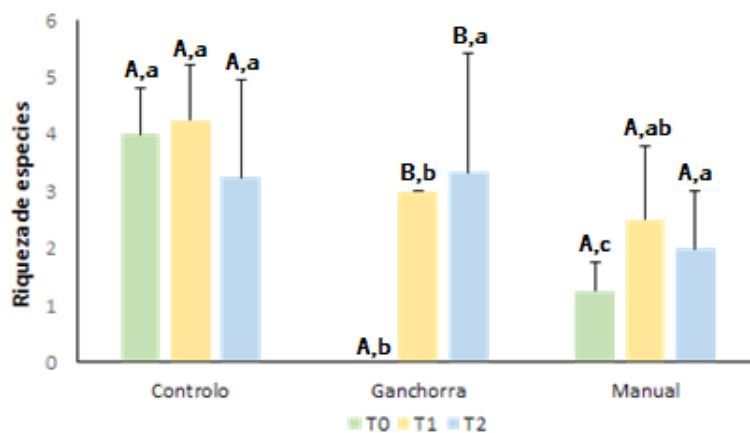


Figura 6. Riqueza de espécies da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (*two-way* PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas por letras maiúsculas e minúsculas, respetivamente.

Em relação ao índice de Shannon-Wiener apenas foram encontradas diferenças estatísticas em relação ao fator tempo (Pseudo-F= 8.88, $p < 0,05$) (Figura 7). Tal como os índices anteriores apenas os tratamentos ganchorra e manual é que apresentaram diferenças significativas ao longo do tempo. De um modo geral verifica-se que o T1 foi o tempo com valores mais elevados em todos os tratamentos e que as diferenças mais evidentes ocorreram no intervalo de tempo T0 para T1. Em relação ao tratamento, apesar de não existirem diferenças significativas, o tratamento controlo foi aquele que apresentou valores do índice mais elevados.

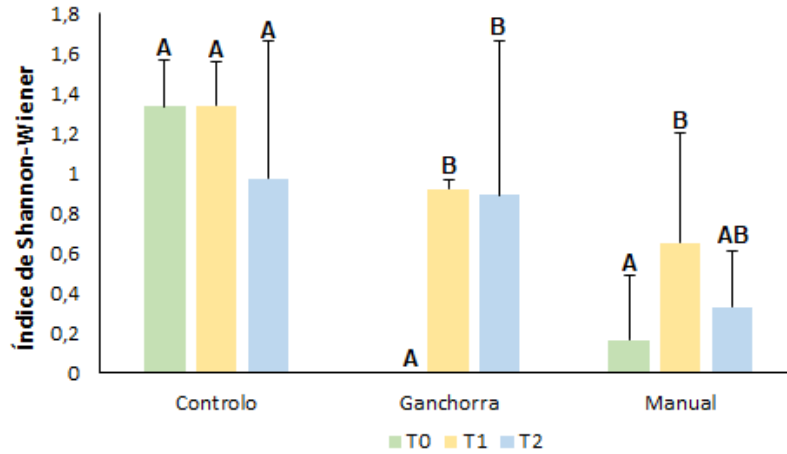


Figura 7. Índice de Shannon-Wiener da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (*two-way* PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tempo estão representadas pelas letras maiúsculas.

Em relação ao índice de equitabilidade de Pielou, foram também apenas verificadas diferenças significativas a nível do tempo (Pseudo-F= 8,88, $p < 0,05$) (Figura 8). A ganchorra e o manual foram influenciados pelo tempo, no qual o tempo T1 foi o que apresentou os maiores valores. Verificou-se também um pequeno decréscimo do índice de equitabilidade em todos os tratamentos de T1 para T2.

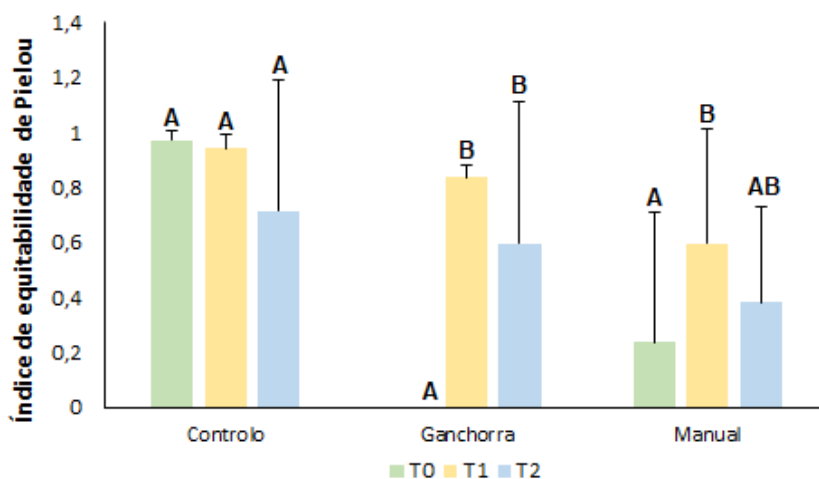


Figura 8. Índice de equitabilidade de Pielou da fauna associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (*two-way* PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tempo estão representadas pelas letras maiúsculas.

Para além das análises estatísticas dos índices de diversidade da comunidade macrozoobentónica presente nos diferentes tratamentos também foram efetuados testes estatísticos (*two-way* PERMANOVA pairwise tests) à densidade de cada táxon. Deste modo, verificou-se que dos 9 taxa associados aos diferentes tratamentos ao longo do tempo, apenas 4 (*S. benedicti*, *C. fluminea*, *C. multisetosum* e *C. carinata*) apresentaram densidades significativamente diferentes na comparação por tratamento e tempo (Tabela 9).

Tabela 9. Resultados da *two-way* PERMANOVA realizada com os dados de densidade das espécies associadas aos diferentes tratamentos (C, G e M). A negrito estão assinaladas as diferenças significativas ($p < 0,05$).

