



**Dispersão de Lagostins Exóticos (*Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus*) na Bacia Hidrográfica do Rio Sabor (NE de Portugal):
Avaliação do Impacto Ecológico**

TIAGO EMANUEL CORREIA FERREIRA ASCENÇÃO

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do grau de Mestre em TECNOLOGIA AMBIENTAL

**BRAGANÇA
NOVEMBRO DE 2011**



**Dispersão de Lagostins Exóticos (*Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus*) na Bacia Hidrográfica do Rio Sabor (NE de Portugal):
Avaliação do Impacto Ecológico**

TIAGO EMANUEL CORREIA FERREIRA ASCENÇÃO

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do grau de Mestre em TECNOLOGIA AMBIENTAL

Orientador: Professor Doutor Amílcar António Teiga Teixeira
(Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança)

Co-orientadora: Professora Doutora Tânia Daniela Lopes da Rocha Fontes
(CIAGEB/Universidade Fernando Pessoa)

BRAGANÇA
NOVEMBRO 2011

Editado por

INSTITUTO POLITÉCNICO DE BRAGANÇA – ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA DE BRAGANÇA

Campos de Santa Apolónia Apartado - 1172

5301-855 BRAGANÇA

Portugal

Telefone: (+351) 273 303 200 ou (+351) 273 331 570

✉ sacd@ipb.pt ou grei@ipb.pt

🌐 <http://www.esa.ipb.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição que seja mencionado o Autor e feita referência a *Mestrado de Tecnologia Ambiental – 2010/2011, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança*.

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respectivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir de versão electrónica cedida pelo respectivo Autor.

AGRADECIMENTOS

Agora que esta dissertação está concluída, queria deixar o meu reconhecimento e gratidão a todas as pessoas que de forma directa ou indirecta contribuíram e me ajudaram na realização deste trabalho.

Desde já quero agradecer ao meu orientador, Professor Doutor Amílcar Teixeira e à co-orientadora, Professora Doutora Tânia Fontes pela paciência, dedicação, disponibilidade, apoio, prontidão e apoio científico, fundamentais para a elaboração deste trabalho, e que de forma alguma nunca desistiram de me motivar para que esta dissertação fosse possível.

Ao Professor Doutor João Paulo Castro, da Escola Superior Agrária de Bragança, pelo apoio prestado na utilização dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

À Professora Doutora Ana Geraldês e ao Mestre Ângelo Saraiva, da Escola Superior Agrária de Bragança, pelos ensinamentos e colaboração no trabalho laboratorial e de campo.

Aos meus Pais, Francisco e Luísa, os principais responsáveis pela pessoa que sou, e uma das fontes de inspiração e motivação para a realização deste trabalho. Sem vocês, isto não seria possível!

Ao Amor da minha Vida, Dânia Soares, que em todos os momentos me apoiou, abraçou, acarinhou, sorriu, e que acima de tudo nunca me deixou, levantando-me sempre a moral e o ânimo. Espero que este apoio, seja um exemplo para a nossa vida futura. OBRIGADO!

Ao meu querido Irmão, Francisco, por estar sempre presente em todos os momentos, e por toda a preocupação.

Ao meu grande amigo Telmo Fonseca, que desde o primeiro dia me acompanhou na grande passagem por Bragança.

Aos colegas da minha turma, por toda a simpatia e apoio que sempre demonstraram, em especial aqueles que me acompanharam no laboratório de Ecologia Aquática.

Ao meu colega de trabalho, Engenheiro João Filipe Moreira, pelo apoio que me deu na escrita da tese.

Aos meus amigos académicos e afilhados de curso.

Aos meus amigos, que tornam a minha vida bem mais agradável e que sem eles não teria força e coragem para chegar até aqui.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta tese.

RESUMO GERAL

Na bacia hidrográfica do rio Sabor foram monitorizadas, na Primavera/Verão de 2009 e 2010, as populações de duas espécies de crustáceos exóticos, o lagostim-vermelho-da-Louisiana (*Procambarus clarkii*) e o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*). Foi observado: 1) a grande capacidade de dispersão de *P. clarkii*, uma espécie sub-tropical, capaz de atingir a cabeceira dos rios; 2) a expansão de *P. leniusculus*, cujas densidades superiores foram encontradas no rio Maçãs. Com base nos inventários disponíveis em anos precedentes procedeu-se à modelação da dispersão das espécies. Os resultados obtidos mostraram uma tendência expansiva por parte destas duas espécies. Por outro lado, uma vez que ambas as espécies coexistem em troços dos rios Maçãs e Angueira, foram avaliados os impactos ecológicos ao nível comportamental e promovidos testes laboratoriais (condição simpátrica) para avaliar a interacção competitiva entre estas duas espécies que ocupam posições dominantes no ecossistema natural. A análise dos dados sugere um comportamento diferenciado entre espécies e sexos com dominância do lagostim-vermelho relativamente ao lagostim-sinal e entre sexos, com dominância de machos sobre as fêmeas, considerando populações de indivíduos adultos de tamanho idêntico. As interacções competitivas entre espécies podem estar na origem do afastamento e menor actividade de *P. leniusculus* dos locais mais próximos das áreas de alimentação e refúgio. Adicionalmente, as fêmeas demonstraram ser menos activas (menor mobilidade) do que os machos de ambas as espécies. Foram ainda determinadas as condições abióticas e bióticas, baseadas nas comunidades de macroinvertebrados e de peixes, e avaliados potenciais impactos ambientais. Potencialmente, algumas alterações nas condições ambientais destes rios (e.g. poluição, regularização, degradação da cortina ripária, sedimentação) encontradas nos anos mais recentes podem ter fomentado uma maior densidade e capacidade de dispersão de espécies exóticas. Finalmente, são propostas algumas medidas para definição de um futuro plano de contenção erradicação de espécies exóticas na bacia do rio Sabor, que minimizem os impactos ambientais e permitam salvaguardar habitats e espécies autóctones ameaçadas.

Palavras-chave: *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, dispersão, invasão, interacção, modelação, impactos ecológicos

ABSTRACT

The populations of two exotic crustacean species, red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) and signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) were monitored, during the spring/summer seasons of 2009 and 2010, in the river Sabor basin. It was observed: 1) a high dispersion of *P. clarkii*, a sub-tropical species, which showed an ability to reach headwater streams, and 2) *P. leniusculus* expansion, with the high densities found in the river Maçãs. Based on the data sets from previous inventory surveys, it was modeled the dispersion of both species. The results showed an expansive tendency on the part of these two species. On the other hand, since both species can be found coexisting in the same reaches of Maçãs and Angueira rivers, it was evaluated the ecological impacts at the behavioral level. Laboratorial trials were made in order to understand the competitive interactions between these species that occupy dominant positions in the wild ecosystems. Data analyses suggested a different behavior between species and sex, showing the dominance status of *P. clarkii* and males, relatively to *P. leniusculus* and females, respectively. The competitive interactions can have influenced the *P. leniusculus* behavior, less active and away from resting and refuge areas. Additionally, female individuals tended to be less active (e.g. mobility rate) than males for both species. Furthermore, abiotic and biotic conditions were determined, based on the macroinvertebrate and fish communities, and potential environmental impacts evaluated. The substantial disturbances found in the recent years, in the environmental conditions of these rivers (e.g. pollution, regulation, riparian degradation, sedimentation), have promoted the high densities and dispersion ability of exotic species. Finally, several measures were proposed to define a future plan of contention and/or eradication of exotic species in the Sabor basin, in order to minimize the environmental impacts and safeguard habitats and threatened species.

Palavras-chave: *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, dispersion, invasion, interaction, modelling, ecological impacts

INDICE GERAL

| | |
|--|-----|
| AGRADECIMENTOS | I |
| RESUMO GERAL | II |
| ABSTRACT | III |
| CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL | 1 |
| 1.1. Introdução e invasão de espécies exóticas: enquadramento ambiental | 1 |
| 1.2. Introdução e invasão de espécies exóticas de lagostins de água doce | 4 |
| 1.3. Objectivos e Estrutura da Dissertação | 7 |
| BIBLIOGRAFIA | 9 |
| CAPÍTULO 2: DISPERSÃO DE DUAS ESPÉCIES DE LAGOSTINS EXÓTICAS (<i>Pacifastacus leniusculus</i> E <i>Procambarus clarkii</i>) NA BACIA DO RIO SABOR: ALTERAÇÕES NO FUNCIONAMENTO DOS ECOSSISTEMAS E DEFINIÇÃO DE MEDIDAS DE CONTENÇÃO E ERRADICAÇÃO DE ESPÉCIES INVASORAS | 13 |
| RESUMO | 13 |
| ABSTRACT | 14 |
| 2.1- INTRODUÇÃO | 15 |
| 2.1.1. INTRODUÇÃO DE LAGOSTINS DE ÁGUA DOCE | 17 |
| 2.2- MATERIAL E MÉTODOS | 22 |
| 2.2.1- Área de estudo | 22 |
| 2.2.2- METODOLOGIA DE ESTUDO | 31 |
| 2.2.2.1- Amostragem das populações de crustáceos decápodes | 31 |
| 2.2.2.2- Caracterização das comunidades de macroinvertebrados | 33 |
| 2.2.2.3- Caracterização das comunidades piscícolas | 34 |
| 2.2.2.4- Caracterização do meio abiótico: Qualidade da água e do habitat fluvial | 35 |
| 2.3 – RESULTADOS | 36 |
| 2.3.1- Dispersão nas Bacias Hidrográficas dos rios Angueira e Maçãs (Área Próxima) | 36 |
| 2.3.2- Dispersão na Bacia Hidrográfica do rio Sabor (Área Alargada) | 41 |
| 2.3.3- Avaliação do status ecológico dos rios | 42 |
| 2.3.3.1- Comunidade de macroinvertebrados | 42 |

| | |
|---|-----------|
| 2.3.3.2- Comunidades piscícolas do rio Angueira | 48 |
| 2.3.3.3- Caracterização físico-química da água | 49 |
| 2.3.3.4- Caracterização do habitat fluvial | 50 |
| 2.3.4- Proposta de medidas de contenção e/ou erradicação de espécies exóticas | 51 |
| 2.4. DISCUSSÃO..... | 53 |
| BIBLIOGRAFIA..... | 57 |
| CAPÍTULO 3: DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO CONCEPTUAL DA DISPERSÃO DAS ESPÉCIES EXÓTICAS DE LAGOSTINS <i>Pacifastacus leniusculus</i> E <i>Procambarus clarkii</i> NA BACIA DO RIO SABOR | 61 |
| RESUMO..... | 61 |
| ABSTRACT | 62 |
| 3.1. INTRODUÇÃO..... | 63 |
| 3.2. MODELAÇÃO | 64 |
| 3.2.1. Desenvolvimento de um modelo..... | 64 |
| 3.2.2. Modelação ecológica..... | 66 |
| 3.3. CASO DE ESTUDO..... | 70 |
| 3.3.1. ECOLOGIA DAS ESPÉCIES..... | 71 |
| 3.3.2. Metodologia..... | 73 |
| 3.3.2.1. Modelação do crescimento | 73 |
| 3.3.2.2 Modelação da dispersão..... | 73 |
| 3.3.2.3. Sistemas de apoio à decisão | 74 |
| 3.3.3 Resultados | 77 |
| 3.3.3.1 Modelo de crescimento..... | 78 |
| 3.3.3.2 Modelo de dispersão..... | 80 |
| 3.3.3.3.Sistema de informação geográfica | 82 |
| 3.3.4. Análise e discussão dos resultados..... | 83 |
| BIBLIOGRAFIA..... | 85 |

| | |
|--|------------|
| CAPÍTULO 4: INTERACÇÃO ENTRE DUAS ESPÉCIES DE LAGOSTINS EXÓTICOS (<i>Pacifastacus leniusculus</i> E <i>Procambarus clarkii</i>): ESTUDO EXPERIMENTAL BASEADO EM PIT-TELEMETRIA..... | 88 |
| RESUMO..... | 88 |
| ABSTRACT | 89 |
| 4.1- INTRODUÇÃO | 90 |
| 4.2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 94 |
| 4.3. RESULTADOS | 103 |
| 4.3.1. PIT-Telemetria..... | 103 |
| 4.3.2- Observações Visuais..... | 109 |
| 4.4- DISCUSSÃO | 110 |
| BIBLIOGRAFIA..... | 113 |
| CAPÍTULO 5: CONCLUSÕES | 115 |
| ANEXOS | 119 |

CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Introdução e invasão de espécies exóticas: enquadramento ambiental

Nas últimas décadas, o homem tem sido responsável pela introdução em ambientes selvagens de muitas espécies não indígenas (NIS), nas quais estão compreendidos diferentes microorganismos, fungos, plantas, animais e inclusive organismos geneticamente modificados (OGMs). O impacto ambiental destas introduções de NIS em áreas fora da sua distribuição natural, feitas de forma acidental ou deliberada, tem sido referenciado em diversos estudos, sendo considerada como um dos principais *drivers* das rápidas mudanças observadas na biodiversidade à escala do planeta (Sala *et al.*, 2000). A expectativa futura não é animadora, sendo previsível um incremento nas tendências verificadas, uma vez que as alterações antropogénicas promovidas no ambiente, como por exemplo as mudanças climáticas, as más práticas no uso do solo, o *input* de compostos azotados e fosfatados e o incremento no teor de CO₂ atmosférico, entre outras, “abrem portas” a novas introduções e em muitos casos a invasões de ecossistemas, até à data, com boa integridade ecológica. Adicionalmente, muitas pessoas e bens circulam diariamente entre nações e continentes e, voluntariamente ou não, promovem a dispersão de espécies, estimando-se que mais de 500 000 NIS foram introduzidas nos mais diversos ecossistemas do planeta (Pimentel *et al.*, 2002). Segundo vários autores (Lovei, 1997; McKinney e Lockwood, 1999) o efeito combinado da dispersão de NIS e da extinção de espécies endémicas de regiões particulares concorre para a denominada “homogeneização” ou “McDonaldização” da biosfera. Muitas introduções de espécies animais e vegetais (*i.e.* milho, cereais, arroz, plantações de florestas, aves, gado) vieram beneficiar directamente o Homem fornecendo, na actualidade, aproximadamente 98% das necessidades alimentares (Ewel *et al.*, 1999; Pimentel *et al.*, 2002). Refira-se que uma grande parte delas causa um impacto ambiental mínimo. No entanto, existem algumas espécies com capacidade para provocar impactos ambientais muito sérios. É o caso das espécies invasoras, que possuem um potencial capaz de atingir sob o ponto de vista numérico e ecológico, posições proeminentes e afectar negativamente as espécies indígenas, processos ecossistémicos, interesses económicos e saúde pública (Ricciard *et al.*, 1998; Kolar e Lodge, 2001). Este “sinal alarmante” tem provocado perdas de biodiversidade, mudanças irreversíveis nas funções do ecossistema, alterações nos serviços ecossistémicos fornecidos ao homem, modificações estéticas na paisagem, custos directos nas indústrias e pragas e doenças em florestas (Mack *et al.*, 2000).

Os ecossistemas dulçaquícolas são especialmente sensíveis às invasões biológicas, em parte devido às alterações de habitat e à degradação das condições ambientais (Moyle e

Light, 1996; Rahel, 2002). Os principais impactos que estão na origem da degradação de muitos sistemas aquáticos são na sua maioria de natureza antrópica, entre os quais se destacam a poluição, a regularização, a destruição de habitats, o corte da galeria ripícola e a sobrepesca de espécies indígenas. Por estes motivos, muitas espécies indígenas estão também ameaçadas em Portugal, conforme realça o estatuto de conservação atribuído pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005). Estas introduções de NIS, compreendem vertebrados, como peixes e mamíferos, mas também plantas e invertebrados. Ao nível da fauna piscícola exótica podem citar-se introduções relativamente recentes como o siluro (*Silurus glanis*), a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), o achigã (*Micropterus salmoides*), o peixe mosquito (*Gambusia holbrooki*) e a lucioperca (*Sander lucioperca*), ou mais antigas como a carpa (*Cyprinus carpio*) e a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*). Assinale-se que, hoje em dia, 44% das espécies piscícolas presentes na Península Ibérica são exóticas e muitas delas são invasores (Carol *et al.*, 2003). Nas plantas aquáticas existem também espécies invasoras, como por exemplo a pinheirinha-de-água (*Myriophyllum aquaticum*) e o jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*). Nos invertebrados é conhecida a dispersão de bivalves, caso do mexilhão-asiático (*Corbicula fluminea*) e do mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*) que tem provocado impactos ecológicos e económicos notáveis na bacia do rio Ebro (Espanha). Está ainda bem documentada a capacidade invasora de crustáceos decápodes como o lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*) e o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) (Gherardi, 2007). As maiorias deles são responsáveis por prejuízos assinaláveis em áreas tão diversas como a conservação (e.g. eliminação de espécies autóctones, muitas delas endemismos ibéricos) a economia (e.g. a orizicultura afectada pela expansão do lagostim) e aspectos sociais (e.g. hábitos de pesca desportiva, ocupação recreativa).

O processo de invasão pode contemplar várias fases (Moyle e Marchetti, 2006) (Figura 1.1). Desta forma, para que uma espécie invasora tenha sucesso tem, sucessivamente, que:

- 1) sobreviver ao transporte e posterior libertação no novo ambiente;
- 2) reproduzir-se no novo ambiente - **Fase de Estabelecimento**;
- 3) dispersar-se a partir do local de introdução- **Fase de Dispersão**;
- 4) integrar-se completamente no ambiente local- **Fase de Integração**.

Contudo, o processo de invasão é complexo e envolve, resumidamente, três diferentes componentes (Figura 1.2):

- a) Características biológicas das espécies;
- b) Características do ecossistema receptor;
- c) Atributos do evento- introdução.



Figura 1.1- Modelo conceptual das principais fases do processo de invasão (adaptado de Sakai et al., 2001 e Moyle e Marchetti, 2006).

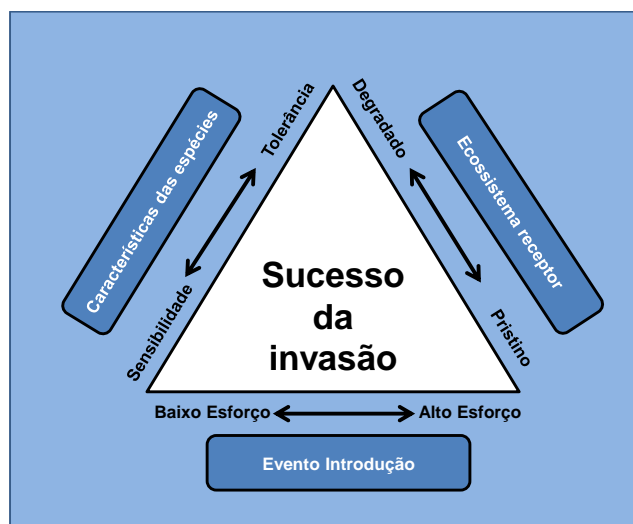


Figura 1.2- Esquema conceptual das três componentes principais que afectam o sucesso duma espécie não indígena no processo de Invasão (adaptado de Sakai et al., 2001 e Moyle e Marchetti, 2006).

1.2. Introdução e invasão de espécies exóticas de lagostins de água doce

Os crustáceos decápodes, como os lagostins, estão entre os animais de maior dimensão e longevidade entre os invertebrados dos ecossistemas aquáticos de água doce. Muitas espécies são *keystones* (Nystrom *et al.*, 1996), apresentando uma amplitude trófica que contempla o consumo de invertebrados, detritos, macrófitos e algas em águas lóticis e lênticas (e.g. Whitley e Rabeni, 1997). São a principal presa de várias espécies de mamíferos, como a lontra (Slater e Rayner, 1993), peixes (e.g. Blake, 1995) e aves (Rodríguez *et al.*, 2005). Dado pertencerem a vários níveis da cadeia alimentar e adaptarem-se às reservas energéticas disponibilizadas pelo meio ambiente, ao nível dos detritos animais e vegetais, são ainda vistos como candidatos óptimos à invasão de sistemas aquáticos (Moyle e Light, 1996).

A diversidade de espécies de lagostins é enorme, tendo sido descritas mais de 600 espécies, embora a sua distribuição pelos continentes seja desigual (Crandall, 2002). Nas últimas décadas, também a distribuição mundial de lagostins sofreu mudanças dramáticas (Gherardi, 2007), devido a translocações transcontinentais de espécies de lagostins não indígenas (NICS). Diferentes causas, intencionais, como aquacultura (como fonte de alimento), repovoamentos, pesca (como isco), “controlo biológico” de plantas e moluscos, ou acidentais, como transporte em barcos, fugas de aquaculturas, estão na origem da rápida colonização de variadíssimos ambientes aquáticos por populações de lagostins exóticos (Lodge *et al.*, 2000). Em muitos países a introdução de lagostins teve benefícios económicos, nomeadamente naqueles que possuem hábitos de consumo apreciáveis (e.g. Suécia, Espanha) (Ackefors, 1999). No entanto, são variadíssimos os estudos que destacam o impacto ambiental negativo resultante da introdução e subsequente invasão por algumas espécies de lagostins. Actualmente, à escala mundial, estão referenciadas 6 espécies de lagostins que causam preocupação pela sua capacidade de invasão (Holdich, 1999; Gherardi, 2007) (Quadro 1.1).

Quadro 1.1. Espécies invasoras e principais regiões afectadas (adaptado de Gherardi, 2007)

| Espécie invasora | Regiões afectadas |
|--|---|
| <i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana) | Europa, Japão, Califórnia (EUA) |
| <i>Procambarus clarkii</i> (Girard) | África, Europa, Japão, Califórnia (EUA) |
| <i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque) | Europa |
| <i>Orconectes rusticus</i> (Girard) | América do Norte |
| <i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz | Alguns países da Europa |
| <i>Cherax destructor</i> Clark | África e Austrália |

Segundo Parker *et al.* (1999), os impactos ambientais da introdução de NICS podem ser avaliados em termos dos efeitos medidos em cinco níveis de complexidade biológica:

- 1) nível individual (e.g. ciclo de vida, morfologia, comportamento);
- 2) na dinâmica de populações (e.g. abundância, crescimento da população);
- 3) genéticos (e.g. introgressão genética, hibridação)
- 4) nas comunidades (e.g. riqueza de espécies, diversidade, estrutura trófica);
- 5) nos processos dos ecossistemas (e.g. disponibilidade de nutrientes, produtividade primária)

Ao nível dos efeitos da presença de NICS à escala individual e de populações, vários estudos reportam a sua actividade predadora, tanto em espécies de invertebrados como de vertebrados. Foram detectados efeitos letais e sub-letais de *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii* sobre moluscos (*Lymnaea* sp.), anfíbios (Nystrom *et al.*, 2001; Cruz e Rebelo, 2005) e peixes (Gherardi, 2002; Light, 2005). Por outro lado, estão também referenciadas interações competitivas, com dominância de NICS sobre populações autóctones de lagostins (Elvey *et al.*, 1996). As dominâncias hierárquicas são um bom indicador da capacidade diferencial das espécies para competir pelos recursos disponíveis, como possam ser os refúgios. No caso das populações de lagostins, os refúgios constituem autênticos “resource bottlenecks”, uma vez que funcionam como zonas de minimização de riscos de predação (Hobbs, 1991).

No que respeita aos efeitos genéticos, são conhecidos poucos casos de hibridação entre espécies indígenas e exóticas, como de *Astacus astacus* e *A. leptodactylus*. Nesta situação podem potencialmente criar-se condições para a: 1) criação de novos genótipos invasores; 2) produção de descendência estéril; 3) ocorrência de “poluição genética” resultante de fenómenos de introgressão.

A natureza omnívora da maioria das populações de lagostins está na base de profundas alterações na estrutura trófica, sendo-lhes atribuído, muitas vezes, um estatuto de espécie-chave no funcionamento de muitos ecossistemas de água doce (Hobbs *et al.*, 1989) (Figura 1.3). De facto, a mesma espécie pode demonstrar uma grande plasticidade no comportamento alimentar e alternar nos hábitos detritívoros, herbívoros e carnívoros como resposta à disponibilidade de alimento (Bernardo e Ilhéu, 1994; Nystrom *et al.*, 2001; Nystrom, 2002). Por outro lado, os seus efeitos podem ainda ser avaliados pelas modificações promovidas nas características físicas e químicas da água e dos sedimentos (Angeler *et al.*, 2001) (Figura 1.4).

Por fim, refira-se que a presença de NICS pode ainda significar um caso de saúde pública. Por exemplo, em áreas contaminadas por efluentes e resíduos tóxicos, foram

encontrados *P. clarkii* com elevada concentração de metais pesados, indiciando fenómenos de bioacumulação. A transferência de contaminantes ao longo da cadeia trófica, através do fenómeno de bioamplificação, poderá mesmo por em risco a saúde pública (Geiger, 2005).

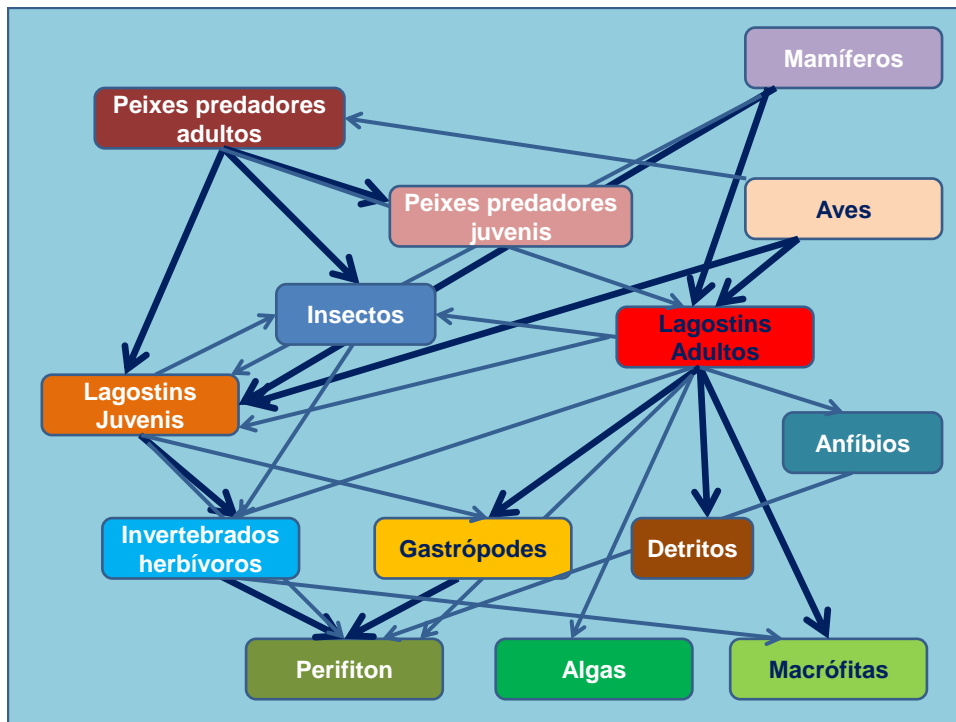


Figura 1.3- Relações tróficas numa zona litoral de um lago (adaptado de Gherardi, 2007).

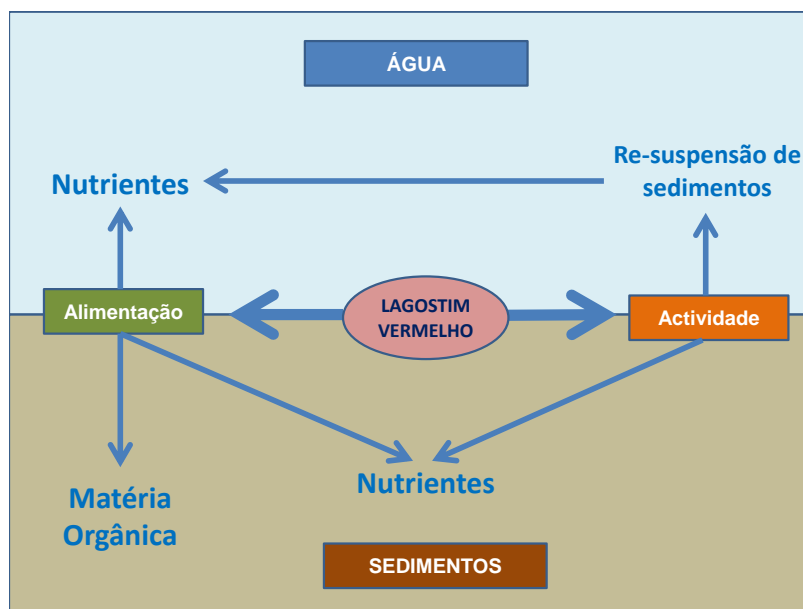


Figura 1.4- Efeitos da actividade de *Procambarus clarkii* (NICS) nas características físicas e químicas da água e sedimentos de áreas húmidas do sul de Espanha (adaptado de Angeler et al., 2001).

A problemática relacionada com a introdução e invasão de espécies não indígenas está contemplada na legislação comunitária e nacional. Assim, quer em termos específicos (Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de Dezembro, alterado pela Declaração de Rectificação n.º 4-E/2000, de 31 de Janeiro e parcialmente revogado pelo Decreto-Lei n.º 205/2003, de 12 de Setembro, regula a introdução de espécies não indígenas (exóticas) em Portugal continental) quer num âmbito mais alargado (Diretiva-Quadro da Água na qual todos os estados membros da Comunidade europeia deverão atingir, até 2015, o bom estado químico e ecológico das águas superficiais) estão definidas medidas que visem a necessidade de avaliação do risco ambiental e a definição de estratégias adequadas à contenção e/ou erradicação de espécies invasoras, através do recurso a mecanismos de controlo (e.g. físico, químico e biológico), de gestão de habitats e ao desenvolvimento de acções de conservação da biodiversidade e protecção de espécies autóctones ameaçadas.

No Nordeste de Portugal, são ainda muitos os ecossistemas aquáticos que possuem uma boa integridade ecológica, nomeadamente nos cursos de água de cabeceira. No entanto, as perturbações de origem antrópica têm-se multiplicado na última década, com modificações substanciais das condições ambientais originais. Por exemplo, as grandes (*i.e.* Aproveitamento hidroeléctrico da Baixo Sabor) e pequenas obras (*i.e.* açudes e mini-hídricas de afluentes) de regularização irão facilitar e fomentar, no futuro, a capacidade de introdução e invasão das espécies não indígenas. Entre elas, estão as espécies invasoras de peixes e invertebrados, caso dos lagostins de água doce, cujos impactos ecológicos e ambientais continuam muito pouco conhecidos, nomeadamente em ecossistemas do Planalto Mirandês (*e.g.* rio Angueira) e noutras massas de água da bacia hidrográfica do rio Sabor (*e.g.* Rio Maçãs).

1.3. Objectivos e Estrutura da Dissertação

Este trabalho pretendeu contribuir para actualizar o conhecimento acerca da dispersão e potenciais impactos nos ecossistemas aquáticos de duas espécies de crustáceos decápodes exóticos com carácter invasor, caso do lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*) e do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*), presentes na bacia hidrográfica do rio Sabor. Foi ainda estudado o comportamento destas espécies, ao nível de interações competitivas, e apresentadas algumas medidas de contenção que se afigurem essenciais, por exemplo, em habitats prioritários em termos de conservação da fauna e flora autóctone. Constituíram objectivos específicos deste estudo:

1. **Avaliar a dispersão de *P. clarkii* e *P. leniusculus*** e definir algumas medidas a ter em conta num **Plano de Contenção e Erradicação** destas espécies na bacia do rio Sabor;
2. Usar a informação existente para **definição de um SIG e modelação da dispersão** das espécies;
3. Contribuir para um conhecimento mais aprofundado do **comportamento das espécies exóticas em ambientes simpátricos**, mediante a realização de um estudo laboratorial com recurso à PIT-telemetria e observação visual;
4. **Determinar potenciais alterações nos ecossistemas lóticos** (i.e. rios Angueira, Maçãs e Sabor), decorrentes da alteração na integridade ecológica previamente existente, mediante o estudo da qualidade da água e das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e de peixes;

A dissertação está estruturada em 5 capítulos, o primeiro dos quais (capítulo 1) corresponde à introdução do estudo realizado, com a definição dos objectivos e uma caracterização sumária acerca da problemática, em termos ambientais, da introdução e invasão de espécies, nomeadamente de lagostins de água doce, presentes na bacia hidrográfica do rio Sabor. Os três capítulos seguintes (capítulos 2 a 4) são apresentados sob a forma de artigos científicos, tendo a seguinte designação:

CAPÍTULO 2: Dispersão de duas espécies de lagostins exóticas (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*) na bacia do rio Sabor: Alterações no funcionamento dos ecossistemas e definição de medidas de contenção e erradicação de espécies invasoras

CAPÍTULO 3: Desenvolvimento de um modelo conceptual da dispersão das espécies exóticas de Lagostins *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*.

CAPÍTULO 4: Interação entre duas espécies de lagostins exóticos (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*): Estudo experimental baseado em PIT-Telemetria

No capítulo 5 é feita a conclusão do estudo, baseada nos vários estudos parcelares e apresentados separadamente nos capítulos 2, 3 e 4.

BIBLIOGRAFIA

- ACKEFORS, H. 1999. The positive effects of established crayfish. Pages 49–61 in F. Gherardi and D. M. Holdich, editors. Crayfish in Europe as alien species: How to make the best of a bad situation? A. A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- ANGELER, D. G., Sanchez-Carrillo, S., Garcia, G. and Alvarez-Cobelas, M. 2001. The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia* 464, 9–98.
- BERNARDO, J. M. and Ilheu, M. 1994. Red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) contribution to material cycling. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung Limnologie* 25, 2447–2449.
- BLAKE, M. A. 1995. The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshwater Biology* 33, 233–244.
- CABRAL, M.J. (Coord.), Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T.R., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. & Santos-Reis (eds.) 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 660 pp.
- CAROL J., Benejam L., Pou Q., Zamora L. & Garcia-Berthou E. 2003. Primera citació de brema blanca (*Abramis bjoerkna*) a Catalunya i noves introduccions de peixos exòtics (*Alburnus alburnus*, *Sander lucioperca* i *Silurus glanis*) en diverses conques catalnes. *Bulletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, 71: 135-136.
- CRANDALL, K. A. 2002. Crayfish as model organisms. *Freshwater Crayfish* 13, 3–10.
- CRUZ, M. J. and Rebelo, R. 2005. Vulnerability of Southwest Iberian amphibians to an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*. *Amphibia-Reptilia* 26, 293–304.
- DIRECTIVA 2000/60/CE DO PARLAMENTO EUROPEU e do CONSELHO, 23 de Outubro de 2000.*
- ELVEY, W., Chilcott, S.J and Sanger, A.C. 1996. The distribution and potential ecological impact of the introduced Yabby, *Cherax destructor* Clark 1936, in Tasmania. Inland Fisheries Commission. Report prepared for the Australian Nature Conservation Agency Feral Pests Program. Project Number FPP 71.
- EWEL, J. J., O'Dowd, D. J., Bergelson, J., Daehler, C. C., D'Antonio, C. M., Gomez, D., Gordon, D. R., Hobbs, R. J., Holt, A., Hopper, K. R., Hughes, C. E., Lahart, M., Leakey, R. R. B., Lee, W. G., Loope, L.L., Lorence, D. H., Louda, S. M., Lugo, A. E., Mcevoy, P.B.,

- Richardson, D. M., and Vitousek, P.M.. 1999. Deliberate introductions of species: research needs. *BioScience* 49, 619–630.
- GEIGER, W., Alcorlo, P., Baltana s, A. and Montes, C. 2005. Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasions* 7, 49–73.
- GHERARDI, F. 2002. Behavior. Pages 258–290 in D.M. Holdich, editor. *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- GHERARDI, F. 2007. *Biological Invaders in inland waters: profiles, distribution and threats*. Springer. 733 pp.
- HOBBS, H. H., Jass, J. P., and Huner, J.V., 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56, 299–316.
- HOBBS, H.H. III. 1991. Adaptations and convergence in North American crayfishes. *Freshwater Crayfish* 2, 541–549.
- HOLDICH, D. M. 1999. The negative effects of established crayfish introductions. Pages 31–61 in F. Gherardi and D. M. Holdich, editors. *Crayfish in Europe as alien species: How to make the best of a bad situation?* A. A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- KOLAR, C. S. and Lodge, D.M.. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 199–204.
- LIGHT, T. 2005. Behaviour effects of invaders: alien crayfish and native sculpin in a California stream. *Biological Invasions* 7, 353–367.
- LODGE, D. M., Taylor, C.A., Holdich, D. M. and Skurdal, J. 2000a. Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity. *Fisheries* 25, 7–20.
- LOVEI, G. L. 1997. Global change through invasion. *Nature (London)* 388, 627–628.
- MACK, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., and Bazzaz, F.A.. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10, 689–710.
- MCKINNEY, M. L. and Lockwood, J.L.. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 450–453.
- MOYLE, P. B. and Light, T. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78, 149–161.
- MOYLE P.B. & Marchetti T. 2006. Predicting invasion success: freshwater fishes in California as a model. *Bioscience* 56: 515-524.

- NYSTROM, P. 2002. Ecology. Pages 192–235 in D. M. Holdich, editor. *Biology of freshwater crayfish*. Blackwell, Oxford, UK.
- NYSTROM, P. and Strand, J. A. 1996. Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 36, 673–682.
- NYSTROM, P., Svensson, O., Lardner, B., Bronmark, C and Graneli, W. 2001. The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology* 82, 1023–1039.
- PARKER, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E. and Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1, 3–19.
- PIMENTEL, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, L., Aquino, T. and Tsomondo, T.. 2002. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. Pages 307–329 in D. Pimentel, editor. *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- RAHEL, F. J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288, 854–856.
- RAHEL, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 291-315.
- RICCIARDI, A., Neves, R. J., and Rasmussen, J.B.. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology* 67, 613–619.
- RODRIGUEZ C.F., Bécares E., Fernández-Aláez M. & Fernández-Aláez C. 2005. Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions* 7: 75-85.
- SAKAI, A. K., Allendorf, F.W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.C, Ellstrand, N. C., McCauley, D. E., O'Neil, P., Parker, I.M., Thompson, J. N., and Weller S. G. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 305–332.
- SALA, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J., Berlow, J., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leeman, R. S., Lodge, D.M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B.H., Walker, M. and

Wall, D. H.. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.

SLATER, F. M. and Rayner, G. 1993. *Austropotamobius pallipes* in otter diet in the mid-Wye catchment of central Wales. *Freshwater Crayfish* 9, 365–367.

WHITLEDGE, G. W. and Rabeni, C. F.. 1997. Energy sources and ecological role of crayfishes in an Ozark stream: insights from stable isotopes and gut analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 2555–2563.

CAPÍTULO 2: DISPERSÃO DE DUAS ESPÉCIES DE LAGOSTINS EXÓTICAS (*Pacifastacus leniusculus* E *Procambarus clarkii*) NA BACIA DO RIO SABOR: ALTERAÇÕES NO FUNCIONAMENTO DOS ECOSSISTEMAS E DEFINIÇÃO DE MEDIDAS DE CONTENÇÃO E ERRADICAÇÃO DE ESPÉCIES INVASORAS

RESUMO

Na bacia hidrográfica do rio Sabor estão referenciadas duas espécies de decápodes exóticos, originários da América do Norte. Entre elas, o lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*), introduzida nos anos 70, tem já uma dispersão generalizada em Portugal. Mais recentemente, em 1994, foi introduzida na bacia do rio Maçãs (em território espanhol) uma outra espécie exótica, o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*). Estas espécies têm demonstrado um forte carácter invasor e uma plasticidade ecológica notável, conforme foi detectado no presente estudo realizado na bacia do rio Sabor, na primavera/verão de 2009 e 2010. A monitorização das populações destes dois crustáceos nos rios Angueira, Maçãs e Sabor permitiu confirmar: 1) a capacidade de dispersão que *P. clarkii*, uma espécie sub-tropical, tem demonstrado em colonizar zonas situadas a montante, com águas mais frias e correntes, típicas de troços lóticos situados na cabeceira de rios; 2) a adaptação e expansão de *P. leniusculus*, que atingiu densidades apreciáveis em vários troços do rio Maçãs. Ambas as espécies coexistem em troços dos rios Maçãs e Angueira, apesar das diferenças substanciais na sua bio-ecologia. O conhecimento do comportamento das espécies dominantes em ecossistemas selvagens é fundamental para definir planos de contenção e/ou erradicação de espécies invasoras. Por outro lado, os quantitativos elevados de ambas as populações de decápodes exóticos associados a alterações nas condições ambientais destes rios (e.g. poluição, regularização, degradação da cortina ripária, sedimentação) poderão afectar endemismos ibéricos, como sejam as populações de boga (*Pseudochondrostoma duriense*), bordalo (*Squalius alburnoides*) e escalo (*Squalius carolitertii*). Foram ainda detetadas diferenças significativas na estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados, nomeadamente com a redução nos taxa pertencentes às ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera.

Palavras-chave: dispersão, espécies exóticas, lagostins, *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*

ABSTRACT

Two exotic crustacean species, from North America, are reported in the Sabor basin. The red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*), introduced during 70 decade, has already a generalized dispersion in Portugal. Recently, in 1994, it was introduced another exotic species, the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). These species showed a notable invasive character, as detected in the present study made in the Sabor basin, during spring/summer seasons of 2009 and 2010. These two populations were monitored in the Angueira, Maçãs and Sabor rivers and allowed confirm: 1) the dispersion ability of *P. clarkii*, a sub-tropical species, capable to colonize the upperstream zones, with cold and current waters, typically found in the lotic systems; 2) the adaptation and expansion of *P. leniusculus*, which reached high densities in river Maçãs. Both species coexist in several reaches of Angueira and Maçãs, despite of substantial differences in their bio-ecology. The knowledge of the behavior of invasive species of these wild ecosystems is essential in the definition of contention and/or eradication plans. On the other hand, the higher densities of exotic crayfish linked to several disturbances in the environmental conditions of these rivers (e.g. pollution, regulation, riparian degradation, sedimentation) are factors that can affect endemic fish species, like northern nase (*Pseudochondrostoma duriense*), calandino (*Squalius alburnoides*) and chub (*Squalius caroliterti*). It were also detected significant differences in the structure and composition of macroinvertebrate communities, namely in the reduction of *taxa* belonged to Ephemeroptera, Trichoptera and Plecoptera order insects.

Keywords: dispersal, exotic species, crayfish, *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*

2.1- INTRODUÇÃO

A introdução accidental ou deliberada de espécies exóticas é uma das principais causas de perda da biodiversidade nos ecossistemas aquáticos. Os impactos ambientais podem ser irreversíveis como resultado de modificações profundas na estrutura das comunidades e funções por si desempenhadas (Lodge *et al.*, 2000). A labilidade ecológica demonstrada por muitas espécies exóticas permite-lhes assumir um carácter invasor responsável pela ocupação de nichos dominantes, mais perceptível em ecossistemas alterados, como seja pela artificialização dos habitats ribeirinhos, construção de barragens e subsequente criação de albufeiras, alteração de leitos e margens e fenómenos de poluição e eutrofização. Por tal motivo, a expansão de espécies não indígenas invasoras (NIS) acarreta inevitavelmente um conjunto de problemas nos ecossistemas terrestres e aquáticos de índole ecológica, económica e de conservação de espécies autóctones ameaçadas e as preocupações ambientais são partilhadas, entre outros por gestores, investigadores e conservacionistas (Kolar e Lodge, 2001; Cox, 2004).

O artigo 1º do Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de Dezembro, alterado pela Declaração de Rectificação n.º 4-E/2000, de 31 de Janeiro e parcialmente revogado pelo Decreto-Lei n.º 205/2003, de 12 de Setembro, regula a introdução de espécies não indígenas (exóticas) em Portugal continental. Uma espécie é considerada invasora quando “*é susceptível de, por si própria, ocupar o território de uma forma excessiva, em área ou em número de indivíduos, provocando uma modificação significativa nos ecossistemas*”. Em Portugal, em termos dos ecossistemas aquáticos, estima-se que cerca de 25% do número de espécies piscícolas são exóticas¹. Por exemplo, na bacia hidrográfica do rio Douro existem muitas espécies consideradas exóticas e invasoras que, em alguns ecossistemas são mesmo muito abundantes (Quadro 2.1). Estas espécies partilham pelo menos uma das seguintes características:

- Ocupam habitats lênticos (e.g. albufeiras) ou troços lóticos com pouca corrente, *i.e.* adaptam-se às condições ambientais tipicamente presentes em albufeiras.
- Algumas espécies são altamente tolerantes às condições severas do meio aquático degradado (presença de contaminantes, baixos níveis de oxigénio dissolvido, elevadas temperaturas) permitindo a sua permanência em locais onde proliferavam espécies nativas.
- São omnívoras, *i.e.* são capazes de se alimentar a partir de várias fontes de alimento disponível no meio aquático.

¹ <http://naturlink.sapo.pt/print.aspx?menuid=4&cid=14060&viewall=true&print=true>

Quadro 2.1- Espécies exóticas invasoras encontradas na Bacia de Douro.

| Nome comum | Nome específico | Possível origem / "justificação" da espécie invasora | Preferência do habitat /grupo trófico |
|--------------------------------|---------------------------------|--|---|
| Lagostim-vermelho da Louisiana | <i>Procambarus clarkii</i> | Consumo humano | Elevada capacidade reprodutora e de crescimento, elevada resistência e taxa de sobrevivência (tolera baixos níveis de oxigénio, altas temperaturas e águas salobres). Omnívoro. |
| Lagostim-sinal | <i>Pacifastacus leniusculus</i> | Consumo humano | Elevada capacidade reprodutora e de crescimento, elevada resistência e taxa de sobrevivência. Mais adaptada a águas frias. Omnívoro. |
| Ameijôa Asiática | <i>Corbicula fluminea</i> | Acidental | Habitats lênticos e lóticos de corrente fraca |
| Achigã | <i>Micropterus salmoides</i> | Pesca desportiva | Habitats lênticos (albufeiras de barragens). Piscívoro. |
| Carpa | <i>Cyprinus carpio</i> | Consumo humano | Habitats lênticos (albufeiras de barragens). Omnívoro. |
| Peixe-mosquito | <i>Gambusia holbrooki</i> | Consumo de larvas de mosquito (vectores de malária) | Troços de <i>facies</i> lêntica, com grandes densidades de macrófitos aquáticos, muito resistente a temperaturas altas e níveis consideráveis de poluição. Insectívoro. |
| Góbio | <i>Gobio lozanoi</i> | Fuga/libertação de piscicultura | Troços lóticos de corrente fraca com substrato de granulometria fina. Insectívoro (bentónico) |
| Lúcio | <i>Esox lucius</i> | Pesca desportiva | Habitats lênticos e lóticos de corrente fraca com a presença de macrófitas, altamente territorial. Piscívoro. |
| Lucioperca | <i>Sander lucioperca</i> | Pesca desportiva | Habitats lênticos e lóticos de corrente fraca com alguma profundidade. Piscívoro. |
| Peixe-gato | <i>Ictalurus punctatus</i> | Pesca desportiva | Habitats lênticos e lóticos (fraca corrente) com a presença de macrófitos. Omnívoro. |
| Perca-sol | <i>Lepomis gibbosus</i> | Peixe ornamental | Habitats lênticos e lóticos de corrente fraca com a presença de macrófitas. Insectívoro. |
| Peixe-gato negro | <i>Ameirus melas</i> | Pesca desportiva | Habitats lênticos e lóticos de corrente fraca, resistente à contaminação e baixos níveis de oxigénio dissolvido. Bentónico, omnívoro. |
| Pimpão | <i>Carassius auratus</i> | Peixe ornamental | Habitats lênticos, muito resistente à contaminação e baixos níveis de oxigénio dissolvido. Omnívoro. |

As principais vias de introdução das espécies alienígenas são apresentadas no Quadro 2.2.

Quadro 2.2- Vias de introdução das espécies invasoras.

| Via de introdução de espécies invasoras | Observações |
|---|---|
| Água de Lastro | O impacto de espécies invasoras em comunidades das águas interiores pode estar directamente relacionado com o movimento de navios/barcos na bacia do Douro. |
| Cascos de barcos, artes de pesca e outros percursos de lazer: equipamentos e material de mergulho | Propagação de espécies invasoras nas massas de água através de equipamentos não lavados. |
| Fugas – aquacultura | <i>P. clarkii</i> é também um exemplo duma espécie não-nativa introduzida para fins de aquacultura. |
| Introdução intencional | A introdução de espécies não indígenas (NIS) em ecossistemas pode ser intencional e resultar por exemplo do interesse para a pesca desportiva, aquacultura, etc. |
| Libertação de espécies de aquário | Escapes ou libertação intencional de animais indesejados, caso da perca sol – <i>Lepomis gibbosus</i> . |
| Alimento vivo | A importação de animais vivos para alimentos exóticos e sua libertação pode resultar em custos significativos de controlo. Por exemplo, o alburno (<i>Alburnus alburnus</i>) está a espalhar-se em Portugal, como uma fonte de alimento de peixes piscívoros. |
| Transferência entre bacias | O Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (EFMA) apresenta uma ameaça potencial à integridade das populações de íctiofauna devido à transferência de água da bacia hidrográfica do rio Guadiana para a bacia hidrográfica do rio Sado. |
| Lançamento como isco | O isco não utilizado e descartado constitui uma via de introdução de espécies não nativas em novos ecossistemas. As espécies <i>P. clarkii</i> e <i>Lepomis gibbosus</i> são utilizadas como isco, sendo um vector da propagação destas espécies invasoras. |
| Libertação ilegal | A libertação ilegal continua apesar de medidas legislativas de proibição da libertação de determinadas espécies. Muitas destas libertações ilegais estão relacionadas com a pesca desportiva. |
| Introdução via controlo biológico | O peixe mosquito (<i>Gambusia holbrooki</i>) é uma espécie invasora, introduzida para eliminar os mosquitos vectores da malária. Idealmente, um programa de controlo biológico duma espécie invasora deve contemplar a introdução de uma segunda espécie nativa para a controlar. O programa deve resultar na redução da abundância de ambas as espécies. |

2.1.1. INTRODUÇÃO DE LAGOSTINS DE ÁGUA DOCE

Os lagostins de água doce são espécies que usualmente têm taxas elevadas de colonização e estabelecimento nos ecossistemas aquáticos. Em muitas zonas ocorre ainda uma competição intensa em termos tróficos e territoriais, como demonstram comportamentos altamente agressivos ao nível do microhabitat (Bernardo *et al.*, 2011). Muitas espécies de lagostins têm vindo a ganhar, à escala mundial, um carácter invasor, quando introduzidas em novos habitats, representando uma ameaça para as espécies

nativas presentes. Paralelamente, estão bem documentados variadíssimos casos onde estas espécies (*i.e.* lagostins exóticos) funcionam como vectores de doenças que têm conduzido à regressão e mesmo extinção de muitas populações de lagostins autóctones. A diminuição das populações de lagostins na Europa, foi exactamente uma das causas que levou à introdução de espécies não indígenas, a fim de substituir o desaparecimento das populações autóctones (Bernardo *et al.*, 2011). É o caso do lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e do lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*). O *P. leniusculus* está mais difundido norte da Europa, visto preferir águas mais frias, enquanto a espécie *P. clarkii* tende a possuir densidades superiores no sul da Europa. Ambas são consideradas duas das três espécies de lagostins mais invasoras do globo (Hobbs *et al.*, 1989).

O Lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*)

O lagostim-vermelho da Louisiana é uma espécie originária da América do Norte, e foi introduzida na Europa para fins comerciais (consumo Humano) (Holdich & Gydemo, 1999). Está na lista das 100 espécies com maior capacidade de invasão na Europa (DAISIE, 2010). Em Portugal foi introduzido pela primeira vez na década de 90, devido ao transporte de exemplares por pescadores (para consumo e utilização como isco) e, provavelmente, também devido a factores naturais, como a dispersão na rede hídrica a partir de Espanha, onde foi introduzida em 1973, através da importação para fins de aquacultura (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999).



FIGURA 2.1. EXEMPLAR ADULTO DO LAGOSTIM VERMELHO DA LOUISIANA

Actualmente, esta espécie está presente em todas as grandes bacias hidrográficas de Portugal, com maior expressão nas bacias do rio Guadiana e do rio Sado. A sua densidade decresce para norte, onde existe uma temperatura mais baixa e maior precipitação e escoamento nos cursos de água. Estudos recentes de monitorização de populações de crustáceos decápodes no Nordeste Transmontano, efectuados entre 2000 a 2009, contemplaram a realização de inventários anuais em diversos locais situados ao longo do rio Maçãs e mostraram que *P. clarkii* tem, contudo, tendência a expandir-se para montante e capacidade para colonizar águas de aptidão salmonícola (Teixeira *et al.*, 2010).

O lagostim-vermelho da Louisiana ocupa uma variedade de habitats (pântanos, rios, albufeiras, sistemas de irrigação, campos de arroz, habitats salobres), fruto da elevada plasticidade ecológica e do seu ciclo de vida rápido. É altamente tolerante a doenças e a condições ambientais extremas (ocupa zonas húmidas e aquáticas, suporta águas poluídas, baixos níveis de oxigénio e temperaturas extremas). É uma espécie politrófica, *i.e.* tem um nicho trófico bastante alargado. Pode ter um impacto notável na cadeia alimentar, como comprovam estudos que destacam a diminuição na abundância e diversidade faunística de macroinvertebrados pela acção de *P. clarkii*. Possui ainda um crescimento rápido e taxas de fecundidade elevadas. Uma vez estabelecido, as populações de *P. clarkii* desencadeiam impactos negativos nas comunidades florísticas e faunísticas autóctones. Por exemplo, pode provocar a regressão e mesmo extinção de muitas comunidades nativas de lagostim (*e.g.* *Austropotamobius pallipes*) por competição interespecífica e transmissão da doença proveniente do fungo *Aphanomyces astaci*. A predação de alevins e ovos de peixes, pode também trazer modificações profundas nos ecossistemas. Por outro lado, está referenciada a instabilidade das margens com consequentes desmoronamentos e alterações hidrológicas devido às galerias escavadas nas margens ribeirinhas, especialmente em troços com elevadas densidades de *P. clarkii*. Em termos económicos são também vultuosos os prejuízos nos sistemas de irrigação e na orizicultura. A diminuição na cobertura vegetal (consumida pelo *P. clarkii*) provoca um aumento de nutrientes na coluna de água com o consequente crescimento do fitoplâncton e algas filamentosas, potenciando um aumento na turbidez do meio aquático e os fenómenos de eutrofização.