Espécies	Fator	<i>Pseudo-F</i>	<i>P(perm)</i>	<i>unique</i>	<i>P(MC)</i>
<i>Streblospio benedicti</i>	Tempo	1,4106	0,2579	5963	0,2591
	Tratamento	7,2767	0,0036	7481	0,0041
	TempoXTratamento	0,71923	0,587	9436	0,5871
<i>Corbicula fluminea</i>	Tempo	8,7022	0,0021	9958	0,0015
	Tratamento	8,9479	0,0011	9952	0,0021
	TempoXTratamento	2,9256	0,0386	9949	0,0377
<i>Corophium multisetosum</i>	Tempo	10,281	0,0007	9945	0,0008
	Tratamento	2,3142	0,1162	9952	0,1219
	TempoXTratamento	0,39427	0,8131	9964	0,8065
<i>Cyathura carinata</i>	Tempo	7,929	0,0003	9953	0,0003
	Tratamento	2,9361	0,0315	9952	0,0344
	TempoXTratamento	0,93299	0,4768	9947	0,4788
<i>Capatella capatata</i>	Tempo	1,7921	0,3161	9	0,1839
	Tratamento	0,42411	1	11	0,658
	TempoXTratamento	0,44518	0,9172	16	0,7712
Gammarus sp.	Tempo	1,6129	0,1745	3	0,2268
	Tratamento	1,6964	0,1799	3	0,2006
	TempoXTratamento	1,5674	0,1729	4	0,2157
<i>Hediste diversicolor</i>	Tempo	1,637	0,2099	8521	0,2083
	Tratamento	0,00845	0,9177	9263	0,9174
	TempoXTratamento	1,9501	0,1457	9837	0,1342
<i>Pectinaria Koreni</i>	Tempo	0,89606	0,882	3	0,4259
	Tratamento	0,89286	0,5362	3	0,4165
	TempoXTratamento	0,90996	0,4098	4	0,4766
Olygochaeta sp.	Tempo	0,89606	0,8819	3	0,4288
	Tratamento	0,89286	0,5299	3	0,4247
	TempoXTratamento	0,90996	0,4228	4	0,4716

O poliqueta *S. benedicti* apresentou diferenças significativas em relação ao fator tratamento (Pseudo-F= 7,28, $p < 0,05$) (Figura 9). Verifica-se que esta espécie apresentou sempre densidades maiores no tratamento controlo em todos os tempos. Apesar disto, apenas se observaram diferenças estatisticamente significativas na comparação entre o controlo e a ganchorra no tempo T0. O tratamento ganchorra apenas teve indivíduos desta espécie em T1, já o manual apenas teve indivíduos em T0.

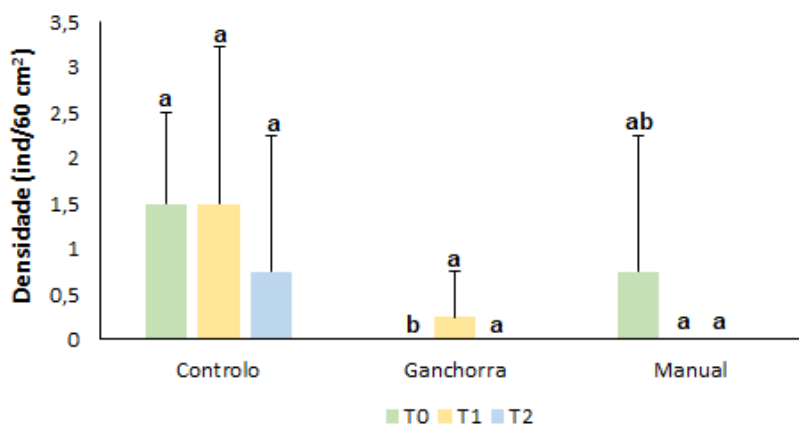


Figura 9. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm^2) da espécie *Streblospio benedicti* associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (*two-way* PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tratamento estão representadas pelas letras minúsculas.

A amêijoia asiática *C. fluminea* apresentou diferenças significativas na interação entre fatores (Pseudo-F= 2,93, $p < 0,05$) e também para os fatores tempo (Pseudo-F= 8,70, $p < 0,05$) e tratamento (Pseudo-F= 8,95, $p < 0,05$) (Figura 10). Como expectável, em T0 não foram encontrados indivíduos desta espécie nos tratamentos ganchorra e manual. De um modo geral verifica-se que todos os tratamentos, individualmente, com o passar do tempo aumentaram a densidade de *C. fluminea*, porém este aumento só foi estatisticamente significativo na ganchorra de T1 para T2. Também é possível observar que T2 foi o tempo onde os diferentes tratamentos apresentaram os maiores valores de densidade. Em relação ao fator tratamento verifica-se que o controlo nos dois primeiros tempos foi o tratamento com maior densidade de *C. fluminea*, porém em T2 o mesmo já não se sucedeu e, embora sem diferenças significativas, o tratamento ganchorra foi neste tempo o que apresentou maior densidade. É de salientar que nos tratamentos ganchorra e manual no tempo T1 foram apenas encontrados um espécime em cada tratamento sendo que estes eram indivíduos jovens, uma vez que tinham 4 mm e 3.5 mm, respetivamente.

Já em T2, em todos os tratamentos apareceram indivíduos jovens e adultos, e no caso do controlo, esta situação também se verificou nos dois primeiros tempos (i.e.T0 e T1).

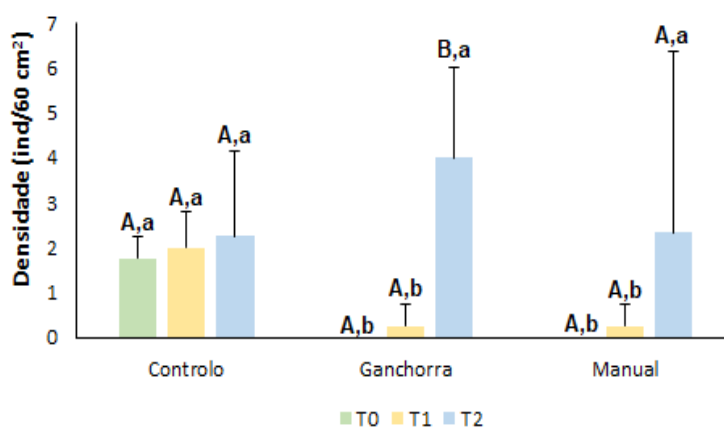


Figura 10. Média (\pm dp) da densidade (ind/60 cm²) da espécie *Corbicula fluminea* associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (*two-way* PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas por letras maiúsculas e minúsculas, respetivamente.

O crustáceo *C. multisetosum* apresentou apenas diferenças significativas no fator tempo (Pseudo-F=10,28, $p < 0,05$) (Figura 11). As diferenças significativas foram encontradas na ganchorra e no manual entre os tempos T0 e T1, verificando-se um claro aumento na densidade de *C. multisetosum* do primeiro para o segundo tempo. É também possível observar que o T1 apresentou maior densidade, porém os valores em T2 e em comparação com T1 são semelhantes, não existindo diferenças significativas. Foi também possível observar, apesar de não existirem diferenças significativas na densidade da espécie entre tratamentos, que os tratamentos onde ocorreram as colheitas da espécie invasora em estudo tiveram densidades superiores em relação ao tratamento controlo nos tempos T1 e T2, e que o tratamento manual foi aquele que em todos os tempos apresentou maior abundância.

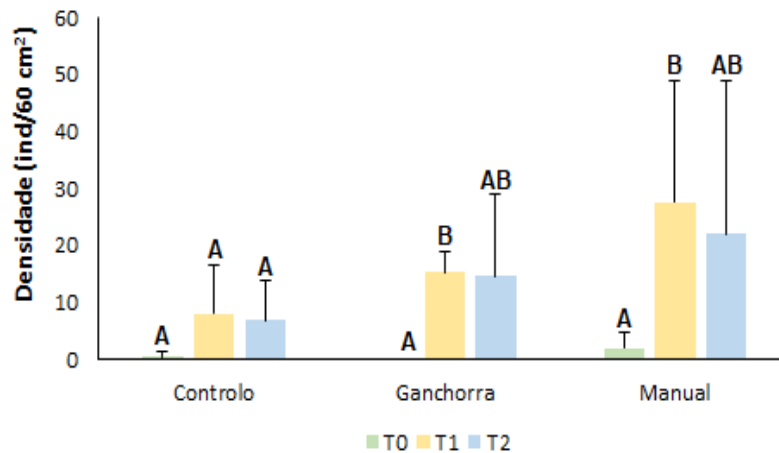


Figura 11. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm²) da espécie *Corophium multisetosum* nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes de pairwise (*two-way*PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação ao fator tempo estão representadas pelas letras maiúsculas.

O crustáceo *C. carinata* também apresentou diferenças significativas em relação aos fatores tempo e tratamento (Pseudo-F=7,93, $p < 0,05$ e Pseudo-F= 2,94, respetivamente) (Figura 12). Verifica-se que existiu um aumento da densidade da espécie em todos os tratamentos ao longo do tempo, com exceção do controlo que apresentou uma redução na densidade da espécie de T0 para T1. É também perceptível que apenas o tempo T0 apresentou diferenças significativas entre os três tratamentos, sendo que, a espécie teve uma elevada densidade no tratamento controlo quando comparando aos outros tratamentos.

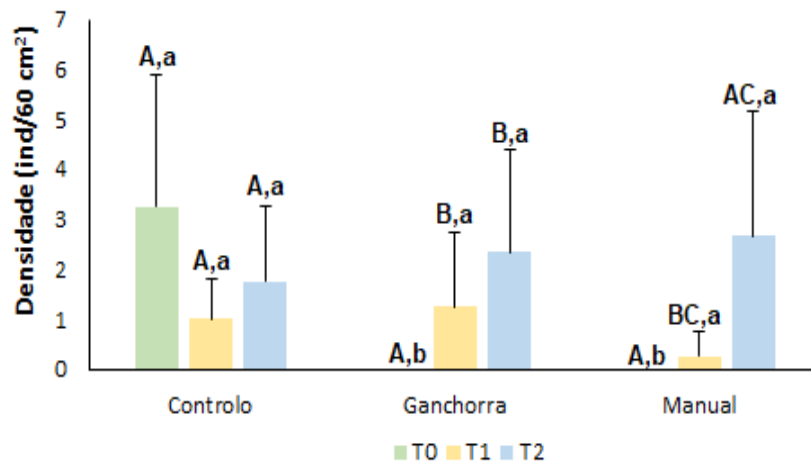


Figura 12. Média ($\pm dp$) da densidade (ind/60 cm²) da espécie *Cyathura carinata* nos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2). Diferenças obtidas através dos testes pairwise (*two-way* PERMANOVA pairwise tests, $p < 0,05$) em relação aos fatores tempo e tratamento estão representadas por letras maiúsculas e minúsculas, respetivamente.

Também foram realizadas análises MDS (Figura 13) com base na matriz da densidade em relação aos fatores tempo e tratamento no qual, não se evidencia a formação de grupos distintos.