O Lagostim-Sinal (*Pacifastacus leniusculus*)

O lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) é uma espécie exótica, endémica do Noroeste dos Estados Unidos da América e do Sudoeste do Canadá. Foi introduzida na Europa, mais propriamente na Suécia e na Finlândia nos anos 60 a partir do qual se expandiu para outras áreas (24 países), incluindo a Península Ibérica. Os machos e as fêmeas da espécie podem

atingir tamanhos notáveis, respectivamente superiores a 16 e 12 cm, de comprimento total. É facilmente identificável pela marca (sinal) mais clara que apresenta nas quelíceras.



FIGURA 2.2. EXEMPLAR ADULTO DO *LAGOSTIM SINAL*.

Esta espécie foi detectada em Portugal em 1997, e surge na sequência de acções de repovoamento originárias de Espanha (rio San Mamed e ribeira Arriba) em afluentes do rio Maçãs. Desde logo, demonstrou uma boa adaptação nas massas hídricas do Nordeste Transmontano tendo sido detectado em 2009, no rio Maçãs, num troço situado entre Campo de Víboras (limite sul de expansão) e S. Julião de Palácios (limite norte de expansão) (Costa *et al.*, 2010). Actualmente existe uma zona de sobreposição de ambas as espécies, *P. clarkii* e *P. leniusculus*, dentro da bacia hidrográfica do rio Sabor que tem justificado o estudo das potenciais interacções estabelecidas (Teixeira *et al.*, 2010).

O Lagostim-de-patas-brancas (*Austropotamobius pallipes*)

As duas espécies de lagostins supramencionadas são as principais responsáveis pelo desaparecimento do lagostim-de-patas-brancas (*Austropotamobius pallipes*), outrora abundante nos rios do Nordeste Transmontano. Este crustáceo decápode, é originário do continente europeu e pertencente à família Astacidae (Teixeira *et al.*, 2010). Possui, entre os macroinvertebrados aquáticos, uma dimensão maior e é tida, em muitos locais onde é autóctone, como uma espécie-chave indicadora do bom estado de integridade ecológica do meio aquático (Holdich, 2003). As populações deste lagostim encontram-se na sua maioria em ribeiros naturais, sujeitos a uma baixa influência humana e com uma elevada integridade ecológica, com abundância de potenciais refúgios, tanto em substratos rígidos, zonas pedregosas, margens argilosas escavadas, como entre troncos imersos, raízes de árvores ou algas e macrófitos aquáticos (Hogger 1988; Foster, 1993). Esta espécie, durante muitos anos, foi considerada como pertencendo à fauna autóctone de Portugal, possuindo inclusive

um estatuto de conservação. No entanto, Trontelj (2005), veio confirmar através de estudos recentes de genética que se trataram de populações originárias do Norte de Itália, a partir do qual passou a ser considerada mais uma espécie introduzida. Neste caso, apesar dos esforços desenvolvidos à data pela Direcção Geral de Florestas de expansão para outros ecossistemas aquáticos, tudo leva a crer estarmos perante a extinção da espécie em Portugal, dado ter sido capturado o último exemplar no longínquo ano de 1991 (Bruxelas *et al.*, 2000).



FIGURA 2.3. EXEMPLAR ADULTO DE *LAGOSTIM DE PATAS-BRANCAS*.

Uma vez estabelecidas, as espécies alienígenas aquáticas são difíceis de erradicar. De modo geral, um programa de erradicação é complexo e oneroso, e quase impossível, por definição, quando prevalecem novas condições ecológicas que não são compatíveis com o ciclo biológico e ecológico das espécies nativas. De facto, a construção de grandes barragens prevista no **Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroeléctrico (PNBEPH)**, como o Aproveitamento Hidroeléctrico do Baixo Sabor, é um exemplo claro da transformação súbita de um ambiente lótico num espaço com características lênticas, que facilita e potencia a dispersão de espécies exóticas. Algum controlo obriga à aplicação de uma gama de medidas para garantir alguma eficácia na redução da espécie-alvo invasora. As medidas de “erradicação” ou de “controlo” (termo mais apropriado) podem ser agrupadas em 5 categorias que descrevem o método de intervenção: (i) legislativo, (ii) físico, (iii) químico, (iv) biológico e (v) mecânico.

Fazem parte dos **objectivos deste estudo** fazer uma avaliação do impacto e risco ambiental associado à presença de espécies exóticas na bacia hidrográfica do Rio Sabor, nomeadamente:

- Avaliar a dispersão de *Procambarus clarkii* e *P. leniusculus* e determinar o “status ecológico” e alterações no funcionamento dos ecossistemas lóticos, mediante o estudo da qualidade da água e das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e de peixes;
- Contribuir com a definição de algumas medidas para a gestão e controlo destas espécies exóticas e invasoras na bacia hidrográfica do rio Sabor.

2.2- MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1- Área de estudo

O estudo da dispersão das duas espécies de lagostins introduzidos, *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*, foi realizado na bacia hidrográfica do rio Sabor, afluente da margem direita do Rio Douro (Figura 2.4). Foram consideradas duas áreas: 1) Área Próxima referente às sub-bacias dos rios Angueira e Maçãs e; 2) Área Alargada, noutros cursos de água da bacia do rio Sabor, dada a possibilidade de, através de mecanismos de dispersão, as espécies poderem circular na rede hídrica, favorecidas pela conectividade fluvial ainda existente entre os ecossistemas lóticos.

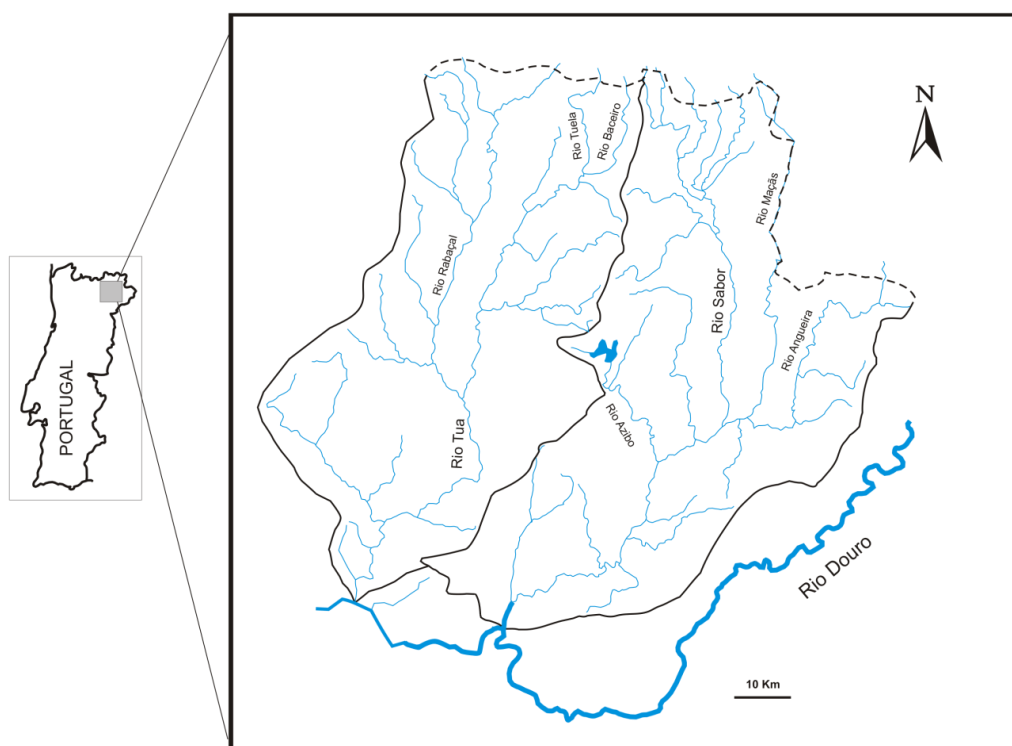


FIGURA 2.4— BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SABOR.

Área Próxima: Rio Angueira

Foram seleccionados vários troços situados ao longo do eixo longitudinal do rio Angueira, desde a fronteira de Portugal, próximo de S. Martinho de Angueira até à proximidade da foz com o rio Maçãs, junto a Algozo (Figuras 2.5 a 2.12). Na bacia hidrográfica do rio Angueira, devido aos caudais de estiagem praticamente nulos nos últimos anos, ocorreram condições adversas para a colonização e estabelecimento dos lagostins contribuindo para a diminuição da possibilidade de detecção das espécies. Por tal motivo, decidiu-se concentrar os esforços de amostragem no Rio Angueira e na Ribeira de Tortulhas.



Figura 2.5. Localização do troço amostrado no rio Angueira – S. Martinho de Angueira (troço mais a montante)



Figura 2.6. Localização do troço amostrado no Rio Angueira – Angueira.

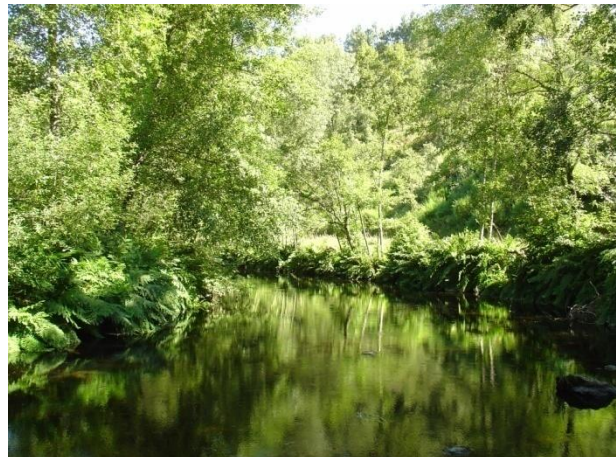


Figura 2.7. Localização do troço amostrado no Rio Angueira – Serapicos.

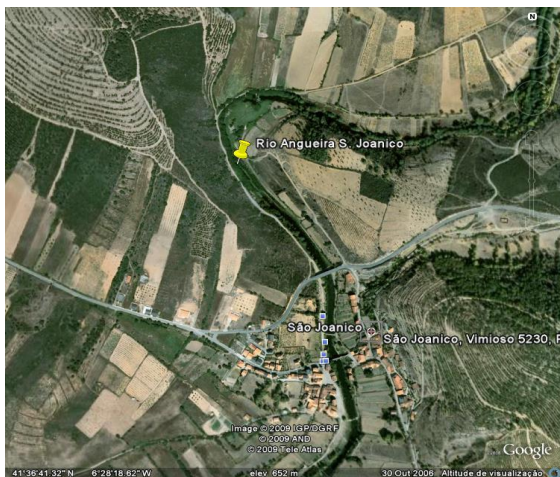


Figura 2.8. Localização do troço amostrado no Rio Angueira – S.Joanico.

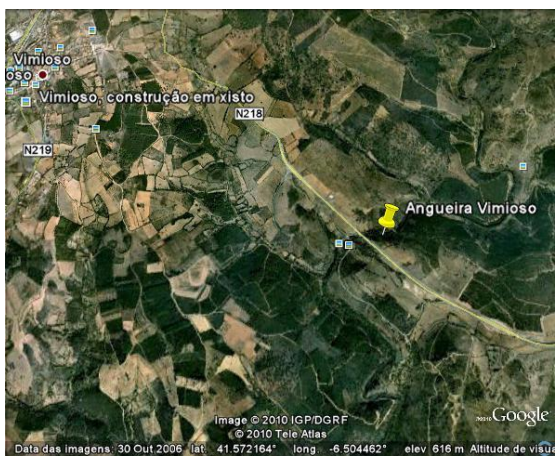


Figura 2.9. Localização do troço amostrado no Rio Angueira – (E.T.A. de Vimioso)

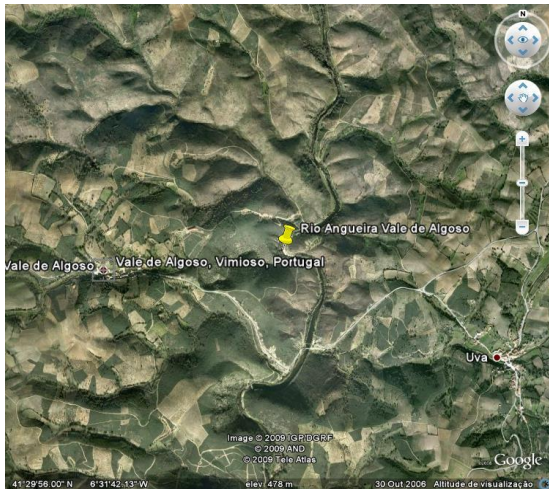


Figura 2.10. Localização do troço amostrado no Rio Angueira – Vale de Algosos.

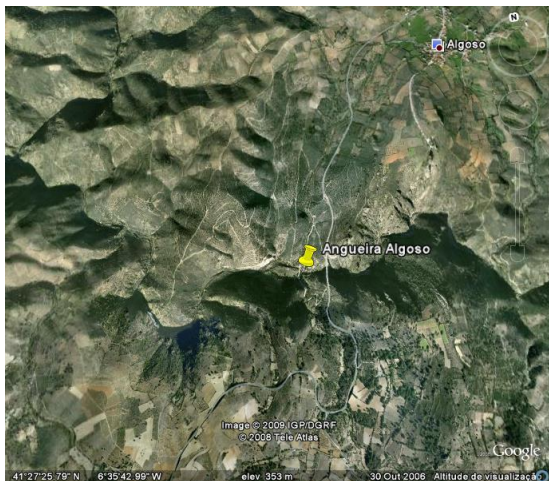


Figura 2.11. Localização do troço amostrado no Rio Angueira, próximo de Algosos.

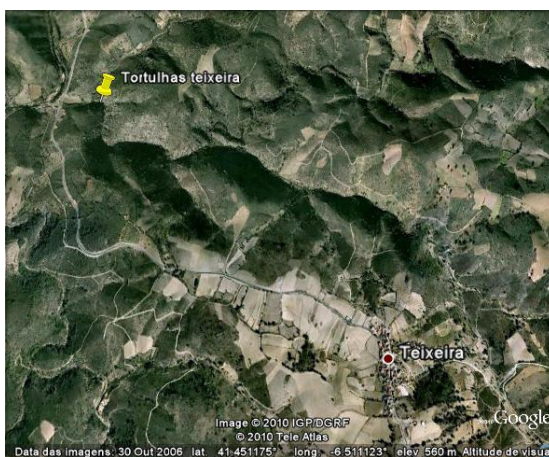


Figura 2.12. Localização do troço amostrado na Ribeira de Tortulhas, próximo de Teixeira.

Área Próxima: Rio Maçãs

No rio Maçãs os locais de amostragem situam-se desde a Petisqueira até à foz com o rio Sabor (Figura 2.13 a 2.21).

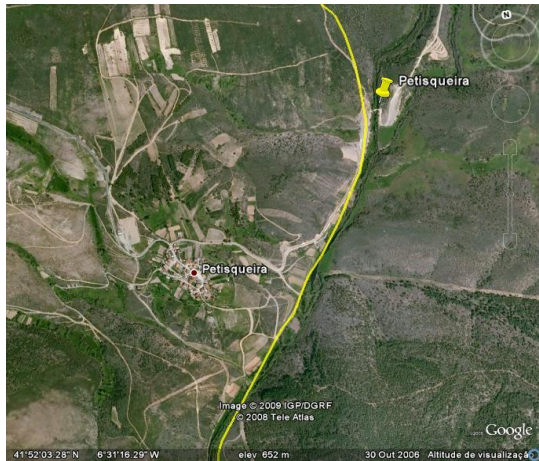


Figura 2.13. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Petisqueira

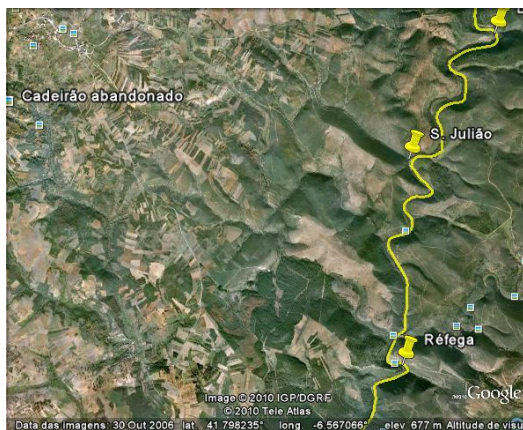


Figura 2.14. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – S. Julião de Palácios

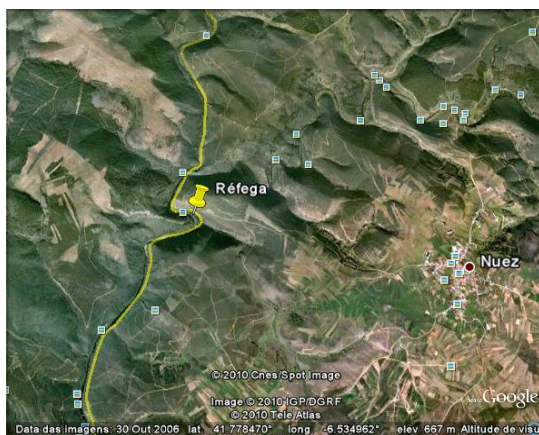


Figura 2.15. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Réfega.

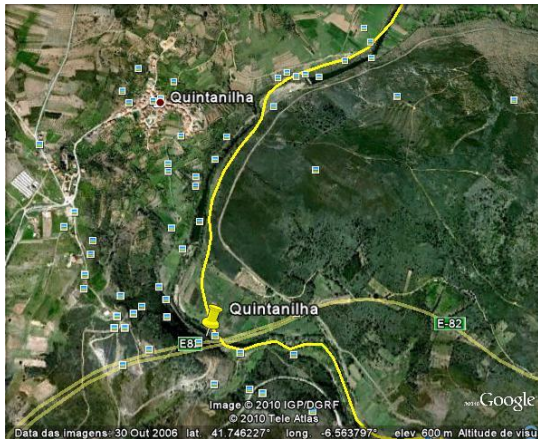


Figura 2.16. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Quintanilha.



Figura 2.17. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Outeiro (E.T.A Vimioso).

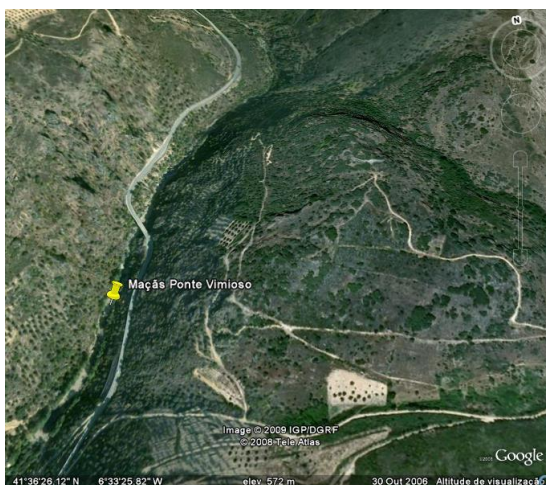


Figura 2.18. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Vimioso (Santa).

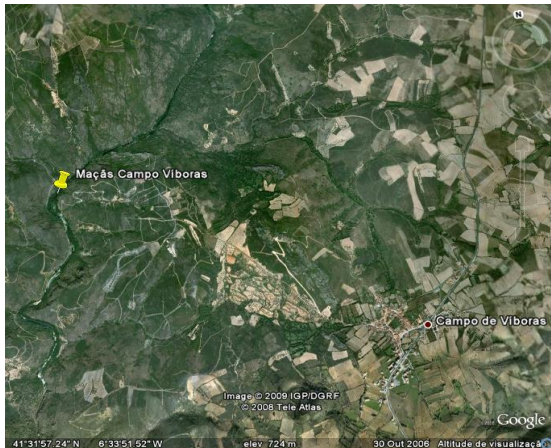


Figura 2.19. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Campo de Víboras.

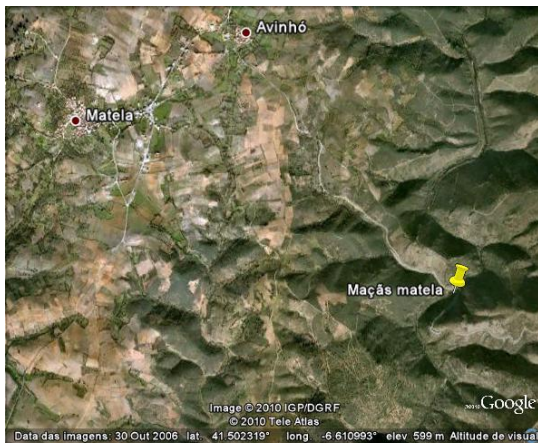


Figura 2.20. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Matela

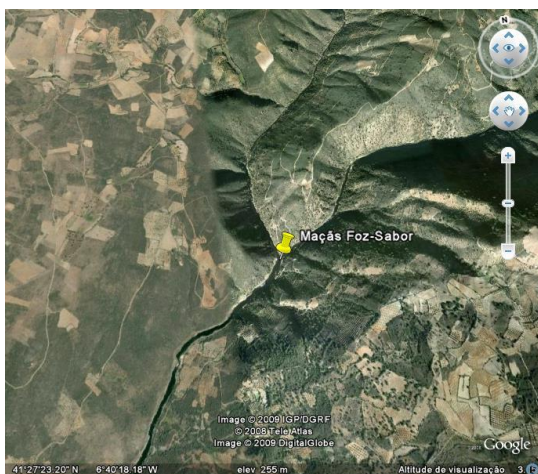


Figura 2.21. Localização do troço amostrado no Rio Maçãs – Foz com o Rio Sabor.

Área Alargada: Rio Sabor

Na bacia hidrográfica do rio Sabor, privilegiou-se a amostragem em diferentes sectores do rio Sabor (6 locais de amostragem) e Ribeira da Vilariça (1 local de amostragem). (Figuras 2.22 a 2.28).

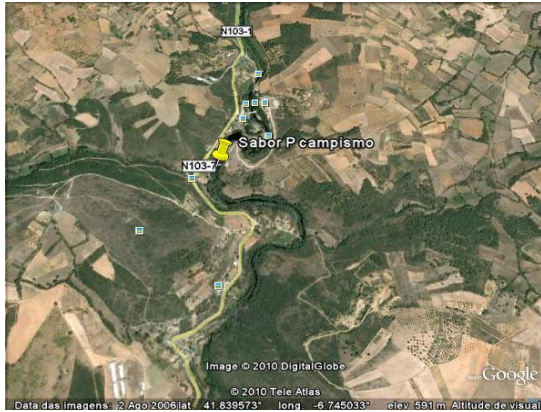


Figura 2.22. Localização do troço amostrado no Rio Sabor – Parque de Campismo de Bragança.

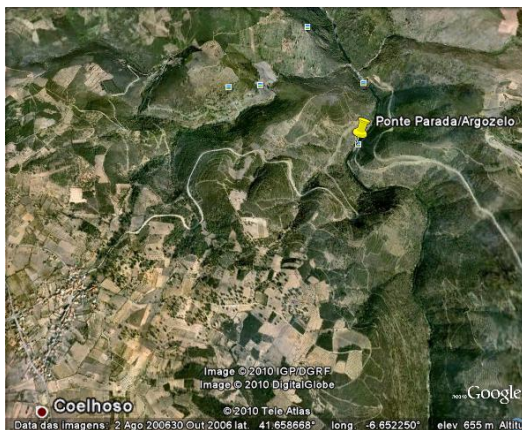


Figura 2.23. Localização do troço amostrado no rio Sabor – Ponte Parada/Argozelo.

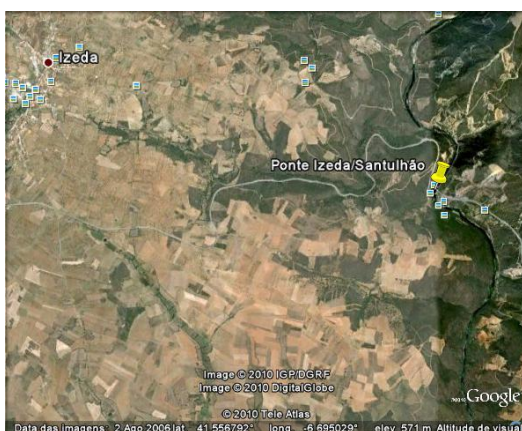


Figura 2.24. Localização do troço amostrado no Rio Sabor – Ponte Izeda/ Santulhão.

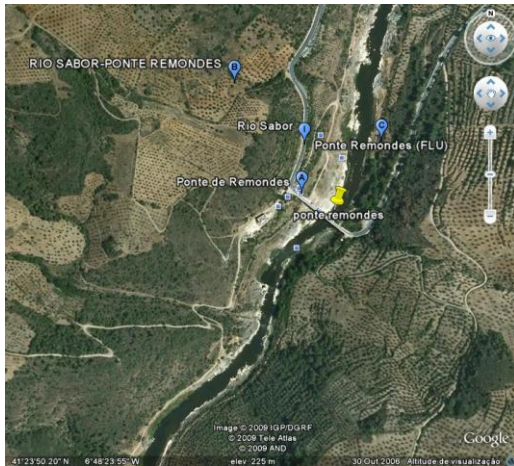


Figura 2.25. Localização do trecho amostrado no Rio Sabor – Ponte de Remondes (Mogadouro).

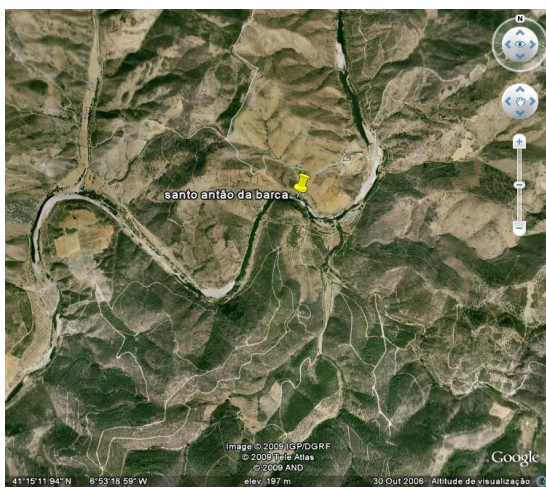


Figura 2.26. Localização do trecho amostrado no Rio Sabor – S. Antão da Barca (Alfandega da Fé).