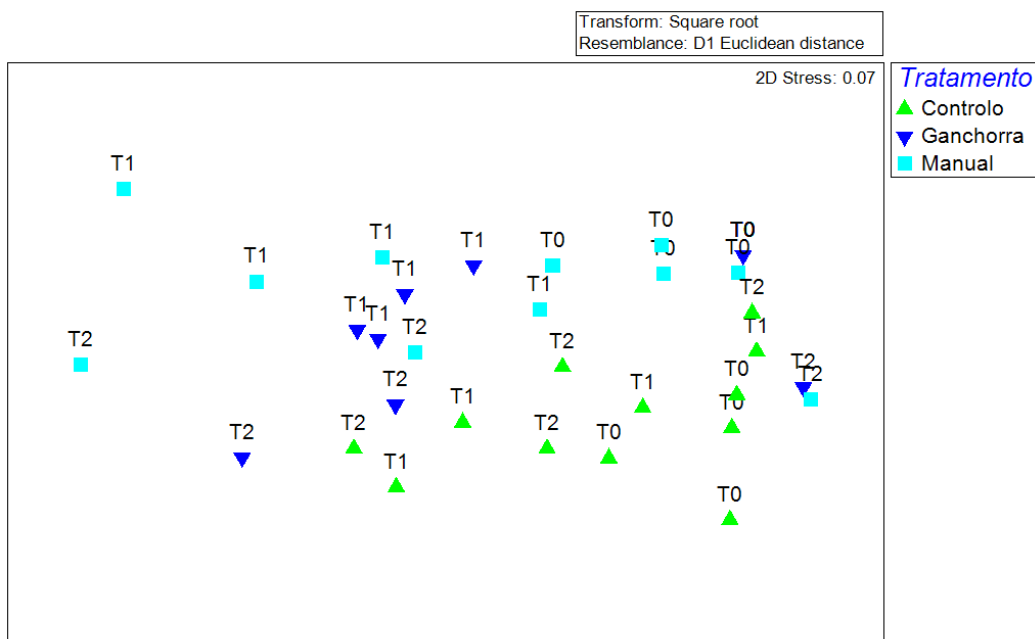


Figura 13. MDS da comunidade macrozoobentónica associada aos diferentes tratamentos (C, G e M) ao longo do tempo (T0, T1 e T2).

4. Discussão

As espécies de macrozoobentos encontradas durante a realização deste trabalho foram bastante semelhantes à fauna associada encontrada no mesmo local por Novais et al. (2015).

Os resultados deste estudo mostraram que as diferentes formas de colheita (ganchorra e manual) influenciaram de forma ligeiramente diferente a comunidade macrozoobentónica. As técnicas de colheitas foram bastantes prejudiciais à fauna de macrozoobentos num primeiro momento (T0), no qual a densidade e diversidade foram significativamente inferiores aos valores exibidos pelo controlo. Esta situação já era esperada uma vez que as técnicas utilizadas causaram perturbação física nos locais de colheita levando à alteração do substrato, com as camadas mais superficiais a serem retiradas do local, principalmente na técnica ganchorra. Na literatura vários artigos referenciam os distúrbios físicos como importantes na eliminação de espécies. Por exemplo, como no trabalho de Eleftheriou & Robertson (1992) onde foram estudados os efeitos na macrofauna bentónica num período de 9 dias provocados por dragas utilizadas na recolha de vieiras (*Pecten maximus*). As amostragens neste estudo foram realizadas ao longo do tempo, no qual no primeiro dia não utilizaram a draga de modo a ser o controlo, e depois conforme os dias iam passando, foram aumentando o número de vezes (lanços) que passavam a draga nos locais escolhidos. Neste estudo verificou-se que muitos organismos bentónicos foram eliminados ou severamente danificados após o uso de poucos lanços de draga sendo que logo, nos primeiros dias ocorreram acentuadas quebras de densidade, tal como é reportado no presente trabalho.

No presente trabalho, observou-se também que após o distúrbio inicial, a fauna nos locais perturbados conseguiu recuperar rapidamente a sua densidade, situação esta também verificada em outros trabalhos, entre os quais, Dernie et al. (2003) e Hall & Harding (1997). O primeiro destes avaliou a recuperação da comunidade macrozoobentónica de sedimentos finos após a aplicação de duas intensidades diferentes de perturbação física, no qual retiraram 10 cm e 20 cm de sedimento, respetivamente. O trabalho de Dernie et al. (2003) mostrou que as comunidades macrozoobentónicas recuperaram bem, porém, o tempo de recuperação variou conforme a intensidade, no qual nos locais onde foram retirados 10 cm de sedimentos a componente faunística recuperou em 64 dias, e onde foram retirados 20 cm a recuperação foi mais lenta, demorando 208 dias a alcançar a normalidade. Esta situação observada não foi verificada no presente trabalho pois a ganchorra, que inicialmente provocou um distúrbio físico mais intenso do que o manual, apresentou um tempo de recuperação muito semelhante ao manual. Posto isto,

verificou-se que a comunidade macrozoobentônica estudada neste trabalho mostrou ser pouco resistente aos distúrbios iniciais, porém teve uma rápida recuperação (Lake & Barmuta, 1986).

Tendo em conta apenas a densidade, os dados obtidos não permitem de forma rigorosa afirmar qual foi o tratamento mais favorável (Figura 5), uma vez que, excluindo o T0, nenhum dos tratamentos apresentou diferenças significativas. Porém, existem indícios de que ambas as técnicas de colheita, a longo prazo, beneficiaram a densidade, alcançando níveis superiores em relação aquelas que foram exibidas pelo tratamento controle. Esta situação deve-se sobretudo pelo facto da espécie *C. multisetosum* ter alcançado densidades muito elevadas em T1 e T2 nos tratamentos ganchorra e manual. Isto pode ter ocorrido devido ao efeito de perturbação causado nos sedimentos através das técnicas de recolha. Comparando apenas as duas técnicas de colheita, o tratamento manual foi aquele que apresentou, uma melhor resposta em relação aos impactos causados pela recolha da *C. fluminea*. Através do MDS efetuado foi possível verificar que não existiu a formação de grupos diferenciados em relação aos tratamentos e tempos, porém, é perceptível que o tratamento controle foi o mais constante e semelhante entre si, enquanto que os outros dois tratamentos apresentaram uma maior semelhança, misturando-se entre eles.

O controle apresentou maior índice de riqueza de espécies entre todos os tratamentos e períodos amostrados. Isto deve-se fundamentalmente à ausência de perturbação neste tratamento desde o primeiro momento, permitindo assim que a fauna associada continuasse constante, e neste caso se mantivesse superior aos restantes tratamentos. A justificação para a maior riqueza presente neste tratamento (controle) é possível que esteja relacionada com a presença da espécie *C. fluminea* nas réplicas do tratamento em questão, pois como demonstrado pelos trabalhos de Ilarri et al. (2012) e Novais et al. (2015) efetuados no mesmo ecossistema, *C. fluminea* é capaz de aumentar a diversidade de macrozoobentos (e.g., crustáceos, insetos e gastrópodes), devido à sua capacidade de engenharia do ecossistema. Na verdade, e através da disponibilização das suas conchas, esta espécie invasora oferece mais substrato colonizável e abrigo para diversas espécies (Sousa et al., 2009), e através da grande produção de fezes e pseudofezes enriquece o sedimento em matéria orgânica, fator que pode ser favorável para algumas espécies bentônicas (Sousa et al., 2008c; Vaughn & Hakenkamp, 2001). No entanto, estudos futuros mais detalhados devem ser feitos a fim de melhor averiguar essa relação. Por outro lado, era de se esperar que tivesse existido um maior aumento da riqueza nos locais perturbados pelas técnicas quando comparada ao controle pois, segundo Picket & White, (1985), os distúrbios físicos podem causar um aumento da diversidade numa vasta gama de comunidades, uma vez que as espécies podem aferir novas

oportunidades de colonização após perturbação no caso de existência de nichos vazios. Este autor afirma mesmo que as perturbações podem ser necessárias para manter ou aumentar a riqueza de espécies nas comunidades. Neste trabalho os resultados obtidos não conseguem corroborar a última afirmação, uma vez que o número de espécies no controlo foi sempre superior em todos os tempos quando comparada ao tratamento ganchorra e manual. Uma possível explicação para este facto pode estar relacionada com o curto tempo em que este estudo foi efetuado (75 dias). Analisando os dados de riqueza em relação ao fator tempo, é possível verificar que esta variou, principalmente comparando os dois tratamentos sujeitos à colheita da amêijoia. Na verdade, verificou-se que num primeiro momento (T0) a técnica ganchorra foi a que causou um impacto mais elevado devido à natureza mais destruidora da técnica, bastante perceptível pelo facto de que neste tempo não foram encontrados quaisquer indivíduos enquanto que no tratamento manual, a riqueza não sofreu alterações tão dramáticas. Em T1 houve uma recuperação parcial da riqueza em ambas as técnicas, principalmente da ganchorra que inclusive, ultrapassou os valores exibidos pelo manual, porém ambas continuaram ligeiramente inferiores aos valores alcançados pelo tratamento controlo. Em T2 ficou bem perceptível a quase total recuperação da riqueza de macrozoobentos nos tratamentos ganchorra e manual, sendo que neste tempo não ocorreram diferenças significativas entre o controlo e estas duas técnicas.

Os índices de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou apresentaram resultados semelhantes, e o tratamento com melhores resultados, em ambos os índices, foi o controlo, tal como tinha acontecido com a riqueza de espécies. Em relação ao fator tempo, o T0 apresenta os valores mais baixos e o T1 os valores mais altos em termos de diversidade e equitabilidade de espécies quando comparadas apenas as duas técnicas. Verifica-se, que os valores de equitabilidade foram particularmente maiores no T1, especialmente em relação à ganchorra; porém, no manual isso também foi verificado, mas em menor escala. Apesar de neste tempo (T1) o crustáceo *C. multisetosum* apresentar uma elevada densidade, o valor de equitabilidade aumentou devido ao aparecimento de mais espécies, nomeadamente *C. fluminea*, *H. diversicolor*, *C. capatata* e *C. carinata*, que no período T0 não foram observadas.

Posto isto, através da análise dos índices de diversidade, conclui-se, de uma maneira geral, e tendo apenas em conta as duas técnicas de recolha, que o tratamento ganchorra favoreceu os índices de riqueza, de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade de Pielou (J') e o tratamento manual favoreceu a densidade.

Dos 9 taxon encontrados apenas 4 apresentaram diferenças significativas em relação a pelo menos um dos fatores de estudo, sendo estes: *S. benedicti*, *C. fluminea*, *C. multisetosum* e *C. carinata*. O poliqueta *S. benedicti*, está presente em todos os tempos (T0, T1 e 2) do tratamento controlo enquanto que nos restantes tratamentos a sua presença é muito residual, o que pode sugerir que esta espécie tenha sido afetada pelos distúrbios físicos gerados pelas duas técnicas e que, de certa forma, tem preferência por um substrato mais estável, como foi o caso do tratamento controlo. A espécie *C. fluminea*, após a sua colheita inicial apresentou uma lenta recuperação da sua densidade nos tratamentos ganchorra e manual ao longo do tempo, alcançando em T2 os níveis de densidade mais elevados (tratamento ganchorra), superando até mesmo os valores observados para o controlo. A densidade do crustáceo *C. multisetosum* aumentou ao longo do tempo nos tratamentos ganchorra e manual. Esta espécie foi uns dos primeiros colonizadores dos locais perturbados e foi a espécie mais beneficiada com os distúrbios, pois quer no tratamento ganchorra, quer no tratamento manual, apresentou grandes densidades nos tempos T1 e T2, e nestes tratamentos que sofreram perturbações, a espécie acabou mesmo por alcançar densidades ligeiramente superiores ao controlo, apesar de não existirem diferenças significativas em relação a este tratamento. Esta situação pode estar relacionada com o facto de que as formas de colheita da amêijoia asiática provocaram perturbações no sedimento, o que pode ter levado a modificações de algumas características abióticas do local, nomeadamente aumento de oxigénio, da porosidade e até mesmo de salinidade (Dernie et al., 2003), os quais são benéficos para esta espécie como demonstrado pelo trabalho de Cunha et al. (2000). Isto vai de encontro com a premissa apresentada por Thistle (1981), que afirma que os primeiros colonizadores de sedimentos perturbados fisicamente respondem a um aumento da disponibilidade de recursos em oposição a uma redução na pressão competitiva. Por último, o crustáceo *C. carinata* também aumentou ao longo do tempo nos tratamentos ganchorra e manual, no qual a sua densidade máxima em ambos tratamentos foi exibida em T2, no qual a perturbação dos sedimentos, de igual forma ao crustáceo anterior, pode ter influenciado positivamente a sua densidade em T1. Porém, o aumento da densidade desta espécie não ocorreu de forma tão significativa como ocorreu em relação com *C. multisetosum*. O aumento da densidade da *C. carinata*, pode ter sido influenciada pelo aumento da densidade de *C. fluminea*, pois, como anteriormente referido, esta espécie invasora pode servir de refúgio para certas espécies de crustáceos (Sousa et al., 2009). Contudo, isto é apenas uma suposição uma vez que não existem indícios claros desta correlação neste trabalho, e mais estudos detalhados seriam necessários para melhor avaliar essa relação. A presença destas últimas duas