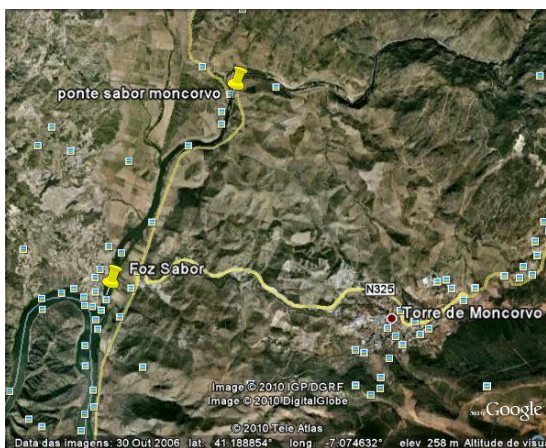


Figura 2.27. Localização do trecho amostrado no rio Sabor – Ponte de Moncorvo (próximo da Foz).

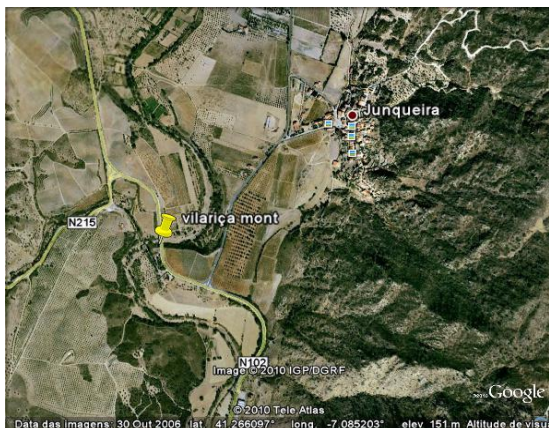


Figura 2.28. Localização do troço amostrado na Ribeira da Vilarica – Ponte (Montante).

2.2.2- METODOLOGIA DE ESTUDO

2.2.2.1- Amostragem das populações de crustáceos decápodes

Para confirmação da presença/ausência das espécies-alvo, *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*, realizou-se uma amostragem no verão de 2010 nos locais anteriormente definidos. Nas operações de captura de lagostins foram usadas as seguintes técnicas de amostragem:

- 1) Covos redondos e rectangulares (rede com malhas de 2 cm e 0,5 cm) iscados com restos de peixes, especificamente usados para os crustáceos decápodes (Figura 2.29). Utilizaram-se dez covos por cada local de amostragem, maioritariamente colocados próximo das margens, onde abundam os refúgios preferidos pelos lagostins. Dado que a actividade dos animais é superior no período crepuscular e nocturno, foi decidido colocar os covos ao fim da tarde e proceder à sua recolha na manhã do dia seguinte.



Figura 2.29. Covos rectangulares e redondos usados na captura de lagostins.

- 2) Outros dos métodos utilizados, foram a pesca eléctrica, efectuada em troços com 100 m de extensão de rio e um esforço de pesca constante (CPUE) de 45 minutos, percorrendo toda a diversidade de habitats existentes em cada local. Nesta amostragem, para além dos lagostins, foram também capturadas as espécies piscícolas presentes, com o intuito de obter informações importantes acerca da composição da comunidade íctica presente nos rios amostrados.
- 3) Adicionalmente, procedeu-se à detecção, recolha selectiva e análise de dejectos de lontra (*Lutra lutra*) (Figura 2.30), um dos principais predadores naturais dos lagostins no meio selvagem, de modo a confirmar a presença do lagostim e importância assumida na dieta deste mamífero.



Figura 2.30. Dejectos de lontra (*Lutra lutra*). Na figura da esquerda observa-se que a dieta é composta por lagostins enquanto que na da direita a dieta é composta por peixe.

Devido às condicionantes climáticas, com ocorrência de queda de neve e de pluviosidade em períodos prolongados de Inverno de 2009 e 2010, o regime hidrológico dos rios Angueira, Sabor e Maçãs registou aumentos substanciais dos caudais que prejudicaram a prospecção e amostragem de crustáceos decápodes nessa época do ano. Por outro lado, sendo os lagostins animais poiquilotérmicos (*i.e.* animais de “sangue frio”; não têm controlo da temperatura interna do seu corpo, assim o seu metabolismo está sempre dependente do meio externo), as suas necessidades metabólicas implicam uma mobilidade maior somente nos períodos mais quentes do ano, ou seja, desde a Primavera até ao final do Verão. Por tal motivo, estudos desta natureza são na maioria dos casos realizados no período da primavera/verão, dada a diminuição de caudais e essencialmente o aumento da temperatura da água para valores superiores a 12-14 °C. Diferentes trabalhos realizados em Portugal e noutros países realçam a forte dependência e eficácia das metodologias relativamente às condições ambientais.

2.2.2.2- Caracterização das comunidades de macroinvertebrados

Foi feito um enquadramento das populações de lagostins na composição faunística de toda comunidade de macroinvertebrados. Para isso, foram realizadas amostragens em diversos locais da **A) Área-Próxima, i.e. A.1) no Rio Angueira**: S. Martinho de Angueira (acrónimo AG1), S. Joanico (AG2), Vimioso (AG3), Vale de Algosó (AG4) e na Ribeira de Tortulhas: Teixeira (T1) e **A.2) no Rio Maçãs**: Petisqueira (M1), Outeiro–E.T.A. (M2), Vimioso-Santa (M3) e **B) Área Alargada**, caso do **B.1) rio Sabor**: P. Campismo (S1), Ponte de Izeda/ Santulhão (S2), Ponte de Remondes (S3), S. Antão da Barca (S4) e Ponte de Moncorvo (S5); e na **B.2) Ribeira da Vilaríça**, Quinta da Terrincha (V1).

Seleccionaram-se troços de 50 metros, representativos dos habitats presentes, de modo a incluir no centro uma unidade de erosão (fluxo turbulento) a partir da qual se amostraram as unidades de sedimentação adjacentes (fluxo laminar). A amostragem dos diferentes habitats foi feita consoante a sua representatividade em função dos tipos identificados (e.g. substratos inorgânicos e orgânicos). As comunidades foram amostradas com recurso a uma rede de mão com malha de 0,5 mm (Figura 2.31).



Figura 2.31. Amostragem das comunidades macrobentónicas com recurso à rede de mão e remoção dos invertebrados fixos às partículas de substrato.

Em cada local de amostragem foram efectuados 6 arrastos de 1 metro de comprimento por 0,25 metros de largura com a rede de mão, distribuídos de forma proporcional pelos habitats existentes. Foram ainda recolhidos invertebrados fixos ao substrato. As amostras foram preservadas em álcool a 70%, triadas e identificados os organismos até ao nível taxonómico de género, mediante o uso de lupas estereoscópicas com zoom de ampliação de 10-132x. A identificação foi feita com base em chaves dicotómicas apropriadas (Tachet *et al.*, 1981; Tachet *et al.*, 2010). Todo o processo de amostragem foi desenvolvido de acordo com o Manual para a Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de Amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos (INAG, 2008a).

Quadro 2.3- Amplitudes de variação consideradas para o índice IBMWP, e seu significado.

| Amplitude | Classe | Significado |
|-----------|--------|----------------------------|
| > 100 | I | Água limpa |
| 61 – 100 | II | Água ligeiramente poluída |
| 36 – 60 | III | Água moderadamente poluída |
| 16 – 35 | IV | Água muito poluída |
| <15 | V | Água fortemente poluída |

Recorreu-se também a uma metodologia comum de avaliação biológica da qualidade da água, baseada na comunidade de macroinvertebrados, através da determinação do índice **IBMWP** (Alba-Tercedor, 2000), que determina cinco classes de qualidade expressas no Quadro 2.3 (anexo II). Foram ainda determinadas outras métricas (H' - Diversidade de Shannon-Weaner, J' - Equitabilidade de Pielou e proporção de EPT- taxa pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e utilizaram-se ferramentas estatísticas, caso da análise multivariada para análise da tipologia das comunidades de invertebrados, com base no uso do package PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006).

2.2.2.3- Caracterização das comunidades piscícolas

Para actualizar o conhecimento da ictiofauna, foram feitas amostragens no verão de 2009, através de pesca eléctrica (Figura 2.32), nos diversos rios da bacia do rio Angueira. Foi usada uma metodologia de acordo com o Manual para a Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de Amostragem e Análise para a Fauna Piscícola (INAG, 2008b).



Figura 2.32. Amostragem da ictiofauna realizada através da pesca eléctrica.

No método de captura recorreu-se a um aparelho portátil de pesca eléctrica, com *output* de corrente contínua (Hans Grassl, EL62II-GI; 400-700V).

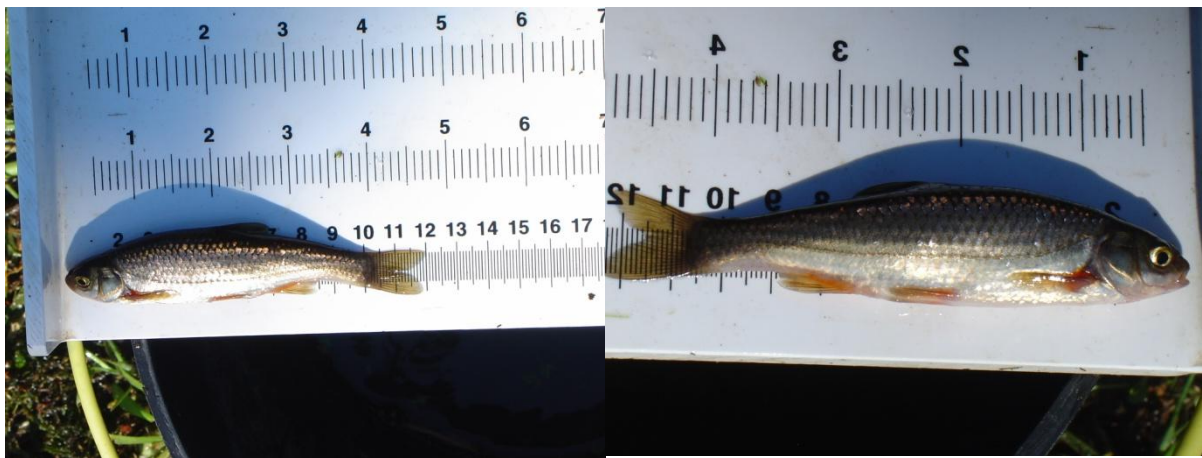


Figura 2.33. Registo de dados biométricos (e.g. tamanho e peso) das populações piscícolas.

Todos os peixes capturados foram identificados, medidos com um íctiometro (precisão de 0,1 cm) e posteriormente devolvidos ao meio aquático (Figura 2.33).

2.2.2.4- Caracterização do meio abiótico: Qualidade da água e do habitat fluvial

Foram ainda recolhidos dados da qualidade da água, fundamentais na análise das condições ambientais existentes na bacia hidrográfica do Rio Sabor.



Figura 2.34- Caracterização abiótica dos locais de amostragem.

Registaram-se, *in situ*, através de métodos potenciométricos, as variáveis físico-químicas do pH, condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (Figura 2.34).

Em cada local de amostragem foram caracterizados elementos do canal e margens com base nas variáveis físicas do habitat e da galeria ripícola. A avaliação dos habitats fluviais foi feita através do recurso aos seguintes índices (anexo I):

- 1) **Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho – QBR** (Munné *et al.* 1998); e
- 2) **Índice de Qualidade do Canal – GQC** (Cortes *et al.*, 1999)

Nos quadros 2.4 e 2.5 estão discriminadas as amplitudes de variação consideradas para cada índice e o seu significado ecológico.

Quadro 2.4- Amplitudes de variação para o índice QBR, e seu significado.

| Amplitude | Classe | Significado em termos de qualidade do troço |
|-----------|--------|---|
| ≥ 95 | I | Cortina ripária sem alterações, estado natural |
| 75 – 90 | II | Cortina ripária ligeiramente perturbada, boa qualidade |
| 55 – 70 | III | Início de uma importante alteração, qualidade aceitável |
| 30 – 50 | IV | Forte alteração, má qualidade |
| 0 – 25 | V | Degradação extrema, péssima qualidade |

Quadro 2.5- Amplitudes de variação para o índice GCQ, e seu significado.

| Amplitude | Classe | Significado em termos de qualidade do troço |
|-----------|--------|---|
| ≥ 31 | I | Canal sem alterações, estado natural |
| 26 – 30 | II | Canal ligeiramente perturbado |
| 20 – 25 | III | Início de uma importante alteração do canal |
| 14 – 19 | IV | Grande alteração do canal |
| 8 – 13 | V | Canal completamente alterado (canalizado, regularizado) |

2.3 – RESULTADOS

2.3.1- Dispersão nas Bacias Hidrográficas dos rios Angueira e Maçãs (Área Próxima)

A distribuição das espécies exóticas na bacia hidrográfica do rio Angueira, nos anos 2009 e 2010, permitiu identificar, com base nos inventários realizados: 1) **populações exclusivas de lagostim-sinal** apenas no local amostrado mais a montante no rio Angueira, situado na proximidade da fronteira com Espanha (local denominado como São Martinho de Angueira), 2) **populações mistas de lagostim-vermelho e lagostim-sinal** em vários locais situados a jusante, incluindo S. Joanico, no local onde ficará instalado o futuro Parque Ibérico de

Natureza e Aventura de Vimioso (PINAV) e ainda 3) **populações exclusivas lagostim-vermelho, no local de Angueira e Vimioso.** Contudo, a ocorrência de lagostim-sinal a jusante e montante destes últimos locais referidos revela que esta espécie já colonizou, na prática, todo o rio Angueira. O registo de densidades inferiores ou nulas de *Pacifastacus leniusculus* em habitats particulares, como os açudes (habitats amostrados nos locais de Angueira e Vimioso) onde a regularização do rio promoveu alterações nas condições ambientais (e.g. menores taxas de O₂ na proximidade da zona bentónica) podem estar associadas a um domínio acentuado de lagostim-vermelho, aparentemente melhor adaptado, fruto da sua maior labilidade ecológica. Paralelamente, poderão ter ainda ocorrido fenómenos de competição e exclusão na proximidade do alimento (covos iscados) que potencialmente tivessem diminuído a probabilidade de captura do lagostim-sinal nas armadilhas usadas. A distribuição das duas espécies de lagostins exóticos na área próxima assim como a respectiva abundância e discriminação por sexo estão apresentadas no Quadro 2.6.

Quadro 2.6 – Súmula do nº total de lagostins, discriminados por sexo, capturados na bacia hidrográfica do rio Angueira através do uso de covos iscados (10), no verão de 2010.

| Local de Amostragem | Coordenadas Geográficas | Lagostim-Sinal | | Lagostim-vermelho | |
|-------------------------|-------------------------------|----------------|------------------------|-------------------|------------------------|
| | | Nº total ind. | Ind/Sexo | Nº total ind. | Ind/Sexo |
| S. Martinho de Angueira | 41°39,171'N 06°20,848'W | 3 | 3 Fêmeas | - | - |
| Angueira | 41°36,980'N 06°24,650'W | - | - | 4 | 3 Fêmeas 1 Macho |
| Serapicos | 41°37,762'N 06°27,259'W | 7 | 4 Fêmeas 3 Machos | 8 | 4 Fêmeas 4 Machos |
| S. Joanico | 41°36,812'N 06°28,373'W | 66 | 33 Fêmeas 33 Machos | 162 | 89 Fêmeas 73 Machos |
| Vimioso (E.T.A.) | 41°34,312'N 06°29,843'W | - | - | 26 | 17 Fêmeas 9 Machos |
| Vale de Algosó | 41°29'55,36"N 6°31'41,53"W | 12 | 4 Fêmeas 8 Machos | 6 | 4 Fêmeas 2 Machos |
| Algosó | 41°27,297'N 6°35,581'W | 2 | 2 Fêmeas | 10 | 4 Fêmeas 6 Machos |
| Tortulhas | 41°27'29,77"N 6°31'24,40"W | 32 | 17 Fêmeas 15 Machos | 37 | 20 Fêmeas 17 Machos |

Comparativamente com dados de 2009 verifica-se uma expansão notável de ambas as espécies. O lagostim-vermelho tem paulatinamente colonizado, a partir da foz do rio Sabor, troços situados a montante, enquanto o lagostim-sinal foi introduzido num troço médio do rio Maçãs, fazendo não só o trajecto descendente até à foz com o rio Sabor, como também o trajecto ascendente, tendo sido já detectado em zonas de cabeceira, na proximidade de Guadramil (Teixeira, com. pessoal). A distribuição de ambas as espécies, feita por tamanho e sexo, está explícita nas Figuras 2.35 a 2.40, para os diferentes locais de amostragem.

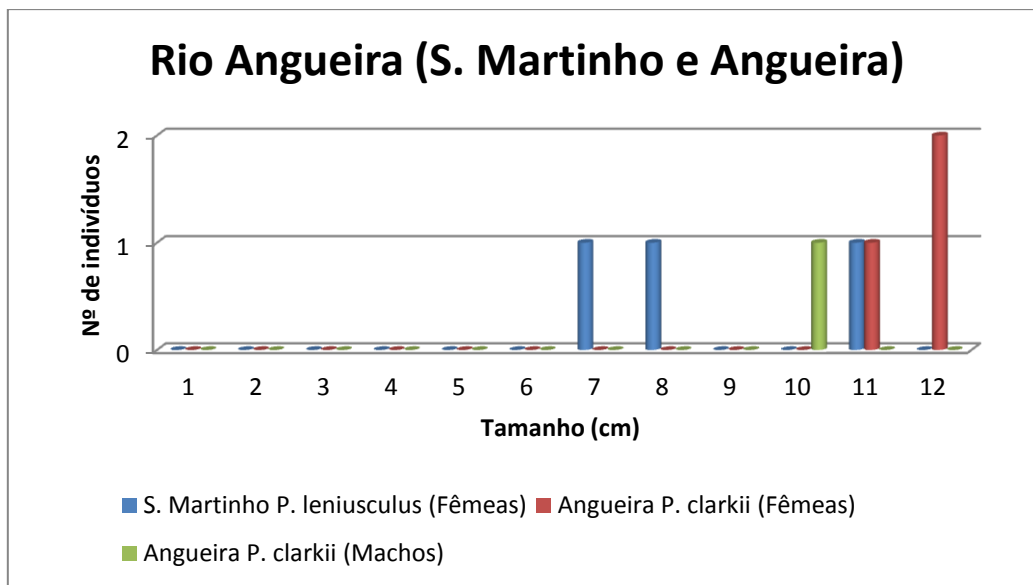


Figura 2.35. Capturas realizadas através de covos iscados (10), discriminadas por tamanhos e sexos para as espécies *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*, amostradas no Rio Angueira, em São Martinho de Angueira e Angueira, verão de 2010.

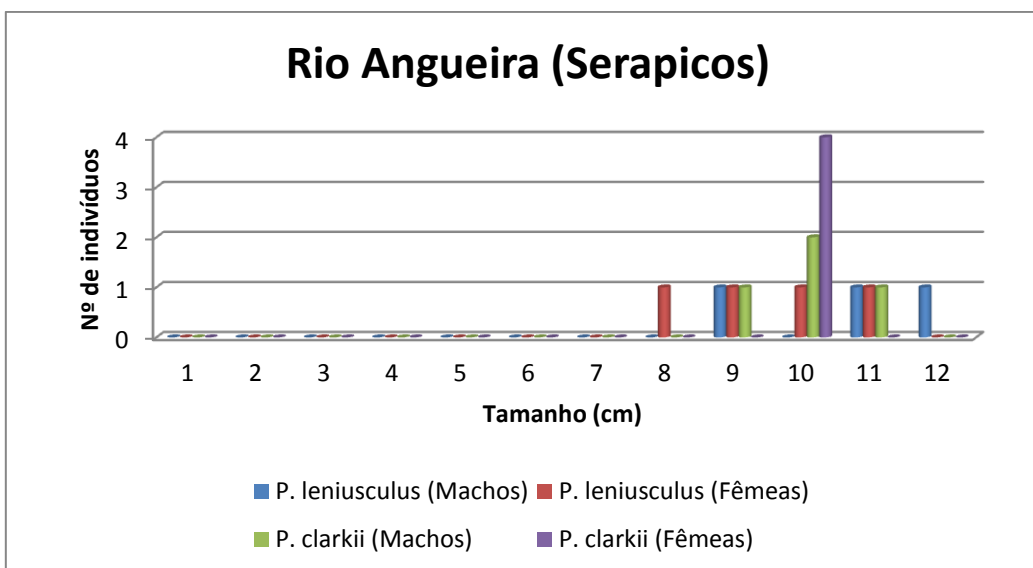


Figura 2.36. Capturas realizadas através de covos iscados (10), discriminadas por tamanhos e sexos para as espécies *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*, amostradas no rio Angueira, em Serapicos, no verão de 2010.

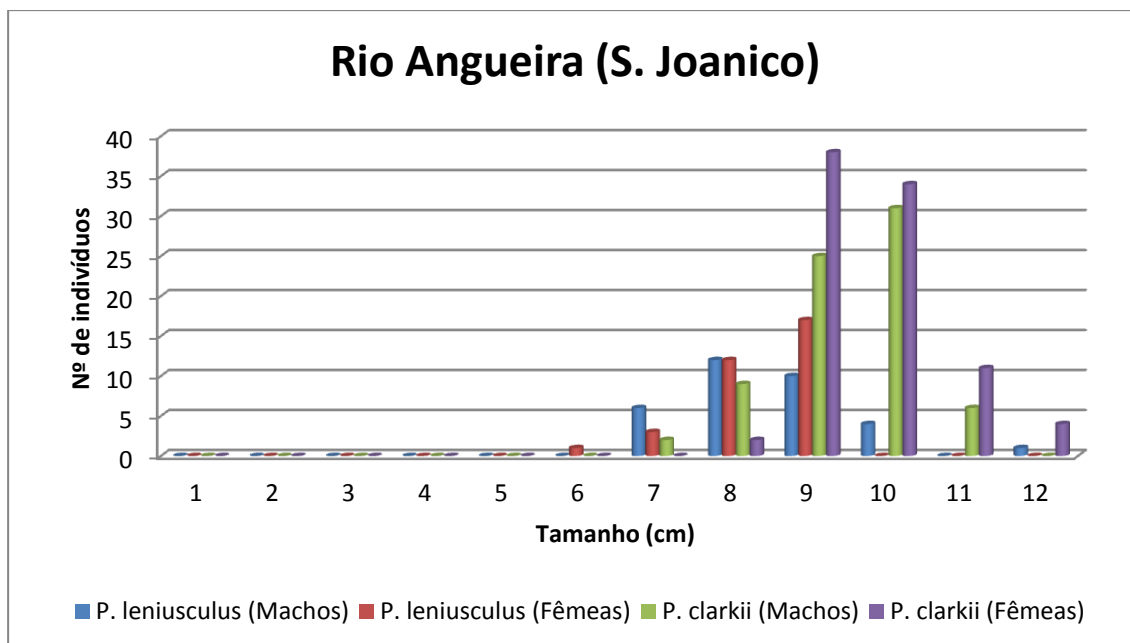


Figura 2.37. Capturas realizadas através de covos iscados (10), discriminadas por tamanhos e sexos para as espécies Lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e Lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*), amostradas no rio Angueira, em S. Joanico, no verão de 2010.

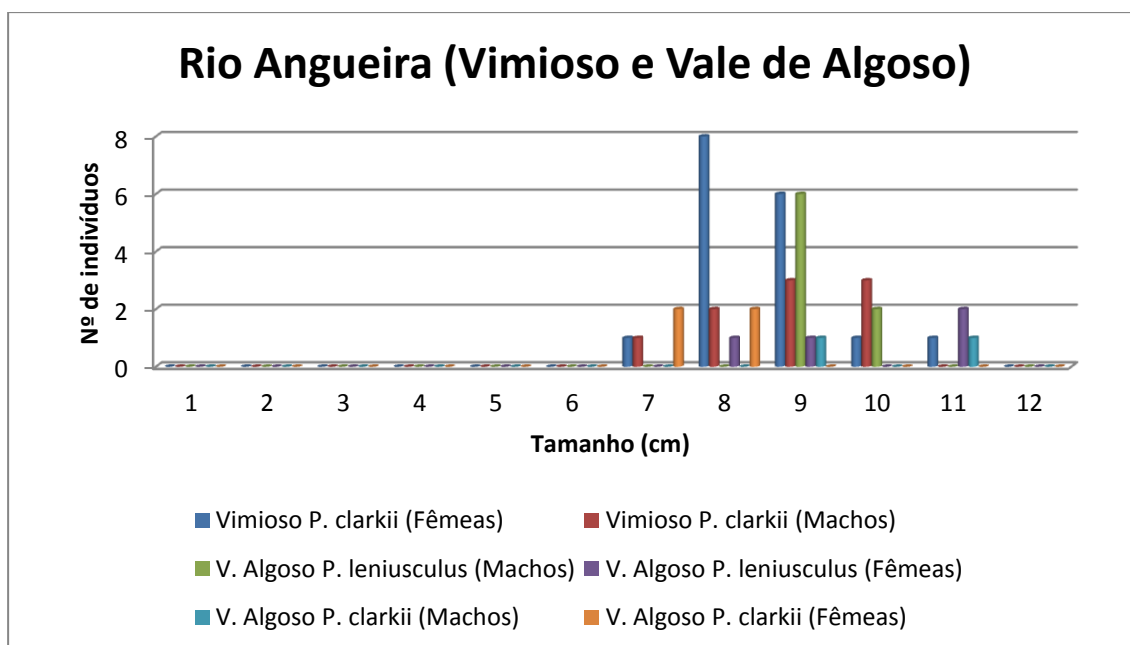


Figura 2.38. Capturas realizadas através de covos iscados (10), discriminadas por tamanhos e sexos para as espécies Lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e Lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*), amostradas no rio Angueira, em Vale de Algos, no verão de 2010.

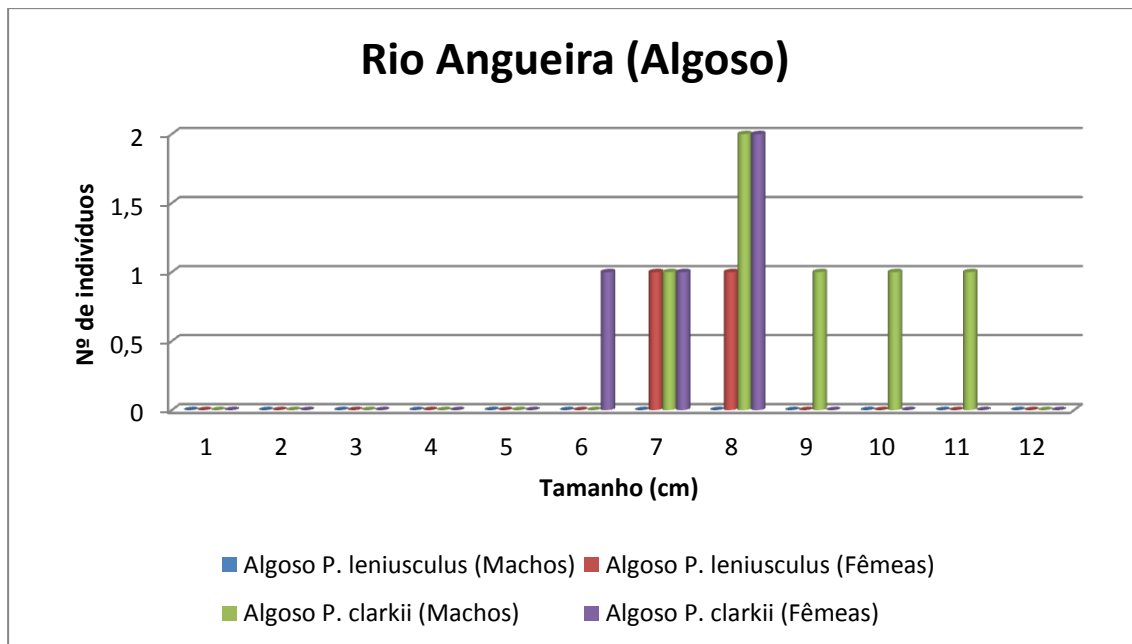


Figura 2.39. Capturas realizadas através de covos iscados (10), discriminadas por tamanhos e sexos para as espécies Lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e Lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*), amostradas no rio Angueira, em Algozo, no verão de 2010.

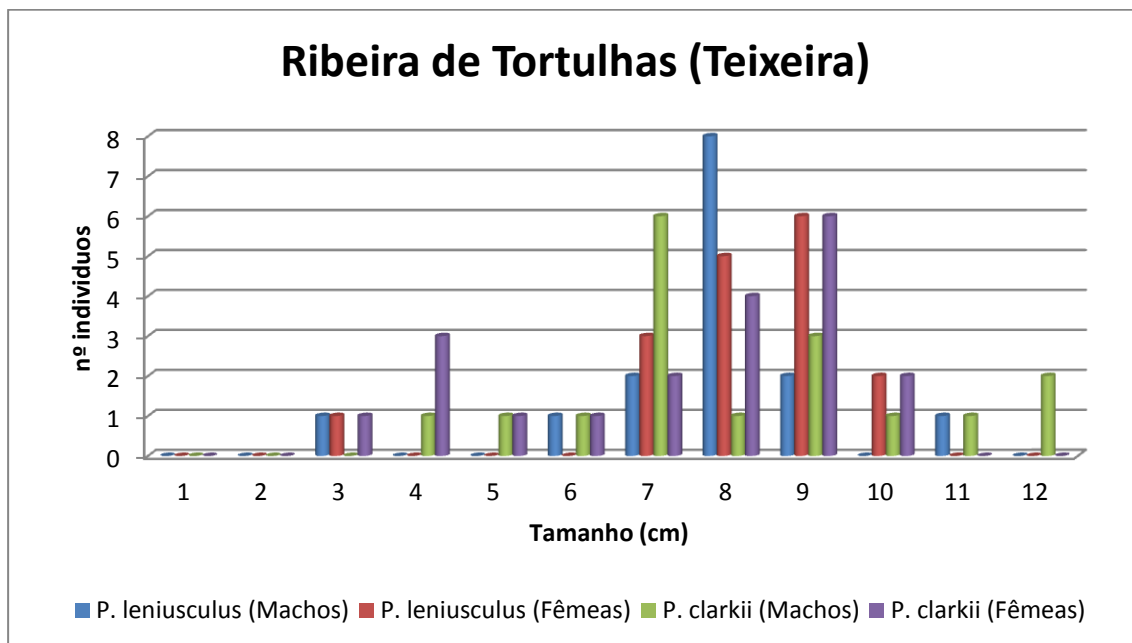


Figura 2.40. Capturas realizadas através de covos iscados (10), discriminadas por tamanhos e sexos para as espécies Lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e Lagostim-vermelho (*Procambarus clarkii*), amostradas no Ribeira de Tortulhas, em Teixeira, no verão de 2009.

Estas espécies assumem um carácter tipicamente invasor no rio Angueira, como demonstra a densidade encontrada precisamente em S. Joanico e justificam estudos que quantifiquem os impactos ao nível do ecossistema e, especificamente, sobre espécies ameaçadas de macroinvertebrados (e.g. Odonata: *Macromia splendens* e *Gomphus graslini*) e peixes autóctones (e.g. *Squalius carolitertii*, *Pseudochodrostoma duriense*, *Luciobarbus bocagei* e *Achondrostoma oligolepis*) presentes na bacia hidrográfica do rio Angueira. Os resultados da prospeção efectuada no Rio Maçãs estão ilustrados no Quadro 2.7.

Quadro 2.7. Súmula do nº total de lagostins, discriminados por sexo, capturados na bacia hidrográfica do rio Maçãs, através do uso de covos iscados (10), no verão de 2010.

| Local de Amostragem | Coordenadas Geográficas | Lagostim-Sinal | | Lagostim-vermelho | |
|-----------------------|-------------------------------|----------------|--------------------------|-------------------|------------------------|
| | | Nº total ind. | Ind/Sexo | Nº total ind. | Ind/Sexo |
| Petisqueira | 41°52'17,73"N 6°30'55,67"W | 2 | 1 Fêmea 1 Macho | - | - |
| S. Julião de Palácios | 41°48,357"N 6°32,552"W | 13 | 8 Fêmeas 5 Machos | - | - |
| Réfega | 41°46,769"N 6°32,697"W | 245 | 121 Fêmeas 124 Machos | 2 | 2 Machos |
| Quintanilha | 41°44,301"N 6°33,422"W | 72 | 42 Fêmeas 30 Machos | 2 | 1 Fêmea 1 Macho |
| Outeiro (E.T.A.) | 41°40,610"N 6°34,103"W | 75 | 42 Fêmeas 33 Machos | 39 | 18 Fêmeas 21 Machos |
| Vimioso (Santa) | 41°35,529"N 6°33,711"W | 95 | 42 Fêmeas 53 Machos | 5 | 2 Fêmeas 3 Machos |
| Campo de Víboras | 41°32,265"N 6°35,120"W | 47 | 23 Fêmeas 24 Machos | 28 | 13 Fêmeas 15 Machos |
| Matela | 41°29,863"N 6°35,472"W | 11 | 5 Fêmeas 6 Machos | 14 | 8 Fêmeas 6 Machos |
| Foz- Maçãs | 41°27'19,31"N 6°40'17,33"W | - | - | 18 | 11 Fêmeas 7 Machos |

2.3.2- Dispersão na Bacia Hidrográfica do rio Sabor (Área Alargada)

Por sua vez no rio Sabor e num afluente, a Ribeira da Vilariça, foram encontradas os quantitativos apresentados no Quadro 2.8.

Quadro 2.8. Súmula do nº total de lagostins, discriminados por sexo, capturados na bacia hidrográfica do rio Sabor e Ribeira da Vilarça, através do uso de covos iscados (10), nos verões de 2009/ 2010

| Local de Amostragem | Coordenada Geográficas | Lagostim-Sinal | | Lagostim-vermelho | |
|---------------------------|-------------------------------|----------------|------------------------|-------------------|--------------------------|
| | | Nº total ind. | Ind/Sexo | Nº total ind. | Ind/Sexo |
| P. Campismo Bragança | 41°50'28,88"N 6°44'53,52"W | 23 | 13 Fêmeas 10 Machos | - | - |
| Ponte Parada/Argozelo | 41°39,941"N 6°38,396"W | - | - | 25 | 16 Fêmeas 9 Machos |
| Ponte Izeda/santulhão | 41°33'34,50"N 6°40'29,54"W | - | - | 39 | 27 Fêmeas 12 Machos |
| P. Remondes (Mogadouro) | 41°23'51,88"N 6°48'17,23"W | - | - | 28 | 17 Fêmeas 11 Machos |
| S. Antão da Barca | 41°15'25,73"N 6°53'11,94"W | - | - | 41 | 23 Fêmeas 18 Machos |
| Ponte Moncorvo (20 Covos) | 41°12'33,30"N 7° 5'1,42"W | - | - | 255 | 135 Fêmeas 120 Machos |
| Ribeira da Vilarça | 41°12'59,86"N 7° 5'43,23"W | - | - | 54 | 27 Fêmeas 27 Machos |

2.3.3- Avaliação do status ecológico dos rios

2.3.3.1- Comunidade de macroinvertebrados

No que respeita à análise global da comunidade de macroinvertebrados foram identificados 6 381 taxa nos rios amostrados da bacia hidrográfica do Sabor, distribuídos por 70 famílias (Anexo I).

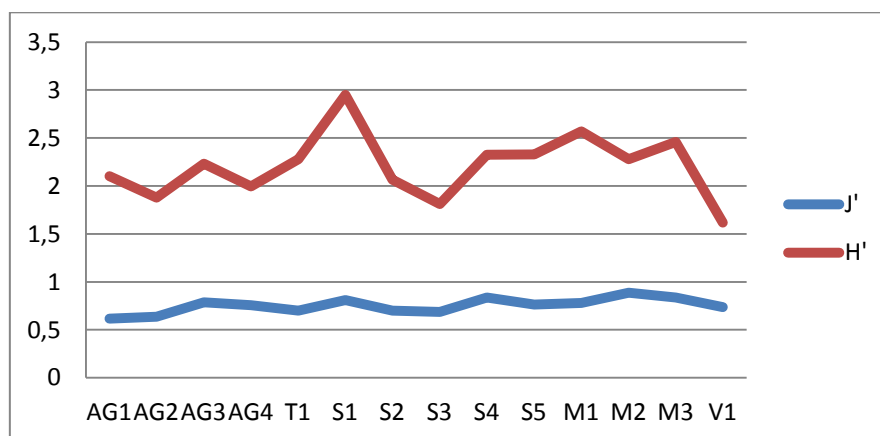


Figura 2.41. Variação dos índices da equitabilidade (J') e diversidade (H') (verão de 2010).

No que concerne à biodiversidade, avaliada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaner (H'), é bem patente o valor superior obtido na cabeceira do rio Sabor (Parque de Campismo – Bragança) (Figura 2.41). Foi observada alguma degradação ambiental no Rio Angueira, nomeadamente nos locais de montante (S.Martinho de Angueira e S.Joanico) aparecendo reflectida quer nos valores ligeiramente inferiores da diversidade (H') quer nos de equitabilidade (J').

Por outro lado a avaliação biológica da qualidade do meio aquático, baseada no índice IBMWP, permitiu evidenciar o bom estado ecológico dos cursos de água na globalidade dos rios e em especial no rio Angueira onde o limiar mínimo correspondeu a águas ligeiramente poluídas (Quadro 2.9). Apenas no sector do Baixo Sabor, no afluente da Vilariça (V1) foram encontrados sinais de perturbação acentuados na qualidade biológica do curso de água (classe IV, águas fortemente poluídas).

Quadro 2.9. Pontuações e respectivas classes de qualidade e cor representativa do índice biótico IBMWP, nos rios Angueira (AG1 e AG4), Sabor (S1 a S5), Maças (M1 a M3) e nas Ribeiras de Tortulhas (T1) e Vilariça (V1), baseado nas comunidades de macroinvertebrados, no verão de 2010.

| Rio/Ribeira (Local) | IBMWP (Pontuação/Classe) | Rio/Ribeira (Local) | IBMWP (Pontuação/Classe) |
|-------------------------------|-----------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| AG1 Angueira (S. Martinho) | 134 (Classe I) | S1 Sabor (P. Campismo) | 169 (Classe I) |
| AG2 Angueira (S. Joanico) | 85 (Classe II) | S2 Sabor (Izeda) | 75 (Classe I) |
| AG3 Angueira (Vimioso) | 73 (Classe II) | S3 Sabor (P. Remondes) | 70 (Classe I) |
| AG4 Angueira (V. Algosó) | 64 (Classe II) | S4 Sabor (S. Antão) | 72 (Classe II) |
| T1 Tortulhas (Teixeira) | 102 (Classe I) | S5 Sabor (P. Moncorvo) | 72 (Classe II) |
| M1 Maças (Petisqueira) | 113 (Classe I) | Vilariça (Ponte) | 22 (Classe IV) |
| M2 Maças (Outeiro- ETA) | 60 (Classe III) | | |
| M3 Maças (Vimioso- Santa) | 73 (Classe I) | | |

Outra métrica usada na comunidade de macroinvertebrados que está comumente relacionada com a qualidade ambiental consiste na proporção de EPT, ou seja, de insectos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Na bacia do rio Angueira saliente-se a menor proporção obtida em AG1 (S. Martinho de Angueira: EPT=36%) e AG3 (Vimioso: EPT=20%) em oposição a AG2 (S. Joanico: EPT=93%). Na bacia do rio Sabor, é de salientar a menor proporção em S1 (P. Campismo: EPT= 35%) enquanto a maioria dos locais amostrados foi encontrada uma %EPT > 60%. De uma forma global é de registar, apesar de alguns sinais de perturbação existentes, que a capacidade depuradora dos sistemas lóticos contribui para a manutenção de uma boa qualidade biológica. As famílias com maior representação correspondem às famílias Baetidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae e Caenidae (Ephemeroptera), Leuctridae, Perlodidae, Nemouridae e Taeniopterygidae (Plecoptera), Hydropsychidae, Limnephilidae, Philopotamidae (Trichoptera), a maioria das quais é dominada por espécies tipicamente estenobiontes, presentes em ecossistemas com boa integridade ecológica. Foram ainda registados Simuliidae e Chironomidae (Diptera), Ancylidae (Gastropoda), Gammaridae, Cambaridae (*i.e. Procambarus clarkii*) e Astacidae (*i.e. Pacifastacus leniusculus*) (Crustacea) e Gomphidae (Odonata), como demonstrado nas Figuras 2.42, 2.43 e 2.44, correspondentes à composição faunística presente.

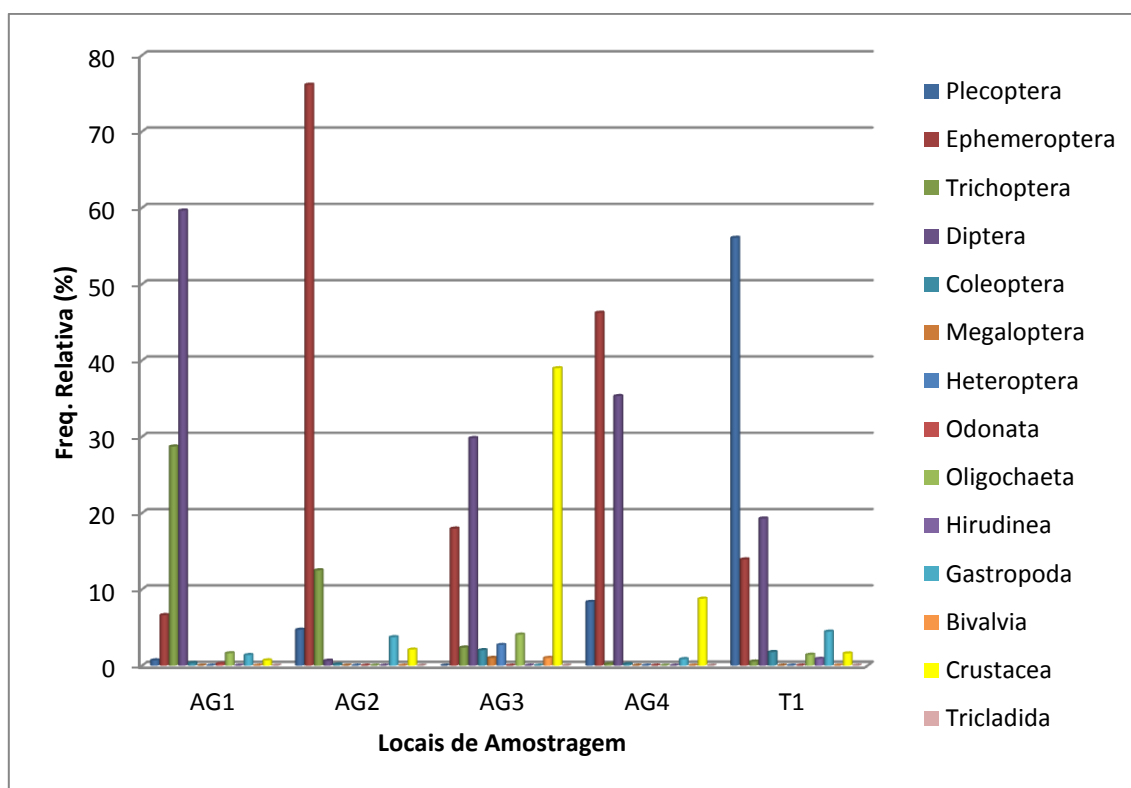


Figura 2.42. Composição faunística da comunidade de macroinvertebrados na bacia do rio Angueira (AG1 a AG4) e na Ribeira de Tortulhas (T1), no verão de 2010.

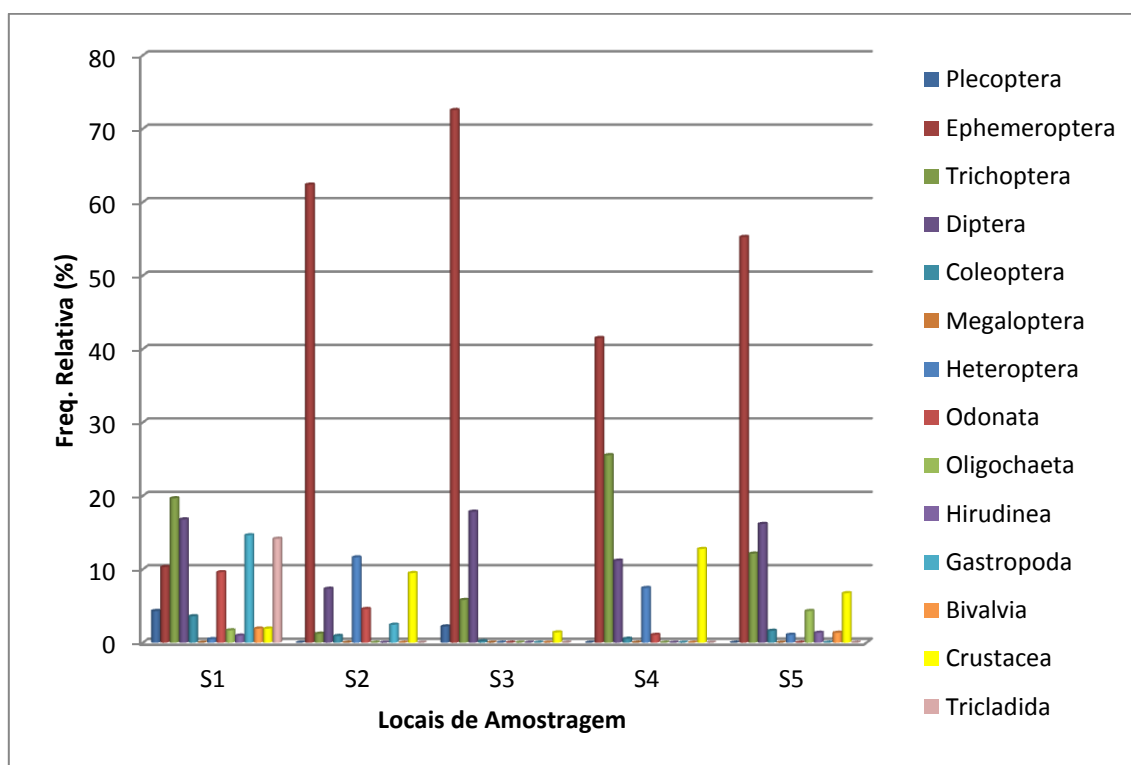


Figura 2.43. Composição faunística da comunidade de macroinvertebrados na bacia do rio Sabor (S1 a S5), no verão de 2010.

Por sua vez, a ordenação Multidimensional Não Métrica (NMDS) dos locais amostrados (figura 2.45) mostra (para 2D stress= 0,17) uma separação (eixo horizontal) entre os locais mais a montante (S1, AG1, AG2, T1) e os situados a jusante (V1, S4 e S5), revelando um padrão de sucessão espacial das comunidades ao longo do eixo longitudinal dos sistemas lóticos. Este padrão pode ainda ser confirmado pela análise do dendrograma gerado a partir da classificação UPMGA (*cluster aglomerativo hierárquico*) (Figura 2.46). Também a ordenação de géneros na ordenação NMDS (Figura 2.47) traduz um padrão longitudinal patente nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Por exemplo, os géneros *Nemoura* e *Isoperla* (Plecoptera), *Allogamus* (Trichoptera), *Rhitrogena*, *Epeorus* (Ephemeroptera) predominam em locais com boa integridade ecológica (como na cabeceira dos rios estudados). Por sua vez, nos troços de jusante predominam *taxa* pertencentes aos Lumbriculidae (Oligochaeta), Chironomidae (Diptera) e *Caenis* (Ephemeroptera).

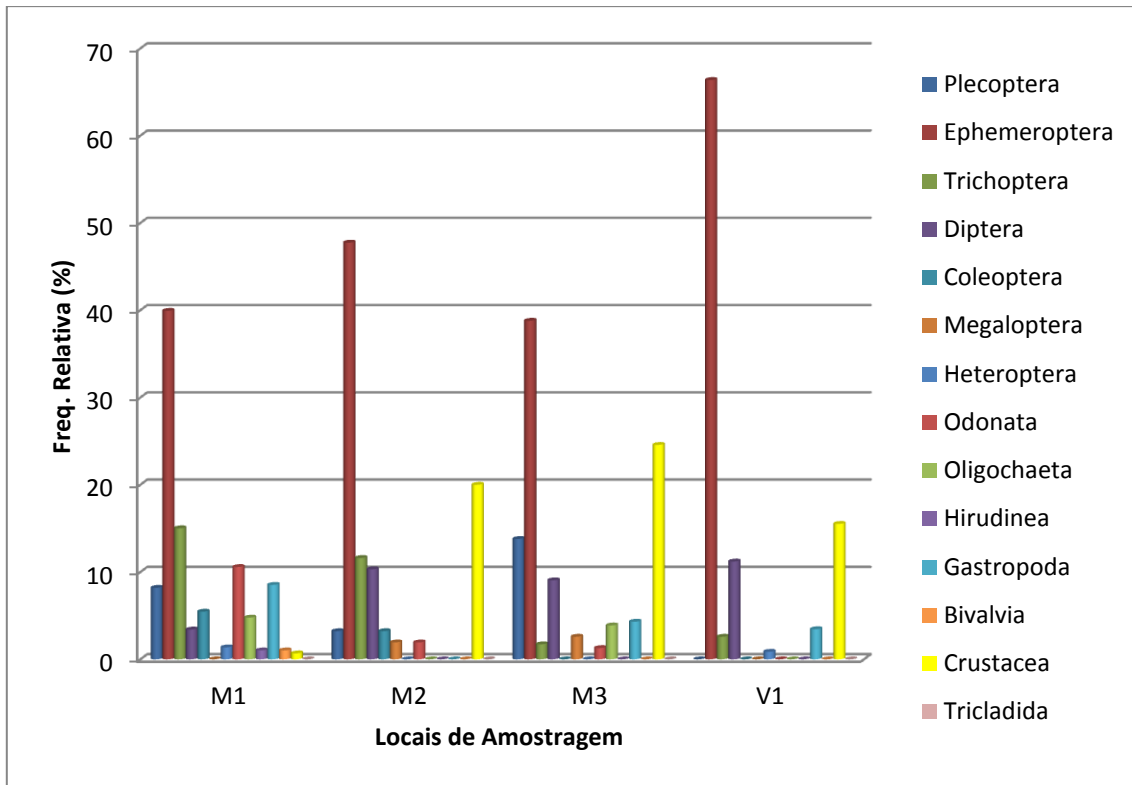


Figura 2.44. Composição faunística da comunidade de macroinvertebrados na bacia do rio Maçãs (M1 a M3) e na Ribeira de Vilariaça (V1), no verão de 2010.

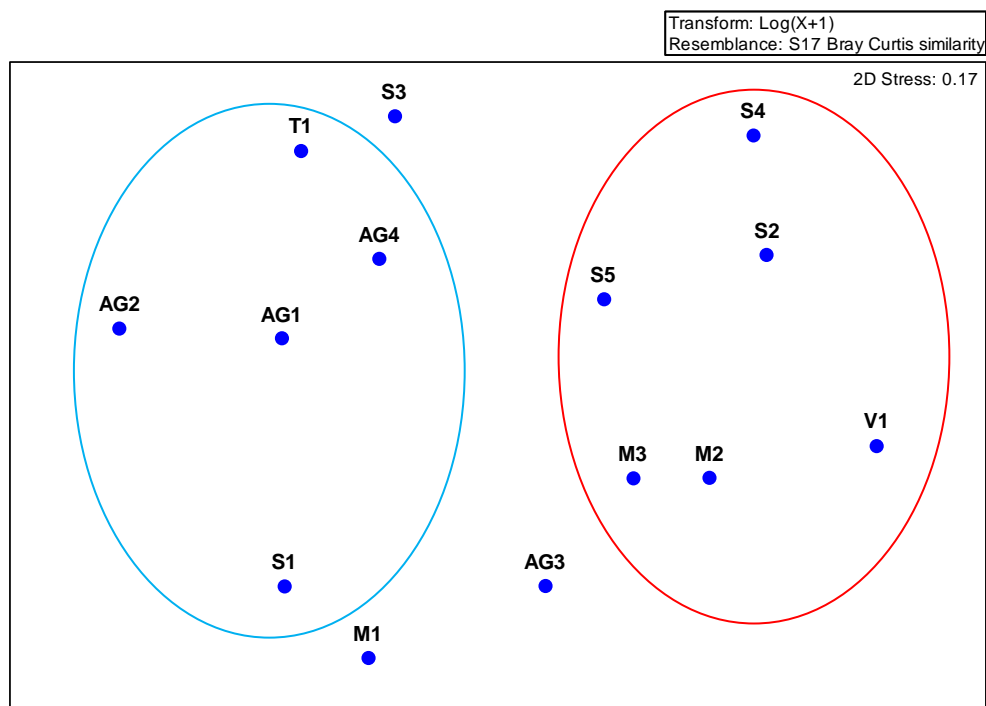


Figura 2.45. Ordenação NMDS (análise multivariada, PRIMER 6) dos locais de amostragem dos rios Angueira (AG1 a AG4), Sabor (S1 a S5), Maçãs (M1 a M3) e nas Ribeiras de Tortulhas (T1) e Vilariaça (V1), baseado nas comunidades de macroinvertebrados, no verão de 2010.