espécies (*C. multisetosum* e *C. carinata*) em T1 e T2, nos tratamentos que foram submetidos a distúrbios físicos pode também estar relacionada com a facilidade de locomoção que os crustáceos apresentam, pelo que facilmente podem migrar dos sedimentos das zonas adjacentes para os locais perturbados (Dernie et al., 2003).

Tendo em conta o trabalho realizado, pode-se concluir que a técnica de colheita mais sustentável da espécie *C. fluminea* foi a apanha manual. Isto porque para além de a técnica manual ter apresentado um menor impacto inicial sobre a fauna de macrozoobentos foi a técnica que apresentou maiores valores de densidades.

Para complementar e por ventura confirmar os resultados obtidos neste trabalho seria importante realizar mais estudos que envolvessem por exemplo outros tipos de apanha do bivalve *C. fluminea*, que se aumentasse o tempo de estudo e que se alargasse o estudo a habitats com condições bióticas e abióticas distintas (i.e. áreas sujeitas a condições de água doce, áreas com diferentes tipos de sedimento e condições hidrológicas).

Para finalizar, a recolha da *C. fluminea* no Rio Minho, como referido previamente, caso ocorra, deve ser sobretudo realizada com o intuito de exploração comercial da espécie, do que propriamente como método de controlo, pois este ecossistema já se encontra totalmente dominado a nível de densidade e biomassa na camada bentónica, pelo que para a sua recolha provocar alterações significativas na população desta espécie seria só possível com um aumento exponencial da comercialização de modo a que fosse instigada uma elevada campanha de recolha para redução da densidade desta neste ecossistema. Todavia, uma vez que esta espécie se encontra em outros rios portugueses sob diferentes estágios de invasão e densidades (e.g. Rio Lima a espécie invadiu em 2002 o sistema e encontra-se sob baixas densidades; Sousa et al., 2006a), a sua colheita pode ser um importante método de controlo a ser adotados nesses rios. Numa perspetiva de futuro, caso a amêijoia asiática ganhe um valor comercial relevante, teriam de ser implementadas medidas de forma a que essa situação não incentivasse o aumento da dispersão da espécie para locais onde ela ainda não está presente, pelo que a sua colheita devia sobretudo, focar-se no Rio Minho, e neste, nos primeiros anos poderia ser permitido uma exploração mais intensiva, tendo em conta principalmente as altas densidades da espécie no sistema; e em outros rios no qual a espécie já está presente, porém ainda não totalmente estabelecida, seria efetuada uma colheita mais controlada e regulamentada.

Literatura Citada

- Aldridge, D.W., & McMahon, R.F. (1978). Growth, fecundity, and bioenergetics in a natural population of the Asiatic freshwater clam, *Corbicula manilensis* Philippi, from North Central Texas. *J. Molluscan Stud.* *44*, 49–70.
- Anderson, M., Gorley, R.N., & Clarke, R.K. (2008). *Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods*.
- Araujo, R., Moreno, D., & Ramos, M. (1993). The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *Am. Malacol. Bull.* *10*, 39–9.
- Ardura, A., Juanes, F., Planes, S., & Garcia-Vazquez, E. (2016). Rate of biological invasions is lower in coastal marine protected areas. *Sci. Rep.* *6*, 33013.
- Barnes, R.S. (1994). *The brackish-water fauna of northwestern Europe* (Cambridge University Press).
- Boets, P., Lock, K., Cammaerts, R., Plu, D., & Goethals, P.L. (2009). Occurrence of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Belgium (Crustacea: Cambaridae). *Belg. J. Zool.* *139*, 173–176.
- Britton, J.C., & Morton, B. (1982). *A dissection guide, field and laboratory manual for the introduced bivalve Corbicula fluminea* (Malacological Review).
- Buestel, D., Ropert, M., Prou, J., & Gouletquer, P. (2009). History, status, and future of oyster culture in France. *J. Shellfish Res.* *28*, 813–820.
- Burch, J.Q. (1944). Checklist of west American mollusks. *Minutes Conchol. Club South. Calif.* *38*, 18.
- Center, T.D., Frank, J.H., & Dray, F.A. (1997). Biological Control. In *Strangers in Paradise*, (Washington DC: Island Press), pp. 245–266.
- Cohen, A.N., & Carlton, J.T. (1998). Accelerating Invasion Rate in a Highly Invaded Estuary. *Science* *279*, 555.
- Cox, G.W. (1993). *Conservation Ecology: Biosphere & Biosurvival* (William C Brown Pub).
- Crespo, D., Dolbeth, M., Leston, S., Sousa, R., & Pardal, M.Â. (2015). Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. *Biol. Invasions* *17*, 2087–2101.
- Cucherousset, J., & Olden, J.D. (2011). Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries* *36*, 215–230.
- Cunha, M., Sorbe, J., & Moreira, M. (2000). The amphipod *Corophium multisetosum* (Corophiidae) in Ria de Aveiro (NW Portugal). I. Life history and aspects of reproductive biology. *Mar. Biol.* *137*, 637–650.