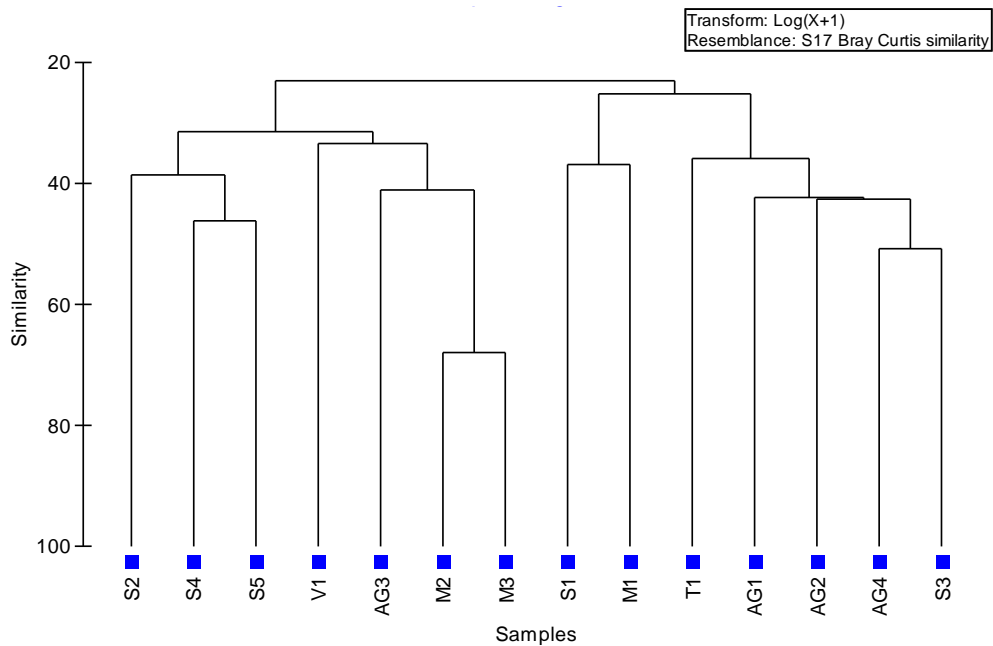


Figura 2.46. Dendrograma (classificação – análise multivariada, PRIMER 6) dos locais de amostragem da bacia dos rios Angueira (AG1 a AG4), Sabor (S1 a S5), Maçãs (M1 a M3) e nas Ribeiras de Tortulhas (T1) e Vilariza (V1), baseado nas comunidades de macroinvertebrados, no verão de 2010.

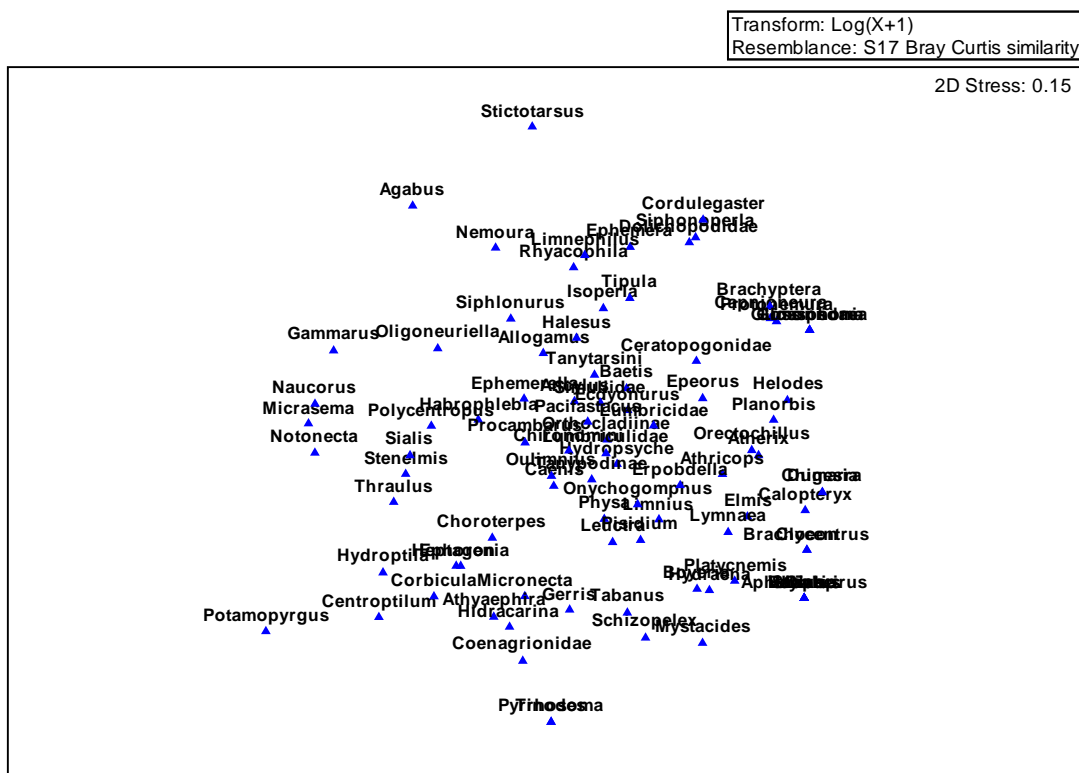


Figura 2.47. Ordenação NMDS (análise multivariada, PRIMER 6) das comunidades de macroinvertebrados dos rios Angueira (AG1 a AG4), Sabor (S1 a S5), Maçãs (M1 a M3) e nas Ribeiras de Tortulhas (T1) e Vilariza (V1), baseado, no verão de 2010.

2.3.3.2- Comunidades piscícolas do rio Angueira

O inventário da fauna piscícola, realizado no Verão de 2009, em 4 locais de amostragem situados ao longo do curso de água principal do rio Angueira, denota a presença de 4 espécies autóctones, nomeadamente o escalo-do-norte, a boga do Douro, o barbo-comum, o ruivaco e 2 espécies exóticas, a perca-sol e a gambúsia (Figura 2.48).

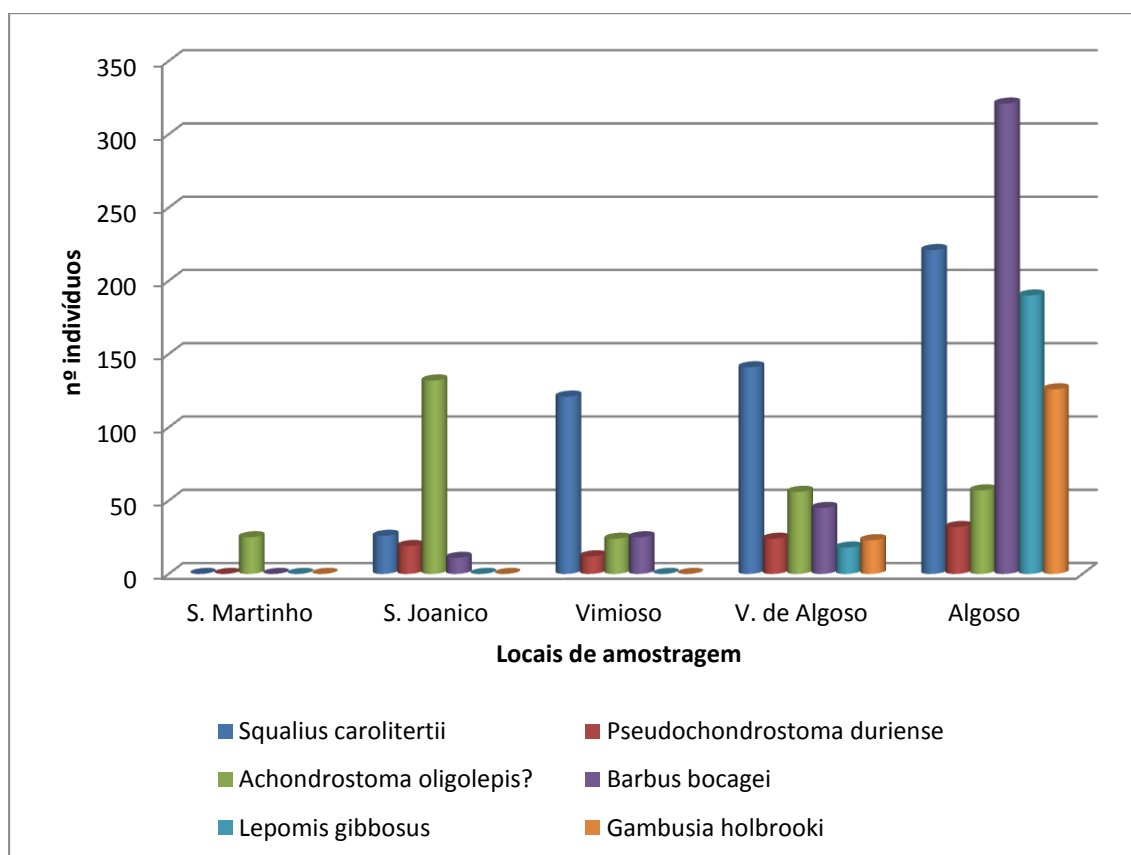


Figura 2.48. Fauna piscícola do rio Angueira (Verão de 2009).

Com base em diversos inventários faunísticos (e.g. Oliveira *et al.*, 2007) realizados em 26 sistemas lóticos (Ribeiras da Aveleda, Vilariça, Vale de Moinhos, Zacarias e rios Maças, Azibo, Fervença, Igrejas, Onor, Penacal, Angueira e ao longo do curso principal do Sabor) e 2 sistemas lênticos (barragens da S. Serrada e do Azibo), foram detectadas na bacia hidrográfica do Rio Sabor 7 espécies piscícolas autóctones, designadamente a truta-de-rio (*Salmo trutta*), o escalo-do-norte (*Squalius carolitertii*), o Barbo-do-norte (*Luciobarbus bocagei*), o ruivaco (*Achondrostoma oligolepis*) (em anteriores identificações dado como panjorca, *Achondrostoma arcasii*) e ainda o verdemã-do-norte (*Cobitis calderoni*) (embora em alguns estudos tenha sido identificada a presença de *Cobitis paludica*, introduzida para fins de pesca desportiva). Paralelamente, ao nível das exóticas estão presentes 8 espécies,

a saber: a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), a carpa (*Cyprinus carpio*), o pimpão (*Carassius auratus*), o lúcio (*Esox lucius*), a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), o achigã (*Micropterus salmoides*), a gambúsia (*Gambusia holbrooki*) e o góbio (*Gobio lozanoi*). O incremento do interesse despertado pela pesca desportiva tem originado uma tendência para o número de exóticas crescer, como apontam informações recentes da potencial presença da lucioperca (*Sander lucioperca*) e alburno (*Alburnus alburnus*) na bacia do Sabor. Nesta medida, são reais maiores ameaças autóctones do rio Angueira, nomeadamente com a introdução de espécies tipicamente piscívoras, caso do achigã (Ascensão *et al.*, 2010).

2.3.3.3- Caracterização físico-química da água

Os resultados obtidos mostraram uma razoável qualidade físico-química da água da maioria dos troços amostrados, quando comparados com a legislação vigente (D.L. nº 236/98, de 1 de Agosto), ainda que existam locais com sinais evidentes de degradação (Quadro 2.10). Por norma, na cabeceira dos cursos de água foram detectadas águas com temperaturas estivais mais baixas ($T < 20$ °C), embora existam locais com valores elevados (e.g. M2, M3, AG4), relacionados com galerias ripícolas muito degradadas. Relativamente ao parâmetro da condutividade, no caso do Rio Angueira, apresenta valores elevados, reflectindo assim a entrada de sais dissolvidos e nutrientes da agricultura (e.g. hortas) praticada na proximidade dos cursos de água.

Quadro 2.10. Análises físico-químicas sumárias realizadas às águas superficiais nas bacias dos rios Angueira (área Próxima) e Sabor (área alargada) (verão, 2010).

| Parâmetros | AG1 | AG2 | AG3 | AG4 | T1 | M1 | M2 |
|-----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Temperatura (°C) | 15,4 | 19,4 | 22,1 | 18,7 | 19,5 | 22,1 | 20,0 |
| Condutividade (µS/cm) | 142,2 | 123,5 | 138,6 | 118,7 | 121,3 | 84,4 | 95,0 |
| O2 (mg/L) | 10,1 | 6,9 | 6,8 | 9,3 | 7,8 | 9,3 | 9,7 |
| pH | 7,2 | 7,4 | 7,5 | 7,8 | 7,3 | 7,2 | 7,0 |
| Parâmetros | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | V1 | M3 |
| Temperatura (°C) | 14,0 | 19,5 | 24,1 | 26,0 | 26,5 | 22,5 | 20,7 |
| Condutividade (µS/cm) | 45,2 | 86,1 | 130,5 | 142,6 | 140,9 | 257,8 | 110,1 |
| O2 (mg/L) | 9,2 | 7,5 | 7,9 | 6,8 | 6,9 | 5,2 | 7,2 |
| pH | 6,9 | 7,0 | 6,9 | 7,1 | 7,2 | 7,9 | 7,0 |

Verificou-se também que os valores de pH encontram-se muito próximos da neutralidade, não sendo por isso limitantes para os organismos aquáticos. Por sua vez, os valores de oxigénio dissolvido abaixo de um limiar ($O_2 < 7,0$ mg/L) podem denotar situações mais stressantes em alguns locais (e.g. M1, AG4, T1), especialmente em períodos do dia com grande insolação solar. Contudo, para se poder inferir mais detalhadamente sobre a qualidade físico-química da água, será necessário realizar análises mais detalhadas, visto que esta caracterização é bastante sumária.

2.3.3.4- Caracterização do habitat fluvial

A determinação dos índices QBR – Qualidade do Bosque Ripícola e GQC- Qualidade do canal, permitiu avaliar a qualidade do Habitat Fluvial, ribeirinho e aquático (Quadro 2.11).

Quadro 2.11. Análises da qualidade da galeria ripícola – índice QBR, e da morfologia do canal – índice GQC, nos troços amostrados dos rios Angueira e Sabor (verão, 2010).

| Local | QBR | GQC | Local | QBR | GQC |
|-------|-----|-----|-------|-----|-----|
| AG1 | IV | III | S1 | I | II |
| AG2 | II | III | S2 | II | II |
| AG3 | III | III | S3 | II | II |
| AG4 | II | III | S4 | III | II |
| T1 | III | II | S5 | III | III |
| M1 | I | I | V1 | IV | III |
| M2 | III | II | | | |
| M3 | I | I | | | |

Observou-se uma degradação evidente na vegetação ribeirinha do troço analisado na cabeceira do Rio Angueira (e.g. S. Martinho de Angueira, AG1), com cortes excessivos e em alguns troços a impermeabilização das margens, resultante da construção de muros de betão. Paralelamente, a agricultura relativamente intensa praticada ao longo das margens do rio (de AG1 para AG4) poderá ter contribuído para a excessiva sedimentação de partículas finas observada no leito do rio, contribuindo para a degradação da morfometria do canal, nomeadamente ao nível dos mosaicos heterogéneos da malha habitacional, fundamentais para albergar uma diversidade importante de organismos aquáticos, sempre presentes nos locais menos perturbados destas bacias hidrográficas.

2.3.4- Proposta de medidas de contenção e/ou erradicação de espécies exóticas

A presença de espécies exóticas invasoras na bacia do rio Sabor justifica a necessidade de criar um conjunto de medidas de gestão, controlo e mesmo erradicação (quando possível), no sentido de salvaguardar não só habitats e espécies autóctones mas acima de tudo a integridade ecológica de ecossistemas fluviais. São várias as medidas que poderão ser tomadas e especificamente adaptadas à bacia do rio Sabor, conforme abaixo se discriminam:

a) Medidas Legislativas

As medidas legislativas constituem um quadro legal construído para impedir ou controlar a dispersão de espécies invasoras. Em Portugal, o Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de Dezembro, alterado pela Declaração de Rectificação n.º 4-E/2000, de 31 de Janeiro e parcialmente revogado pelo Decreto-Lei n.º 205/2003, de 12 de Setembro, regulamenta a introdução no meio selvagem de espécies não indígenas de flora e fauna. Este Decreto-Lei especifica que as espécies *P. clarkii* e *P. leniusculus* são ambas consideradas “exóticas invasoras” (anexo I) e “não indígenas com risco ecológico conhecido” na bacia do rio Douro (anexo III). Por sua vez, a Portaria n.º 1054/90, de 13 de Outubro, constitui uma medida legislativa que facilita o exercício da pesca desportiva e profissional de *P. clarkii* (permissão de facilidades no exercício da pesca e liberalização da sua captura nos terrenos e culturas de regadio), e define os processos e artes de pesca para garantir o equilíbrio dos efectivos aquícolas indígenas de modo a evitar prejuízos aos agricultores, através do controlo da sua proliferação. Em Espanha, é permitida a pesca de *P. clarkii* para fins comerciais, tendo resultado, em alguns casos, na revitalização da economia local (Ackefors, 1999). No Sul da Península Ibérica, foram estimadas taxas de produção de 4000 a 5000 toneladas (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1998). No entanto, em Portugal a exploração comercial de *P. clarkii* é escassa, incrementando os custos ambientais relacionados com seu controlo no meio natural. Contudo, os lagostins de água doce foram (no passado com a espécie *Austropotamobius pallipes*) e continuam (com a presença actual de *P. leniusculus* e *P. clarkii*) sendo um recurso importante em termos socio-culturais no Nordeste Transmontano.

b) Medidas Físicas

Na remoção física de espécies invasoras estão incluídos diferentes métodos que passam pela sua captura através da colocação de armadilhas ou redes, o recurso à pesca eléctrica, a drenagem do meio aquático e a construção de barreiras para impedir a sua dispersão. Os métodos físicos podem ser aplicados com algum êxito na erradicação duma espécie invasora quando fazem parte duma abordagem combinada. Vários autores aconselham o uso de armadilhas, redes e pesca eléctrica em simultâneo com métodos químicos no

controlo de populações de *P. clarkii*. Contudo, segundo o Global Invasive Species Database² (GISD), os métodos acima referidos não resultam na erradicação total de *P. clarkii*, mas somente numa redução na sua abundância. A GISD recomenda a implementação de programas de recolha contínua da espécie, dado que a recolha, aplicada durante curtos períodos, pode provocar a maturação precoce e aumento na fecundidade dos indivíduos que permanecem no meio natural devido a um aumento nos recursos disponíveis (e.g. habitat, alimento).

c) Métodos Químicos

A utilização de métodos químicos de erradicação requer um conhecimento pormenorizado dos efeitos secundários da sua aplicação nos ecossistemas. Mesmo assim o uso só se justifica se for pontual e utilização com o máximo cuidado sobre a espécie alvo podendo ocorrer fenómenos de bioacumulação e bioamplificação na cadeia alimentar.

A rotenona, é um pesticida/insecticida botânico que deriva das raízes, sementes e folhas de várias plantas tropicais e subtropicais (géneros *Lonchocarpus* e *Derris*). Quando aplicada na água, a sua decomposição é rápida, perdurando a sua toxicidade por 5-6 dias. É altamente tóxico para os peixes, mas pode provocar uma redução temporária na biodiversidade do meio aquático. Métodos químicos utilizados na erradicação de *P. clarkii* incluem a aplicação de biocidas, tais como organofosforados, organoclorados e piretróides. Segundo a GISD, o efeito dos biocidas sobre os indivíduos de *P. clarkii* é diferenciada consoante o tamanho dos exemplares tratados, sendo mais eficaz nos indivíduos mais pequenos. A GISD sugere abordagens alternativas no combate de espécies invasoras de lagostins, como seja a utilização de feromonas. Contudo, o combate químico não é recomendado para a bacia do rio Sabor uma vez que por um lado estes produtos têm uma acção não específica podendo afectar outras espécies que não a espécie alvo.

d) Métodos biológicos

Métodos de erradicação biológica incluem o uso de predadores (e.g. achigã e o lúcio), o uso de agentes patogénicos e de toxinas produzidos por micróbios. O método biológico utilizado com maior frequência é a utilização de espécies de peixes predadores. Todavia, é necessário efectuar um estudo prévio das preferências ecológicas de cada espécie piscícola e a sua interacção com a espécie invasora alvo para garantir a eficácia do programa de erradicação. Na bacia do Douro, não existe nenhuma espécie de peixe predadora que seja nativa e que possa ser utilizada no controlo biológico do *P. clarkii*. No entanto, a lontra (*Lutra lutra*) é uma predadora voraz de *P. clarkii* e de peixes de tamanho pequeno/médio, embora o seu impacte sobre a população de espécies exóticas possa ser diminuto.

² <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=608&fr=1&sts=&lang=EN>

e) Restauro ambiental

A restauração das condições naturais nos troços lóticos dos rios Sabor, Maçãs e especialmente do rio Angueira, constitui uma outra forma de controlar a expansão das espécies exóticas que predominarão nas zonas lênticas artificiais. Os troços lóticos acima referidos são habitats típicos de espécies autóctones, reófilas e litófilas, onde as densidades de espécies exóticas costumam ser inferiores.

2.4. DISCUSSÃO

O presente estudo permitiu monitorizar e avaliar a dispersão de duas espécies exóticas de lagostins de água doce (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*) na bacia hidrográfica do rio Sabor. No rio Maçãs, estudos de monitorização efectuados nesta última década (Costa *et al.*, 2010) revelaram uma contínua dispersão destas duas espécies, aliás confirmada pela análise comparativa dos registos obtidos neste estudo, para os anos de 2009 e 2010, com anos precedentes. Segundo Bernardo *et al.* (2011) a colonização registada no rio Maçãs, foi mais rápida no sentido descendente, tendo sido determinadas, para a espécie *P. leniusculus*, taxa de dispersão para montante e jusante de 1,7 Km/ano e de 2,8 Km/ano, respectivamente. Vários estudos revelaram as taxas de dispersão são mais elevadas para jusante (Bubb, 2008). Refira-se que as taxas de dispersão no rio Maçãs são iguais ou mais elevadas comparativamente com outros estudos realizados na Finlândia e Inglaterra (Bubb, 2002). Outro factor que faz com que Portugal tenha taxas maiores de dispersão é o facto de as temperaturas da água ao longo do ano serem maiores do que em qualquer outro país da Europa (150 dias.ano⁻¹ em que a temperatura é superior a 14°C) (Bernardo *et al.*, 2011).

Aparentemente, os rios do Nordeste Transmontano fornecem abrigos diversificados e recursos alimentares abundantes (invertebrados bentónicos, detritos, vegetação aquática), podendo estes factores ajudar à dispersão do lagostim. Por outro lado, a predação natural pela lontra e pela garça não parecem condicionar a expansão destes lagostins. De facto, a progressão dos lagostins nos últimos anos não enfrentou grandes dificuldades, visto não existirem grandes barreiras a impedirem o movimento destas, com excepção de pequenos acidentes naturais e obras de regularização (açudes) que podem ter atenuado a rapidez da colonização, nomeadamente para troços situados a montante. Também as elevadas correntes no rio, que se fazem sentir no final do outono até ao início da primavera, podem contribuir para o retardamento da progressão destas espécies, embora estes animais poiquilotérmicos sejam muito mais activo na época estival, período privilegiado para deslocações. O arrastamento de alguns exemplares pode ser ainda motivado pelas grandes

cheias, embora também para montante possa ocorrer migração, dado que estas espécies são capazes de ultrapassar açudes contornado as margens.

De qualquer forma, não parece haver bloqueio em termos das condições ambientais que “trave” a dispersão de ambas as espécies. Será, pois, de crer que no rio Angueira possam atingir com maior facilidade os troços de cabeceira, situados em território português. Para tal, muito contribuirão as condições fisiográficas do rio, numa zona planáltica com pouco declive, e alguma degradação ambiental, quer aquática (menor qualidade da água e dos habitats aquáticos, com muita sedimentação) quer ribeirinha (excesso no corte e menor qualidade do bosque ripário). A limitação de recursos, a baixa pressão humana e predação natural podem também potenciar a expansão destas espécies.

No ano de 2010, verificou-se que o lagostim-vermelho da Louisiana, fortemente disseminado pela maioria dos sistemas lóticos das principais bacias hidrográficas de Portugal, e o lagostim-sinal, co-habitam em muitos troços dos rios Maçãs e Angueira, potenciando o efeito nefasto associado à presença de espécies invasoras. No processo de colonização e estabelecimento foram encontrados troços em que a elevada densidade destas espécies parece interferir marcadamente com o funcionamento dos cursos de água. O cenário tem, pois, tendência a agravar-se caso a sua expansão atinja troços de cabeceira de aptidão salmonícola do Nordeste de Portugal (e.g. rio Sabor e Maçãs), faltando saber se as condições ambientais existentes nos troços de cabeceira (e.g. temperatura da água mais fria), poderão limitar ou retardar a progressão até agora demonstrada, com impactes evidentemente negativos para estes ecossistemas de elevada integridade ecológica

Para além dos mecanismos naturais de invasão usados por ambas espécies acresce salientar a “enorme ajuda” que o homem está a dar em todo este processo. De facto, foram já detectadas populações isoladas de *Pacifastacus leniusculus* em locais tão distantes como troços de cabeceira do rio Sabor (Próximo do Parque de Campismo de Bragança), do rio Fervença (na cidade de Bragança) os rios Baceiro e Macedo (afluentes do rio Tuela, Bacia do rio Tua) (Teixeira, comunicação pessoal) que confirmam o homem como agente acelerador do processo de invasão desta espécie. Aspectos lúdicos, provavelmente associados à gastronomia (existe muita procura para consumo, substituindo à primeira vista o *Austropotamobius pallipes*) poderão ser um dos factores justificativos dos comportamentos humanos identificados.

Comparativamente com estudos efectuados no passado nos mesmos rios (e.g. Fidalgo, 1998), verificou-se alguma diminuição na qualidade da água e especialmente nos habitats fluviais e ribeirinhos, com o consequente empobrecimento na malha habitacional e no biota, nomeadamente nas comunidades de macroinvertebrados. Por outro lado, a qualidade nas

variáveis hidromorfológicas é superior nos rios Sabor e Maçãs, quando comparadas com o rio Angueira, salvaguardando as diferenças próprias da dimensão dos cursos de água. O restabelecimento da galeria ripícola é, no nosso entender, uma prioridade a assumir na reabilitação dos troços mais degradados do rio Angueira. Paralelamente, com recurso à bioengenharia natural poderá ser restabelecido o regime térmico verificado anteriormente (menores temperaturas da água) em benefício claro das espécies endémicas muito ameaçadas pela degradação do habitat e qualidade da água mas ainda presentes no rio Angueira. Para além da redução da erosão das margens, a vegetação ribeirinha irá actuar como um filtro de nutrientes provenientes da agricultura e contribuirá, a longo prazo, para a melhoria da qualidade da água. Permitirá ainda reduzir o crescimento massivo de produtores primários (e.g. algas filamentosas e macrófitos aquáticos, caso de *Thypha* sp., *Ranunculus* sp, *Lemma minor* e *Oenanthe crocata*) e restabelecer o funcionamento de rios de cabeceira da região, tipicamente de carácter heterotrófico, i.e. dependentes, em termos energéticos, da entrada de materiais alóctones.

Neste estudo, podem ser referenciadas algumas limitações com a metodologia empregue. O uso capturas de lagostins com armadilhas pode ser questionado na abordagem quantitativa. Contudo, apesar dos problemas de selectividade relacionados com o sexo, tamanho e estágios reprodutivos, as armadilhas ainda são o método mais frequente de captura de lagostins. Estudos anteriores mostraram que os lagostins mais agressivos, são aqueles que maior tendência têm para invadir as armadilhas (Gherardi *et al.*, 1999; Gherardi *et al.*, 2004). A pesca eléctrica é provavelmente uma técnica mais eficaz para detectar e capturar os lagostins, porém apresenta algumas desvantagens como por exemplo uma quantificação imprecisa da captura. Porém, para este estudo as armadilhas iscadas foram consideradas como a melhor opção. Apesar de algumas limitações, este método parece ser suficientemente correcto para colocar em evidência as proporções de ambas as espécies bacia hidrográfica do rio Sabor.

Neste medida, será de todo fulcral proceder a acções de informação, sensibilização e formação ambiental de modo a elucidar a população em geral e vários sectores da sociedade em particular, e fornecer bases ligadas à problemática das espécies invasoras. Noutro, enquadramento, afigura-se igualmente essencial a aplicação de um plano de monitorização e um plano de contenção, controlo e/ ou erradicação orientado para áreas específicas (zonas de protecção prioritária) na bacia do rio Angueira e em toda a Região Transmontana com o intuito de salvaguardar ecossistemas aquáticos únicos que importa potenciar (e.g. ecoturismo, pesca; actividades lúdicas: natação, desportos aquáticos).

Recentes estudos, revelam um mecanismo de contenção para impedir a invasão destas espécies nos ecossistemas aquáticos. Estes revelam a construção de barreiras físicas, como a construção de mini-barragens (inferiores a 3 metros de altura) nos ecossistemas lóticos, que diminuem a capacidade de dispersão destas espécies. Para verificar a eficiência deste mecanismo é recomendada a monitorização a longo prazo, para verificar se a construção das barragens a montante, está ou não a ter sucesso no combate ao processo de invasão destas espécies.

BIBLIOGRAFIA

- ACKEFORS H. 1999. The positive effects of established crayfish introductions in Europe. *Crustacean Issues* 11: 49–61.
- ALBA-TERCEDOR, J. 2000. BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. *Biologia Ambientale*, **14**, 2, pp. 65 - 67.
- ASCENÇÃO, T., Teixeira A., Fonseca, T., Parada, M.J., Ramos, P. & Nogueira M. 2010. Distribuição e Regime Trófico das Comunidades de Peixes da Bacia Hidrográfica do Rio Sabor (Bacia do Douro). XV Congresso Ibérico de Limnologia. Açores.
- BERNARDO, J., Bruxelas, S., Maia, M., Teixeira, A., Sampaio, J., & Ilhéu, M. (2001). Inevitable Extinction of *Austropotamobius pallipes* IN Portugal? Apparent Failure of Restocking Actions.
- BERNARDO J.M., Costa A.M., Bruxelas S. & Teixeira A. 2011 Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401:28 (DOI: 10.1051/kmae/2011047)
- BRUXELAS S., Bernardo J.M. (coord), Maia M.J., Sampaio J. & Teixeira A. 2000. Recuperação das populações de Lagostim-de-patas-brancas *Austropotamobius pallipes* na área do Centro Rural do Planalto Mirandês. Relatório Final. Direcção Geral das Florestas, Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- BUBB, D.H., Lucas, M. C., Thom, T.J., & Rycroft, P. 2002. The potencial use of PIT telemetry for identifying and tracking crayfish in their natural environment. *Hydrobiologia*, 225-230.
- BUBB, D. H., Thom, T. J., & Lucas, C. M. (2008). Spatial ecology of the white-clawed crayfish in an upland stream and implications for the conservation of this endangered species. *Aquatic conservation marine and freshwater ecosystems*
- CLARKE, K. R. & Gorley, R. N. 2006. "PRIMER V6: User manual/ tutorial". Primer- t: Plymouth.
- CORTES, R. M. V., Teixeira, A., Crespi, A., Oliveira, S., Varejão, E. & Pereira, A. 1999. Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Lima. 1ª Fase. Análise e diagnóstico da situação de referência (componente ambiental). Anexo 9. Ministério do Ambiente. 257pp.
- CORTES R.M.V., Santos S. e Cabral A. 2002. Estado de conservação dos ecossistemas fluviais. In: *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos: Ecologia, Gestão e Conservação*.

- Moreira I, Ferreira MT., CORTES RMV, Pinto P e Almeida PR (editores), Capítulo 13. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Instituto da Água, Lisboa.
- COSTA, A., Bernardo J.M., Bruxelas S. & Teixeira A. 2010. Coexistência de duas espécies exóticas de lagostins (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*) na bacia hidrográfica do rio Sabor (NE Portugal). XV Congresso Ibérico de Limnologia. Açores.
- COX G.E. 2004. Alien species and evolution. Island Press, Washington, 377 pp.
- DAISIE. 2010. Delivering alien invasive species inventories for Europe (DAISIE). <http://www.europe-aliens.org>
- Diário da República I série Nº 295. 1999. Decreto-Lei 565/99 de 21 de Dezembro: A introdução de espécies não indígenas na Natureza: 9100 – 9114.
- Diário da República I série Nº 237. 1999. Portaria nº 1054/90 de 13 de Outubro: 4276.
- FIDALGO J. 1998. Contribuição para o estudo hidrobiológico do rio Maçãs. Relatório de estágio. Bacharelato em Gestão de Recursos Florestais. ESA. Bragança.
- FOSTER, J. 1993. The relationship between refuge size and body size in the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshwater Crayfish* 9: 345-349.
- GHERARDI, F., Baldaccini, G. Ercolini, P. Barbaresi, S., De Luise, G., D. Mazzone, and M. Mori. 1999. The situation in Italy. Pages 107–128 in F. Gherardi and D. M. Holdich, editors. *Crayfish in Europe as alien species: How to make the best of a bad situation?* A. A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- GHERARDI, F. and A. Cioni. 2004. Agonism and interference competition in freshwater decapods. *Behaviour* 141, 1297–1324.
- GUTIÉRREZ-YURRITA P.J., Sancho G., Bravo M.A., Baltanás A. e Montes C. 1998. Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Doñana National Park temporary fresh-water marsh (Spain). *Journal of Crustacean Biology* 18(1): 120–127.
- HOGGER, J. B. 1988. Ecology, population and behaviour. Pages 114–144 in D. M. Holdich and R. S. Lowery, editors. *Freshwater crayfish: Biology, Management and Exploitation*. Croom Helm, London, UK.
- HOLDICH D.M., Gydemo R. e Rogers W.D. 1999. A review of possible methods for controlling alien crayfish populations. *Crustacean Issues* 11: 245–270.
- HOLDICH, D. 2003. Ecology of the White-clawed Crayfish. *Conserving Natura 2000 Rivers ecology Series No. I*. English Nature, Peterborough.

- HOBBS, H. H. III, J. P. Jass, and J. V. Huner. 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56, 299–316.
- INAG a, I.P. 2008. Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG b, I.P. 2008. Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segunda a Directiva Quadro da Água Protocolo de Amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, Ordenamento do território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- KOLAR, C. S. and D. M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 199–204.
- LODGE, D. M., C. A. Taylor, D. M. Holdich, and J. Skurdal. 2000. Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries* 25, 7–20.
- MUNNÉ, A., Solá, C. & Prat, N. 1998. QBR: Un Índice para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de Ribeira. *Barcelona*. 175: 20-37.
- OLIVEIRA, D 2006 - *Metodologia de reabilitação fluvial integrada: O caso do Rio Estorãos na Paisagem Protegida e das Lagoas de Bertandos e S. Pedro d' Arcos*. Tese para a obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental. UTAD 177 pp. (Descarregar de <http://www.engenhariaverde.blogspot.com/>.)
- TACHET H., Bournaud M. e Richoux P.H. 1981. Introduction à l'étude des macroinvertebrés d'eaux douces. Univ. Claude Bernard et Assoc. de Limnol., Lyon.
- TACHET H., Richoux P.H., Bournaud M. e Usseglio-Polatera, P. 2010. Invertebrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris.
- TEIXEIRA, A.T., Costa A., Bernardo J., Bruxelas S. & Nogueira M. 2010. Interação entre duas Espécies Exóticas de Lagostins (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*): Estudo Experimental com recurso à PIT-Telemetria. Actas do XV Congresso Ibérico de Limnologia. Universidade dos Açores, Ponta Delgada. Portugal.
- TRONTELJ, P., Machino, Y. Sket & B. 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 34: 212–226

(Página intencionalmente deixada em branco)

CAPÍTULO 3: DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO CONCEPTUAL DA DISPERSÃO DAS ESPÉCIES EXÓTICAS DE LAGOSTINS *Pacifastacus leniusculus* E *Procambarus clarkii* NA BACIA DO RIO SABOR

RESUMO

A modelação é uma técnica com elevada importância em áreas diversas do ambiente. Com a invasão de espécies exóticas, importa definir estratégias que consigam estudar todos os fenómenos de invasão, bem como a rapidez com que se propagam num determinado ecossistema. Na Bacia hidrográfica do Rio Sabor, nos últimos dez anos, duas espécies de lagostins (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*), assumiram um forte carácter invasor. Com o objectivo de compreender melhor, a invasão/ dispersão destas espécies, definiram-se 8 pontos de estudo ao longo da bacia Hidrográfica do Rio Sabor, sobre os quais se desenvolveu um modelo conceptual para o crescimento populacional das duas espécies em linguagem UML, tendo sido feita a modelação da dispersão, baseado numa regressão linear. Porém para a espécie *Procambarus clarkii*, não foi possível modelar a sua dispersão devido à insuficiência de dados existentes nos diferentes pontos de amostragem. Estes modelos foram apoiados nos sistemas de apoio à decisão (SAD), como é o caso dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), onde se consegue observar visualmente e espacialmente este fenómeno. O modelo proposto baseia-se na construção de uma cascata de modelos tendo em vista a construção de um sistema de apoio à decisão. Estes SAD permitem uma melhor visualização no sistema natural facilitando assim a utilização de modelos mais complexos por parte dos Stakeholders. Com este estudo, identifica-se também, as principais dificuldades que existem num processo de modelação, bem como as principais limitações (e.g. falta de dados).

Palavras-chave: dispersão, lagostins, modelação, modelo, *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*, sistema, Sistemas de Apoio à Decisão, Sistemas de Informação Geográfica.

ABSTRACT

Modelling is a technique with high importance in different areas of the environment studies. With the invasion of exotics species, it is important to define strategies that can study all the phenomena of invasion, like how quickly it spread in a given ecosystem. In Sabor River Based on the last ten years, two crayfish species, *Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*, took a strong invasive character. In order to a better understanding of the invasion/dispersal of these species, we defined eight sampling points along the river Sabor basin. We develop a conceptual model for population growth of two species in UML, based on linear regression to construct the dispersion model. For the *Procambarus clarkii* species was not possible to construct the model due to insufficient data in the different points. These models were supported in decision support systems (SAD), as is the case of Geographic Information Systems (SIG). The proposed model is based on construction of a cascade of models with a view to building a decision support system. These SAD allow a better view on natural systems thus facilitating the use of more complex models by stakeholders. This study also identifies the main difficulties that exist in the modelling process, as well as major limitations (example: lack of data).

Keywords: dispersal, crayfish, modelling, model, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, system, decision support system, Geographic Information System.

3.1. INTRODUÇÃO

A modelação é uma técnica que nos últimos anos tem vindo assumir elevada importância na área do ambiente. Esta técnica pode ser definida como o processo de imitação e criação de uma história artificial dos sistemas reais, pressupondo uma série de simplificações de determinadas técnicas matemáticas, geralmente empregues em computadores. Otto (2007), explica que a modelação é o processo de projectar um modelo de um sistema real e conduzir experiências com este modelo com o propósito de entender o seu comportamento e/ ou avaliar estratégias para a sua operação. Nesta perspectiva Duarte *et al.* (2003), explica que a simulação implica a modelação de um processo ou sistema, de tal forma que o modelo imite as respostas do sistema real numa sucessão de eventos que ocorrem ao longo do tempo.

Uma das áreas da modelação preocupada com questões como as alterações climáticas, mau uso do solo e degradação dos ecossistemas, muitas das vezes provocados pelo Homem, é a modelação ecológica. Segundo Duarte (2011), os modelos ecológicos são modelos matemáticos que podem incluir processos biogeoquímicos (ex: reciclagem de nutrientes), processos relacionados com interacções intra- e interespecificas (ex: predação, competição), processos demográficos (ex: mortalidade, recrutamento), processos fisiológicos (ex: fotossíntese, respiração), e processos físicos (ex: transporte e trocas energéticas). Em alguns destes modelos procura-se simular a variação de uma ou várias variáveis em ordem ao tempo, enquanto noutros a variação em ordem ao espaço é também importante.

A criação de modelos fornece meios importantes, com os quais os cientistas conseguem interagir e influenciar políticas a nível local, regional, nacional e mundial. Os modelos podem servir como meios de garantir a protecção ambiental, desde que se use os resultados obtidos de uma forma rígida e cuidadosa (Bair, 2001). Richards (1990), afirma que os processos não são características observáveis, porém os efeitos e os resultados destes processos são. Assim, os modelos podem ser usados para avaliar se os efeitos e os resultados são reproduzíveis com base no conhecimento actual dos processos. Contudo, esta perspectiva não é assim tão linear e por vezes é difícil avaliar se o processo ou o parâmetro avaliado está correcto, fornecendo porém uma base para a sua investigação.

Este capítulo tem como objectivo efectuar uma análise do estado de arte dos diferentes tipos de modelos ecológicos passíveis de estudar fenómenos de dispersão de espécies bem como um levantamento de estudos de modelação das duas espécies de lagostins exóticos estudada no capítulo anterior, *Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus*. Com base neste levantamento, pretende-se identificar as variáveis passíveis de

serem usadas num processo de modelação da dispersão destas espécies presentes na bacia do rio Maçãs. Neste estudo, efectuar-se-á a identificação das necessidades e sistematização da informação, para que futuramente se possam aplicar técnicas de modelação de forma mais abrangente tendo em vista o desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão.

3.2. MODELAÇÃO

Para que haja uma boa concepção de um modelo é necessário primeiro ter um conhecimento teórico dos processos e técnicas de modelação, para que depois seja possível ser-se bem sucedido quando se faz a aplicação prática dos conhecimentos teóricos (Wainwright e Mulligan, 2004). Nesta perspectiva, neste capítulo serão analisadas as diferentes fases de desenvolvimento de um modelo e identificados as diferentes técnicas de modelação passíveis de serem aplicadas a sistemas ecológicas.

3.2.1. Desenvolvimento de um modelo

O desenvolvimento de um modelo é um processo geralmente complexo. Durante este processo são geralmente consideradas várias fases que de uma forma genérica podem ser definidas como: a) definição do modelo conceptual; b) implementação do modelo; c) verificação da lógica do modelo e respectivas propriedades; d) análise da sensibilidade; e) calibração; e f) validação (Figura 3.1.).

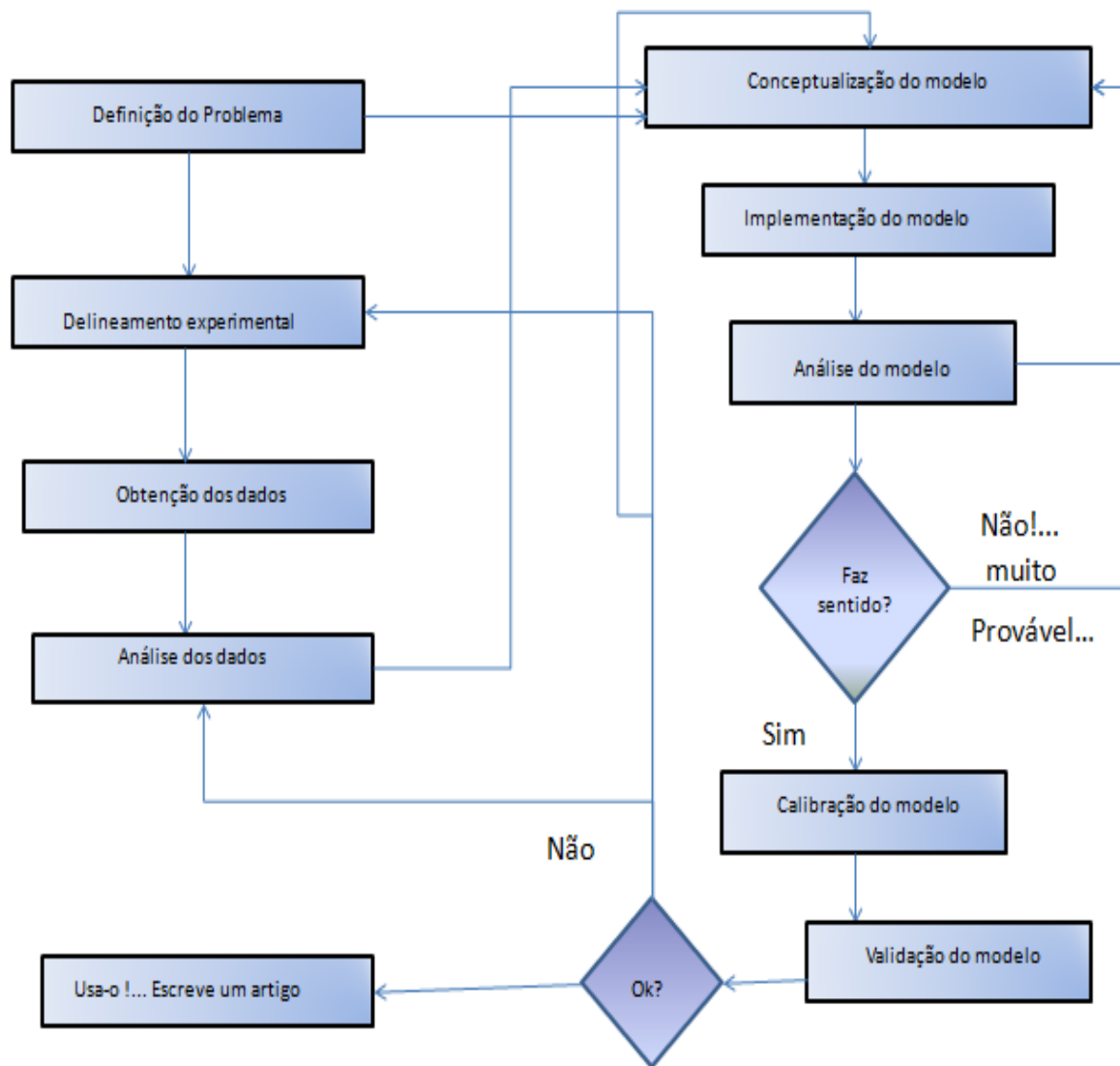


Figura 3.1. Esquema de desenvolvimento de um modelo (Duarte, 2011).

A **conceptualização** do modelo consiste na representação gráfica do modelo e se possível na escrita das equações que descrevem os processos ou relacionam variáveis. A conceptualização é a criação do modelo a partir de conceitos conhecidos e dos objectivos para os quais o modelo é necessário. Assim, é necessário seleccionar as variáveis de estado relevantes, identificar as suas interações e retroacções. Uma forma simples de iniciar a conceptualização de um modelo é através de diagramas de fluxo.

A **implementação do modelo**, consiste na tradução do modelo conceptual para a linguagem máquina. Estes modelos são geralmente codificados em computador de modo a permitir o rápido processamento das simulações. A implementação pode ser baseada em software existente, especialmente desenhado para a criação de modelos, e pode ser

baseada na escrita de parte ou de todo o software necessário. A forma mais simples de se implementar modelos é através de programação simbólica (ex. Stella) (Duarte, 2011), seguida de programação estruturada adequada para implementar modelos de elevada complexidade (ex. Basic) (Luyten *et al.*, 1999), e por fim a programação orientada por objectos (por exemplo em C++) e permite implementar modelos de elevada complexidade (Pereira *et al.*, 2006).

A **verificação da lógica do modelo e respectivas propriedades**, é um dos passos que consiste em determinar se o modelo exhibe um comportamento coerente com as hipóteses em que foi baseado. Se os resultados do modelo forem inconsistentes com as hipóteses referidas, tal pode dever-se a erros na escrita das equações, na implementação do modelo ou devido a aspectos dinâmicos que não tinham sido devidamente considerados quando se formularam as hipóteses.

A **análise de sensibilidade do modelo / calibração do modelo** consiste na estimativa do efeito da variação de variáveis e parâmetros noutras variáveis. Matematicamente, corresponde a derivar as variáveis que sofrem o efeito em relação a outras variáveis ou parâmetros. É útil fazer uma análise de sensibilidade de cada variável a todos os parâmetros, pois os resultados obtidos podem revelar quais os parâmetros mais influentes nas previsões do modelo e que deverão ser objecto de estudos experimentais mais detalhados. A calibração do modelo consiste no ajuste dos parâmetros do modelo de modo a aproximar as suas previsões a um conjunto de observações. O ajuste pode ser baseado numa avaliação estatística dos resultados (ex. regressão linear).

A **validação** do modelo consiste na avaliação do desempenho do modelo face a um conjunto de dados não utilizado na calibração. A quantificação da qualidade das previsões pode ser efectuada conforme descrito para a calibração, embora existam diversos métodos de avaliação da qualidade das previsões dos modelos (Legates e McCabe, 1999).

3.2.2. Modelação ecológica

A ecologia, contém processos bastante complexos, isto é, contém grande quantidade de informação de elevada utilidade. Essa informação deve ser sistematizada de forma simples, porém é importante na concepção de um modelo perceber-se, se modelos simples são adequados para simular fenómenos complexos. A complexidade de um sistema, observa-se pela quantidade de informação que este necessita para descrevê-lo (Wainwright e Mulligan, 2004).

Um modelo óptimo é aquele que contém suficiente complexidade para descrever um fenómeno. Contudo, existem opiniões divergentes sobre a concepção de modelos óptimos.

Duarte, (2011) explica que muitas das vezes é difícil desenvolver um modelo ótimo, devido à dificuldade que existe em arranjar informação suficiente, para a conceção desse modelo. A opinião tradicional, é aquela que defende que todos os elementos do sistema são analisados, porém só aqueles que se julga serem importantes na explicação do fenómeno observado são usados no modelo. Em suma, é importante eliminar tudo aquilo que é aleatório. Quando se está a modelar, deve-se decidir qual o nível de simplicidade que o modelo deve ter em relação ao custo total e à explicação ou entendimento alcançado (Otto e Day, 2007).

A modelação pode ser integrada em várias áreas. A ecologia é uma área em que a modelação pode entrar, como ferramenta de intervenção em vários tipos de problemáticas que a ecologia integra (ex: dispersão de espécies exóticas). Neste domínio podem-se identificar vários tipos de modelos ecológicos: modelos fisiológicos, modelos aplicados ao estudo da dinâmica de populações, modelos aplicados ao estudo das comunidades, modelos aplicados ao estudo dos ecossistemas e modelos e sistemas de apoio à decisão (Duarte, 2011). Diferentes modelos podem dar mais ênfase a um ou outro destes conjuntos de processos, ou mesmo incluir somente parte dos mesmos, em função dos objectivos perseguidos.

Os modelos fisiológicos são modelos de crescimento de espécies. Nestes modelos, o tipo de dados de entrada varia em função do objectivo da modelação:

- a. Simulação do **crescimento de um produtor primário**: deve-se considerar os processos fisiológicos de fotossíntese, respiração e exudação;
- b. Simulação de uma **população de produtores**: necessário incluir processos demográficos, tais como a mortalidade;
- c. Simulação da **variação da biomassa** das bactérias em unidades de carbono por unidade de volume: considerar os processos fisiológicos de absorção de energia a partir da matéria orgânica dissolvida, respiração e mortalidade (Vichi *et al.*, 2007);
- d. Simulação do **crescimento de um consumidor**: considerar os processos fisiológicos de consumo de energia a partir dos níveis tróficos mais baixos, ingestão, absorção da energia ingerida e perdas através da respiração;
- e. Simulação de uma **população de consumidores**: incluir processos demográficos, tais como a mortalidade e as migrações.

Os **modelos aplicados ao estudo da dinâmica de populações** são modelos de crescimento sem regulação e com regulação, para populações uniformes, e modelos de crescimento para populações estruturadas. Os modelos de dinâmica de populações podem

ser integrados com os modelos descritos nos modelos fisiológicos permitindo calcular taxas de crescimento. Nos modelos de **crescimento sem regulação para populações uniformes** não existe nenhum mecanismo de regulação do aumento/ diminuição da população em função da sua dimensão, ou seja, algo que iniba/ estimule o aumento quando a dimensão é elevada/ reduzida. Nestes modelos considera-se a população como um conjunto de indivíduos, não havendo distinção de classes etárias, peso, tamanho, etc.. Nos modelos de **crescimento com regulação para populações uniformes**, assume-se não existir limites para o crescimento populacional, porém existem factores que acabam por limitar esse crescimento. As populações podem ser limitadas por factores extrínsecos e/ ou intrínsecos. O alimento e/ou o espaço disponível são exemplos de factores extrínsecos enquanto que a competição intra-específica por espaço é um exemplo de um factor intrínseco. Um factor é regulador quando inibe a natalidade e/ou aumenta a mortalidade, quando a dimensão populacional aumenta e, vice-versa, quando a população diminui. Nos **modelos de crescimento para populações estruturadas**, a população é dividida num conjunto de classes de idade, tamanho ou peso e assume-se que os indivíduos de cada classe são iguais. Há dois grupos de modelos para populações estruturadas: modelos baseados em matrizes de transição e modelos baseados em equações diferenciais. A divisão da população em classes torna estes modelos mais realistas que os modelos anteriores para populações não estruturadas e especialmente úteis quando se pretende utilizar os modelos para testar diferentes medidas de gestão de uma população com vista à sua protecção ou à sua exploração (Duarte, 2011).

Os **modelos aplicados ao estudo das comunidades** são diversos, porém os que mais importância têm são os modelos de predador-presa e os modelos de competição (Krebs, 2001). Nos **modelos de predador-presa** pode-se distinguir três sub-modelos distintos: o modelo predador-presa de Lotka-Volterra, o modelo predador-presa com dependência da densidade e o modelo predador-presa com dependência da densidade e com “saciedade”. No **modelo predador-presa de Lotka-Volterra** a presa pode crescer exponencialmente na ausência do predador e a abundância dos predadores decresce exponencialmente na ausência da presa. Neste modelo não existe nenhum mecanismo dependente da densidade que controle a abundância de cada população intrínseco à população em causa, seja da presa ou do predador. O **modelo predador-presa com dependência da densidade** inclui a capacidade de carga do meio para a presa, como forma de controlar o seu efectivo populacional, mesmo na ausência do predador. O modelo anterior não impõe nenhum limite para a quantidade de presas que podem ser consumidas por unidade de tempo, em função do tempo necessário para a sua captura e/ ou da saciedade do predador. Assim, o **modelo predador-presa com dependência da densidade e com “saciedade”** assume que o

consumo da presa é uma função assintótica da abundância da presa. Por outro lado, um dos modelos de competição inter-específicas mais conhecidos é o modelo de competição de Lotka-Volterra. Neste modelo existe uma equação para cada competidor e assume-se que cada espécie tende a aumentar o seu efectivo segundo o modelo logístico. No entanto, na presença de competidores, a capacidade de carga do meio para cada espécie é atingida mais rapidamente, em função da presença dos competidores, traduzindo o número de indivíduos de cada espécie em “equivalentes” de outras espécies.