- Dame, R.F. (1996). Ecology of Marine Bivalves: An Ecosystem Approach (New York: CRS Press).
- Darrigran, G. (2002). Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biol. Invasions* 4, 145–156.
- Dernie, K., Kaiser, M., Richardson, E., & Warwick, R. (2003). Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 285, 415–434.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A., Soto, D., & Stiassny, M.L. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, 163–182.
- Eleftheriou, A., and Robertson, M. (1992). The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Neth. J. Sea Res.* 30, 289–299.
- Elton, C.S. (1958). The ecology of invasions by plants and animals. Methuen Lond. 18.
- Fuller, S., & Richardson, J. (1977). Amensalistic competition between *Corbicula manilensis* (Philippi), the Asiatic clam (Corbiculidae), and freshwater mussels (Unionidae) in the Savannah River of Georgia and South Carolina (Mollusca: Bivalvia). *ASB Bull.* 24, 52.
- Garaulet, L. (2011). Estabelecimento do bivalve exótico *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante.
- Gaspar, M.B. (2010). Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) no Rio Tejo. Relatório IPIMAR 1–6.
- Gouletquer, P., & Héral, M. (1991). Aquaculture of *Crassostrea gigas* in France. *Ecol. Crassostrea Gigas Aust. N. Z. Fr. Wash. State Eds J Sutherl. R Osman* 13–19.
- Grizel, H., & Héral, M. (1991). Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *J. Cons. ICES J. Mar. Sci.* 47, 399–403.
- Gutiérrez-Yurrita, P.J., & Montes, C. (1999). Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in Donana National Park National Park, Spain, and implications for species management. *Freshw. Biol.* 42, 561–574.
- Gutierrez-Yurrita, P.J., Martinez, J.M., Ilhéu, M., Bravo-Utrera, M.A., Bernardo, J.M., & Montes, C. (1999). The status of crayfish populations in Spain and Portugal. In *Crayfish in Europe as Alien Species*, F. Gherardi, & D.M. Holdich, eds. (Rotterdam: A.A. Balkema), pp. 161–192.
- Habsburgo-Lorena, A. (1979). Present situation of exotic species of crayfish introduced into Spanish continental waters. *Present Situat. Exot. Species Crayfish Introd. Span. Cont. Waters* 175–184.
- Habsburgo-Lorena, A.S. (1983). Socioeconomic aspects of the crawfish industry in Spain. *Freshw. Crayfish* 5, 552–554.
- Hakenkamp, C.C., & Palmer, M.A. (1999). Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia* 119, 445–451.

- Hall, S.J., & Harding, M.J. (1997). Physical disturbance and marine benthic communities: the effects of mechanical harvesting of cockles on non-target benthic infauna. *J. Appl. Ecol.* 497–517.
- Holdich, D., Reynolds, J., Souty-Grosset, C., & Sibley, P. (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 11.
- Holeck, K.T., Mills, E.L., MacIsaac, H.J., Dochoda, M.R., Colautti, R.I., & Ricciardi, A. (2004). Bridging troubled waters: biological invasions, transoceanic shipping, and the Laurentian Great Lakes. *BioScience* 54, 919–929.
- Hulme, P.E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., & Pergl, J. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *J. Appl. Ecol.* 45, 403–414.
- Huntley, B.J. (1996). South African experience regarding alien species: impacts and controls. In *Proceedings of Norway/UN Conference on Alien Species.*, O.T. Sandlund, P.J. Schei, & A. Viken, eds. (Trondheim: The Norwegian Ministry of Environment), pp. 182–188.
- Ilarri, M., & Sousa, R. (2012). *Corbicula fluminea* Müller (Asian clam). In *A Handbook of Global Freshwater Invasive Species*, (Earthscan, London, UK), pp. 173–183.
- Ilarri, M.I., Antunes, C., Guilhermino, L., & Sousa, R. (2011). Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. *Biol. Invasions* 13, 277–280.
- Ilarri, M.I., Freitas, F., Costa-Dias, S., Antunes, C., Guilhermino, L., & Sousa, R. (2012). Associated macrozoobenthos with the invasive Asian clam *Corbicula fluminea*. *J. Sea Res.* 72, 113–120.
- Isom, B. (1986). Historical review of Asiatic clam (*Corbicula*) invasion and biofouling of waters and industries in the Americas. p.
- Ituarte, C. (1981). Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense (Mollusca, Corbiculidae). *Neotropica* 27, 79–83.
- Jones, C., Lawfon, J., & Schachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373–386.
- Karatayev, A.Y., Padilla, D.K., Minchin, D., Boltovskoy, D., & Burlakova, L.E. (2007). Changes in Global Economies and Trade: the Potential Spread of Exotic Freshwater Bivalves. *Biol. Invasions* 9, 161–180.
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., Padilla, D.K., Mastitsky, S.E., & Olenin, S. (2009). Invaders are not a random selection of species. *Biol. Invasions* 11.
- Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M., & Kühn, I. (2011). Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environ. Sci. Eur.* 23, 23.
- Kolar, C.S., & Lodge, D.M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.* 16, 199–204.
- Lafferty, K.D., & Kuris, A.M. (1996). Biological control of marine pests. *Ecology* 77, 1989–2000.

- Lake, P., & Barmuta, L. (1986). Stream benthic communities: persistent presumptions and current speculations. In *Limnology in Australia*, (Springer), pp. 263–276.
- Light, T., & Marchetti, M.P. (2007). Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. *Conserv. Biol.* *21*, 434–446.
- Lodge, D.M. (1993). Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.* *8*, 133–137.
- Lodge, D.M., Stein, R.A., Brown, K.M., Covich, A.P., Brönmark, C., Garvey, J.E., & Klosiewski, S.P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling. *Aust. J. Ecol.* *23*, 53–67.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* *10*, 689–710.
- Martin-López, B., García-Llorente, M., Palomo, I., & Montes, C. (2011). The conservation against development paradigm in protected areas: Valuation of ecosystem services in the Doñana social-ecological system (southwestern Spain). *Ecol. Econ.* *70*, 1481–1491.
- McMahon, R. (2000). Invasive characteristics of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. *Nonindigenous Freshw. Org. Vectors Biol. Impacts* 315–343.
- McMahon, R.F. (1977). Shell Size- Frequency Distributions of *Corbicula Manilensis* Philippi from a Clam-Fouled Steam Condenser. *The Nautilus* *91*.
- McMahon, R.F. (2002). Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* *59*, 1235–1244.
- Mouthon, J. (1981). Sur la présence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. *Basteria* *45*, 109–116.
- Mouthon, J. (2001). Life cycle and population dynamics of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Saone River at Lyon (France). *Hydrobiologia* *452*, 109–119.
- Nagel, K.O. (1989). Ein weiterer Fundort von *Corbicula fluminalis* (Müller 1774) (Molusca: Bivalvia) in Portugal. *Mitteilungen Dtsch. Malakozool. Gesellschaft* 44–45.
- Novais, A., Souza, A.T., Ilarri, M., Pascoal, C., & Sousa, R. (2015). Facilitation in the low intertidal: effects of an invasive species on the structure of an estuarine macrozoobenthic assemblage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* *522*, 157–167.
- Phelps, H.L. (1994). The asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac River Estuary near Washington, D.C. *Estuaries* *17*, 614–621.
- Pickett, S., and White, P. (1985). *Natural Disturbance and Patch Dynamics*—Academic Press.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., et al. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric. Ecosyst. Environ.* *84*, 1–20.

- Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Integrating Ecol. Econ. Control Bioinvasions* IEECB SI 52, 273–288.
- Postel, S., & Richter, B. (2003). *Rivers for life: Managing water for people and nature* Island Press. Wash. DC.
- Ramajal, J., Picard, D., Costa, J.L., Carvalho, F., Gaspar, M., & Chainho, P. (2016). Amêijoia-Japonesa, uma nova realidade no estuário do Rio Tejo: Pesca e impacto sócio-económico. In *Entre Rios e Mares: Um Património de Ambientes, História e Saberes - Tomo V Da Rede BrasPor*, L.C. Fonseca, A.C. Garcia, S.D. Pereira, & M.A.C. Rodrigues, eds. (Rio de Janeiro: UERJ), pp. 17–30.
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K., Payne, R., & Nilsson, C. (2000). *Freshwater Systems* (World Resources Institute Washington, DC).
- Ricciardi, A., & Rasmussen, J.B. (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conserv. Biol.* 13, 1220–1222.
- Ricciardi, A., Neves, R.J., & Rasmussen, J.B. (1998). Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *J. Anim. Ecol.* 67, 613–619.
- Rosa, I.C., Pereira, J.L., Gomes, J., Saraiva, P.M., Gonçalves, F., and Costa, R. (2011). The Asian clam *Corbicula fluminea* in the European freshwater-dependent industry: A latent threat or a friendly enemy? *Ecol. Econ.* 70, 1805–1813.
- Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., & Ellstrand, N.C. (2001). The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 305–332.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., & Kinzig, A. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Sampaio, E., & Rodil, I.F. (2014). Effects of the invasive clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) on a representative macrobenthic community from two estuaries at different stages of invasion. *Limnetica* 33, 249–262.
- Sinclair, R.M. (1964). Clam pests in Tennessee water supplies. *J. Am. Water Works Assoc.* 56, 592–599.
- Sousa, R. (2003). *Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes no estuário do rio Lima*. Dissertação de Mestrado.
- Sousa, R., Guilhermino, L., & Antunes, C. (2005). Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 41, 141–147.
- Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2006a). Factors influencing the occurrence and distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Lima estuary. (EDP Sciences), pp. 165–171.

- Sousa, R., Dias, S., & Antunes, J.C. (2006b). Spatial subtidal macrobenthic distribution in relation to abiotic conditions in the Lima estuary, NW of Portugal. *Hydrobiologia* *559*, 135–148.
- Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2007). Species composition and monthly variation of the Molluscan fauna in the freshwater subtidal area of the River Minho estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* *75*, 90–100.
- Sousa, R., Rufino, M., Gaspar, M., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008a). Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Minho Estuary, Portugal. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* *18*, 98–110.
- Sousa, R., Nogueira, A.J., Gaspar, M.B., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008b). Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* *80*, 289–295.
- Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008c). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Ann. Limnol.-Int. J. Limnol.* *44*, 85–94.
- Sousa, R., Dias, S.C., Guilhermino, L., & Antunes, C. (2008d). Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquat. Biol.* *3*, 237–250.
- Sousa, R., Gutiérrez, J.L., & Aldridge, D.C. (2009). Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biol. Invasions* *11*, 2367–2385.
- Sousa, R., Novais, A., Costa, R., & Strayer, D.L. (2014). Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia* *735*, 233–251.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., & Noël, P.Y. (2006). Atlas of crayfish in Europe. *Collect. Patrim. Nat.*
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P.M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., & Tricarico, E. (2016). The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnol.-Ecol. Manag. Inland Waters* *58*, 78–93.
- Stiger-Pouvreau, V., & Thouzeau, G. (2015). Marine species introduced on the French Channel-Atlantic coasts: a review of main biological invasions and impacts. *Open J. Ecol.* *5*, 227.
- Strayer, D.L. (1999). Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. *J. North Am. Benthol. Soc.* *18*, 74–98.
- Strayer, D.L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshw. Biol.* *55*, 152–174.
- Stybel, N., Fenske, C., & Schernewski, G. (2009). Mussel cultivation to improve water quality in the Szczecin Lagoon. *J. Coast. Res.* 1459–1463.
- Thistle, D. (1981). Natural physical disturbances and communities of marine soft bottoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* *6*, 223–228.

Vaughn, C.C., & Hakenkamp, C.C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshw. Biol.* *46*, 1431–1446.

Vermeij, G.J. (1996). An agenda for invasion biology. *Invasion Biol.* *78*, 3–9.

Vinson, S. (1992). The economic impact of the imported fire ant infestation on the State of Texas. Rep. Tex. AM Univ. Coll. Stn. TX.

Vitousek, P.M., Antonio, C.M., Loope, L.L., & Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *Am. Sci.* *84*, 468.

Way, C.M., Hornbach, D.J., Miller-Way, C.A., Payne, B.S., & Miller, A.C. (1990). Dynamics of filter feeding in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). *Can. J. Zool.* *68*, 115–120.