Muitos dos modelos até agora apresentados desde o nível fisiológico ao nível da comunidade podem ser aplicados para desenvolver **modelos aplicados ao estudo dos ecossistemas**. A inclusão do transporte físico nos modelos de ecossistemas é importante neste tipo de modelos como forma de fazer a ligação com os modelos hidrodinâmicos. Segundo Gertsev e Gertseva (2004), os modelos ecológicos podem ser classificados como homorfócos, uma vez que agrupam entidades biológicas, tais como diferentes espécies num mesmo grupo funcional, e se baseiam em hipóteses simplificadoras sobre os sistemas reais. Estes modelos podem ser divididos em **modelos estacionários** e **modelos dependentes do tempo**. Nos primeiros assume-se que os valores das variáveis não mudam ao longo do tempo. Este tipo de descrição pode ser utilizado para analisar as propriedades das teias tróficas no estado estacionário. Os modelos podem ainda ser divididos em contínuos e em discretos, dependendo da forma como o tempo é representado, determinísticos e estocásticos, de acordo com o tipo de relações matemáticas utilizadas, e analíticos e numéricos, de acordo com a forma como as equações são resolvidas. Os modelos de ecossistemas são constituídos por variáveis de estado, que podem ser bióticas (ex: diferentes espécies biológicas ou grupos funcionais) ou abióticas (ex: as substâncias dissolvidas e em suspensão na água). Para construir um modelo é necessário definir as variáveis e em seguida, especificar as equações que regem a dinâmica de cada variável, incluindo a transferência de material entre elas (Duarte, 2011). Este autor explica que a escolha destas variáveis é guiada pelas questões a que se pretende responder com o modelo, o conhecimento disponível sobre o ecossistema e também a subjectividade dos modeladores, sobre a importância de diferentes processos e variáveis. Assim os modelos de ecossistemas são geralmente representados como um sistema de equações diferenciais, uma equação para cada variável de estado. Para se ter em conta a heterogeneidade espacial, o ecossistema pode ser dividido em caixas ou células, cujo tamanho determina a resolução espacial do modelo. Assim, o sistema de equações diferenciais correspondente às variáveis de estado do modelo é replicado por cada um dos compartimentos em que o sistema é dividido (Pereira *et al.*, 2006). Os modelos de ecossistemas simulam os ciclos dos bioelementos com ênfase naqueles que são, frequentemente, factores limitantes da

produção primária: o azoto e o fósforo. Nestes modelos, importa representar os processos que ocorrem na coluna de água e os que ocorrem nos sedimentos, bem como os fluxos de materiais entre a água e os sedimentos e entre a água e a atmosfera. Importa ainda considerar as contribuições dos diferentes grupos de organismos para os ciclos biogeoquímicos.

Os **modelos e Sistemas de Apoio à Decisão (SAD)** são usados em muitos casos para testar e/ ou validar cenários hipotéticos de gestão de regiões específicas. Muitas vezes, o objectivo é otimizar a gestão de um recurso natural capaz de produzir bens e serviços de interesse para os seres humanos. A gestão dos ecossistemas implica considerar diversos cenários, bem como as suas implicações ambientais, económicas e sociais. A implementação de modelos de gestão que permitam considerar todos os aspectos acima referidos é um problema complexo que passa pela utilização integrada de diversas ferramentas como bases de dados, sistemas de informação geográfica (SIG), modelos ecológicos, análises socio-económicas, entre outras. Importa ainda que os resultados dessas ferramentas possam ser demonstrados de modo claro para facilitar a participação de todos os *stakeholders* nos processos de tomada de decisão relativos a diferentes opções de gestão. Um SAD é um processo e uma ferramenta para resolver problemas complexos que podem integrar aspectos quantitativos e aspectos qualitativos. A existência de objectivos múltiplos complica a tomada de decisão, especialmente quando há, conflitos entre alguns desses objectivos. Enquanto processo, um SAD é uma forma sistemática de orientar os decisores e os *stakeholders* no processo de tomada de decisão, considerando todos os objectivos a atingir e avaliando as opções disponíveis, de modo a escolher a solução que maximiza a satisfação de todos os objectivos. Habitualmente um SAD usa um sistema de informação interactivo e iterativo, flexível e informatizado, para resolver um problema de gestão. Este sistema pode incorporar dados, modelos e opiniões dos diversos *stakeholders* (Fedra, 2006).

A modelação ecológica abrange diversos níveis de organização da matéria, desde o nível Fisiológico ao nível do Ecossistema (Bioquímico – Fisiológico – Individual – Populacional – Comunidade – Ecossistema). A integração de um nível inferior num dos superior pode ser feita através de sub-modelos ou “simplificando” o nível inferior (Duarte, 2011).

3.3. CASO DE ESTUDO

Uma das formas de perceber a complexidade de um sistema consiste na utilização de um modelo. Para isso é necessário conhecer bem as variáveis mais importantes para aquilo que se pretende modelar, de modo a que se elimine toda a aleatoriedade, daí dizer-se que este

processo é bastante complexo e trabalhoso. Através da concretização do modelo conceptual, muitas das vezes percebe-se o quanto é difícil modelar um sistema devido há dificuldade que existe na interligação de todas as variáveis bem como na compilação de valores e/ ou equações que descrevamos processos em estudo. Assim, em muitos casos são necessários muitos anos de trabalho para alcançar estes objectivos e assim construir um modelo confiável.

Neste capítulo pretende-se definir as bases para a construção de ferramentas de apoio à decisão que contribuam para a gestão sustentável das espécies da área em estudo. Assim, pretende-se definir um modelo que traduza o crescimento de uma população de *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii* com base em dados fisiológicos. Por outro lado pretende-se desenvolver uma análise espaço-temporal preliminar da dispersão destas espécies na área de estudo. Por último pretende-se construir as bases de um sistema de informação geográfica que sirva como base de desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão que integre toda a informação disponível no sistema e permita assim contribuir para uma gestão sustentável do sistema em estudo.

3.3.1. ECOLOGIA DAS ESPÉCIES

Nos últimos anos, têm-se elaborado estudos de monitorização de decápodes crustáceos no nordeste transmontano (2000/2010). Estes estudos indicam que as espécies de lagostins *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*, estão a expandir-se lentamente na região, havendo mesmo locais onde ambas espécies coexistem (Bernardo *et al.*, 2011).

De modo a completar estes estudos, foi efectuado trabalho de campo com vista a analisar a dispersão destas duas espécies assim como o seu comportamento, nomeadamente através da interacção entre estes lagostins exóticos.

Para a realização de estudos de campo e de modelação é fundamental conhecer bem a ecologia destas espécies, em particular a sua biologia geral, distribuição, dinâmica das populações, comportamento, conservação/ gestão, genética, morfologia, fisiologia, bioquímica, toxicologia, reprodução, doenças, efeitos nas culturas agrícolas, etc.. A análise da informação histórica recolhida permitirá um maior conhecimento espaço-temporal de distribuição das espécies em análise. Com base na informação recolhida é possível identificar os factores limitantes do sistema em estudo e assim usar ferramentas de modelação para melhor gerir esse sistema.

Com vista a analisar a informação disponível sobre a ecologia das espécies de lagostins *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii* o Quadro 3.1 apresenta uma compilação

bibliográfica de estudos desenvolvidos em Portugal e fora de Portugal para algumas das variáveis de interesse.

Quadro 3.1. Estudos referentes à ecologia e dispersão da espécie *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii* em Portugal e fora de Portugal.

| Variável | Dados existentes em: | |
|-------------------------------|---|---|
| | Portugal | Fora de Portugal |
| Distribuição/ Ecologia | Pérez-Bote, 2005; Bernardo <i>et al.</i> 2011; Bruxelas <i>et al.</i> , 2006 | Trontelj <i>et al.</i> , 2005; Baras <i>et al.</i> , 2002; Bubb <i>et al.</i> , 2002 ¹ ; Bubb <i>et al.</i> , 2008; Garcia-Berthou & Moreno-Amich, 2000 |
| Dinâmica da população | Correia <i>et al.</i> , 2005; Bruxelas <i>et al.</i> , 2006; Costa <i>et al.</i> , 2009 | Bubb <i>et al.</i> , 2002 ¹ ; Bubb <i>et al.</i> , 2002 ² ; Gil-Sánchez & Alba-Tercedor, 2006; Crawford <i>et al.</i> , 2006; Seed & Hughes, 1995 |
| Comportamento | Correia <i>et al.</i> , 2005; Bernardo <i>et al.</i> , 2001 | Bergman & Moore, 2003 |
| Genética | - | Trontelj <i>et al.</i> , 2005; Gouin <i>et al.</i> , 2006 |
| Reprodução/ Fecundação | Costa <i>et al.</i> , 2009; | - |
| Conservação/ Gestão | Costa <i>et al.</i> , 2009; | Crawford <i>et al.</i> , 2006 |

A análise bibliográfica indica a existência de alguns estudos desenvolvidos fora de Portugal para as espécies em estudo. Além disso, as preocupações relativas ao impacto desta espécie são partilhados também por estudos desenvolvidos em Portugal. Aqui, os estudos realizados sobre a ecologia destas espécies são recentes, indicador da importância do tema em estudo. Contudo, para o domínio em estudo são poucos os dados disponíveis, sendo de realçar a ausência de séries temporais longas, o que dificulta a elaboração de uma análise espaço-temporal global da dispersão destas duas espécies na região em estudo.

3.3.2. Metodologia

3.3.2.1. Modelação do crescimento

Para a construção do modelo conceptual de crescimento das espécies do sistema em estudo utilizou-se o programa SmartDraw utilizando a linguagem UML (Unified Modeling Language). Esta é uma linguagem independente de um processo de desenvolvimento, que define uma notação padrão que pode ser utilizada por programadores de software. O UML permite analisar e representar o sistema seguindo diferentes visões. Cada visão possui uma grande dependência das restantes, garantindo assim a coerência do modelo, e consequentemente do sistema de software.

Com o auxílio destas ferramentas construíram-se *use-cases* e diagramas de actividade para a construção de um modelo fisiológico das espécies em estudo com base no conhecimento prévio da ecologia da espécie anteriormente analisado. Estes fluxogramas constituem a estrutura do modelo conceptual do sistema em estudo.

3.3.2.2 Modelação da dispersão

A dispersão de uma espécie é função do tempo. Assim, para o estudo da dispersão das duas espécies de lagostins em estudo efectou-se uma análise preliminar de regressão. A análise de regressão permite, com base nos dados históricos recolhidos, estimar uma função de custo que melhor se ajuste a um conjunto de pontos representativos de dados sobre o comportamento das variáveis. Este é um método estatístico que mede a variação média da variável dependente associada a uma variação unitária de uma ou mais variáveis independentes. A linha de regressão é obtida por meio da técnica dos mínimos quadrados. O coeficiente de correlação de Pearson varia num intervalo de -1 a +1, e quanto mais próximo de zero mais fraca é a correlação. Enquanto o método da análise de regressão calcula uma medida de aderência, o coeficiente de determinação (r^2) indica a percentagem de variação de uma variável que é explicada estatisticamente pela variação na outra variável.

Assim, a relação entre as variáveis foi analisada por intermédio do coeficiente de correlação (r), e o coeficiente de determinação (r^2). A análise efectuada consiste em calcular, por intermédio do modelo estatístico de regressão linear simples, a tendência da dispersão. Assim, foram analisados os dados entre os anos de 1999 e 2010, por sexo, em oito estações/ locais na bacia hidrográfica do rio Sabor (Figura 3.2). Neste estudo nenhum *outlier* foi excluído porém, uma análise preliminar dos dados da espécie *Procambarus clarkii* indicou um reduzido número de indivíduos desta espécie, pelo que se optou por aplicar a

análise de regressão apenas para a espécie *Pacifastacus leniusculus*. Os gráficos e a linha de tendência foram obtidos por intermédio do Excel.

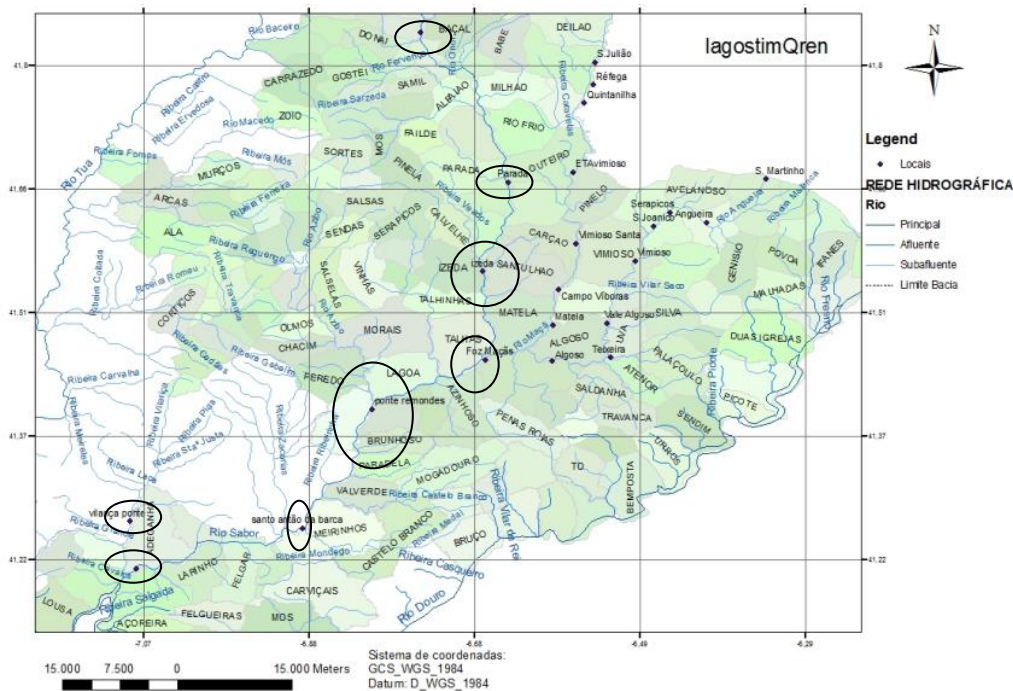


Figura 3.2. Observação da dispersão do *Pacifastacus leniusculus* e do *Procambarus clarkii* na bacia hidrográfica do rio Sabor e rio Angueira.

3.3.2.3. Sistemas de apoio à decisão

Para facilitar a gestão e visualização da informação tendo em vista agilizar o apoio à tomada de decisão, a informação foi compilada num sistema de informação geográfica utilizando-se o software ArcGIS. O ArcGIS funciona como uma base de dados com informação geográfica (dados alfanuméricos) que se encontra associada por um identificador comum aos objectos gráficos de um mapa digital. Desta forma, assinalando um objecto pode-se saber o valor dos seus atributos, e inversamente, seleccionando um registo da base de dados é possível saber a sua localização e apontá-la num mapa. O SIG separa a informação em diferentes camadas temáticas e armazena-as independentemente, permitindo trabalhar com elas de modo rápido e simples, permitindo ao utilizador a possibilidade de relacionar a informação existente através da posição e topologia dos objectos, com o fim de gerar nova informação. Os modelos mais comuns em SIG são o modelo *raster* e o modelo vectorial. O modelo de SIG matricial centra-se nas propriedades do espaço, compartimentando-o em células em que cada célula representa um único valor. Quanto maior for a dimensão de cada célula (resolução) menor é a precisão ou detalhe na representação do espaço geográfico. No caso do modelo de SIG vectorial, o foco das representações centra-se na precisão da localização

dos elementos no espaço. Para modelar digitalmente as entidades do mundo real utilizam-se essencialmente três formas espaciais: o ponto, a linha e o polígono.

Para a gestão da informação do sistema em estudo definiu-se previamente a estrutura de uma base de dados relacional usando o Microsoft Access (Figura 3.3. e Quadro 3.2.). Esta base de dados permite o armazenamento e a gestão dos locais monitorizados e respectivas capturas do sistema em estudo.

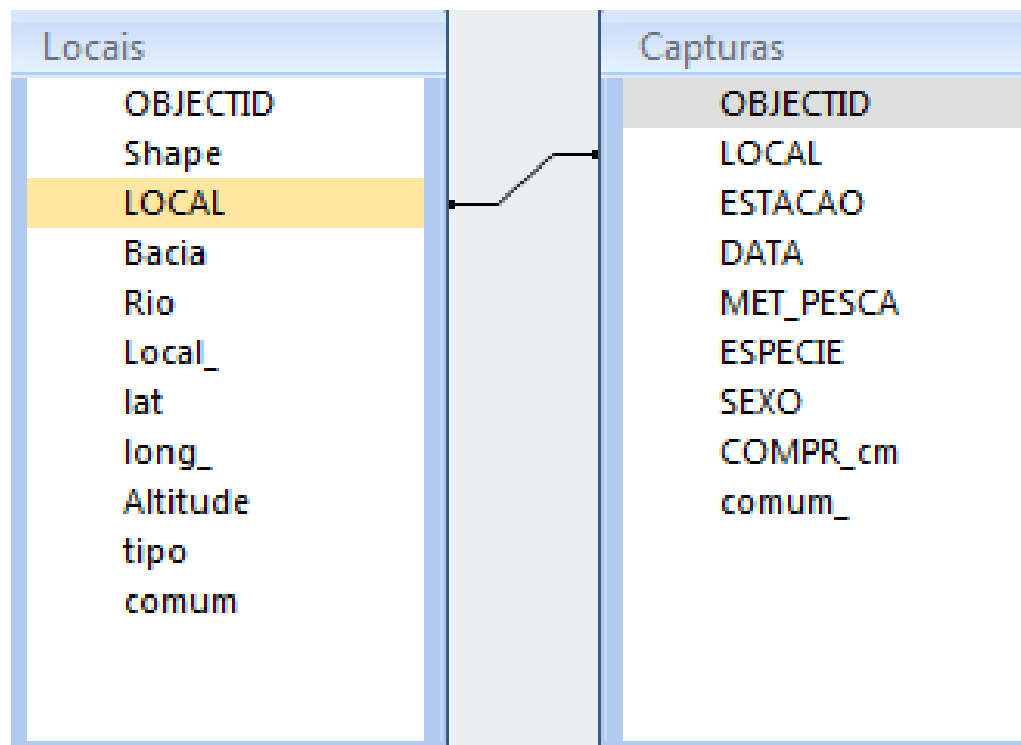


Figura 3.3. Estrutura da base de dados em Microsoft Access usada para a gestão dos locais monitorizados e respectivas capturas do sistema em estudo.

Quadro 3.2. Descrição das variáveis relativas aos locais e às capturas existentes na base de dados.

| Tabela | Variável | Tipo de dados | Descrição |
|----------|-----------|-----------------|---|
| Locais | Local | inteiro | Código do local |
| | Bacia | string | Designação da bacia hidrográfica |
| | Rio | string | Designação do rio |
| | Local_ | string | Código do local |
| | Lat | inteiro | Valor da latitude em graus |
| | Long_ | inteiro | Valor da longitude em graus |
| | Altitude | inteiro | Altitude do local em metros |
| | Tipo | string | Tipo de área. Pode ser alargada ou próxima |
| Capturas | Comum | inteiro | Código do Local |
| | Local | inteiro | Código do local |
| | Estação | string | Ponto de Amostragem |
| | Data | string | Data da captura |
| | Met_Pesca | string | Método de captura (covos redondos/rectangulares ou pesca eléctrica) |
| | Espécie | string | Qual a espécie capturada? (<i>Pacifastacus leniusculus</i> ou <i>Procambarus clarkii</i>) |
| | Sexo | string | Qual o sexo? (Fêmea ou Macho) |
| | Compr_cm | string | Comprimento da espécie em centímetros |
| Comum_ | inteiro | Código do local | |

De forma a permitir a visualização espacial da informação a base de dados anteriormente definida foi importada para o ArcGIS. A título de exemplo a imagem da Figura 3.4. apresenta a compilação dos dados disponíveis na tabela Locais no sistema de informação geográfica.

| Attributes of Locais | | | | | | | | | | |
|----------------------|---------|---------|-----------------------|-------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|-------|
| OBJECTID | Shape * | LOCAL * | Local | Bacia | Rio | lat | long | Altitude | tipo | comum |
| 13 | Point | 13 | Mateia | Douro | Maças | 41,496689 | -6,592367 | | alargada | 13 |
| 2 | Point | 2 | Serapicos | Douro | Angueira | 41,629342 | -6,454322 | | proximo | 2 |
| 3 | Point | 3 | S Joanico | Douro | Angueira | 41,613153 | -6,473125 | | proximo | 3 |
| 4 | Point | 4 | Vimioso | Douro | Angueira | 41,572 | -6,494967 | | proximo | 4 |
| 5 | Point | 5 | Vale Algosos | Douro | Angueira | 41,498711 | -6,528203 | | proximo | 5 |
| 6 | Point | 6 | Algosos | Douro | Angueira | 41,454728 | -6,593397 | | proximo | 6 |
| 7 | Point | 7 | Teixeira | Douro | Tortulhas | 41,458269 | -6,523444 | | proximo | 7 |
| 8 | Point | 8 | Petisqueira | Douro | Maças | 41,871593 | -6,515465 | 635 m | alargada | 8 |
| 9 | Point | 9 | S. Julião | Douro | Maças | 41,805683 | -6,542716 | 577 m | alargada | 9 |
| 10 | Point | 10 | Quintanilha | Douro | Maças | 41,75796 | -6,554953 | 555 m | alargada | 10 |
| 1 | Point | 1 | S. Martinho | Douro | Angueira | 41,668278 | -6,341086 | | proximo | 1 |
| 12 | Point | 12 | Campo Viboras | Douro | Maças | 41,538198 | -6,585231 | 400 m | alargada | 12 |
| 24 | Point | 24 | Angueira | Douro | Angueira | 41,61754 | -6,410677 | | proximo | 24 |
| 14 | Point | 14 | Foz Maças | Douro | Maças | 41,455365 | -6,671482 | 265 m | alargada | 14 |
| 15 | Point | 15 | Bragança/ P. Campismo | Douro | Sabor | 41,841356 | -6,7482 | | alargada | 15 |
| 16 | Point | 16 | Parada | Douro | Sabor | 41,664819 | -6,644169 | | alargada | 16 |
| 17 | Point | 17 | izada | Douro | Sabor | 41,559583 | -6,674872 | | alargada | 17 |
| 18 | Point | 18 | ponte remondes | Douro | Sabor | 41,397744 | -6,804786 | | alargada | 18 |
| 19 | Point | 19 | santo antão da barca | Douro | Sabor | 41,257147 | -6,88665 | | alargada | 19 |
| 20 | Point | 20 | ponte sabor moncorvo | Douro | Sabor | 41,20925 | -7,083728 | | alargada | 20 |
| 21 | Point | 21 | vilarça ponte | Douro | Vilarça | 41,265281 | -7,090517 | | alargada | 21 |
| 22 | Point | 22 | Réfeça | Douro | Maças | 41,779406 | -6,544421 | | alargada | 22 |
| 23 | Point | 23 | Vimioso Santa | Douro | Maças | 41,592507 | -6,565203 | | alargada | 23 |
| 11 | Point | 11 | ETAvimioso | Douro | Maças | 41,676541 | -6,568172 | 501 m | alargada | 11 |

Figura 3.4. Detalhe dos atributos da tabela Locais adicionada ao projecto do ArcGIS.

Além desta informação inseriu-se também no sistema de informação geográfica informações espaciais adicionais em formato de shapefiles (*.shp). Esta informação refere-se à delimitação espacial dos distritos, concelho e freguesias e à caracterização dos rios que envolvem a Bacia Hidrográfica do rio Sabor.

3.3.3 Resultados

O esquema da Figura 3.5. representa um conjunto de funcionalidades previstas para implementação no modelo de apoio à decisão para gestão das espécies *Pacifastacus leniusculus* e do *Procambarus clarkii* na bacia hidrográfica do rio Sabor. Várias funcionalidades genéricas do sistema estão previstas como inserção de dados e exportação de resultados. Relativamente às funções de crescimento das espécies em análise, estas serão detalhadas no capítulo 3.3.3.1, a função relativa à análise da dispersão será abordada no capítulo 3.3.3.2, e a definição do sistema de informação geográfico será apresentado no capítulo 3.3.3.3.

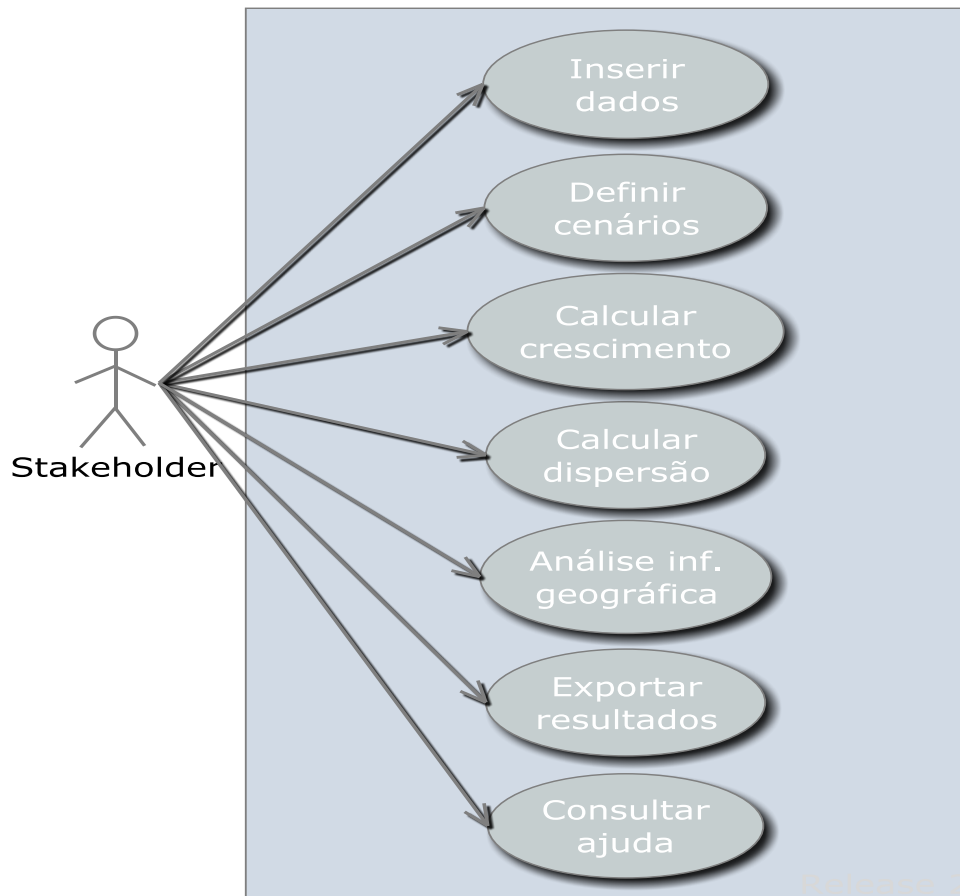


Figura 3.5. Use-case para definição do modelo de apoio à decisão.

3.3.3.1 Modelo de crescimento

As funções de crescimento das espécies *Pacifastacus leniusculus* e do *Procambarus clarkii*, efectuado com base em dados fisiológicos, são detalhadas nos diagramas de actividade das Figuras 3.6. e 3.7. respectivamente. Para análise do crescimento destas espécies o modelo deverá ter em conta as taxas de natalidade, predação, mortalidade e inserção de novos indivíduos.

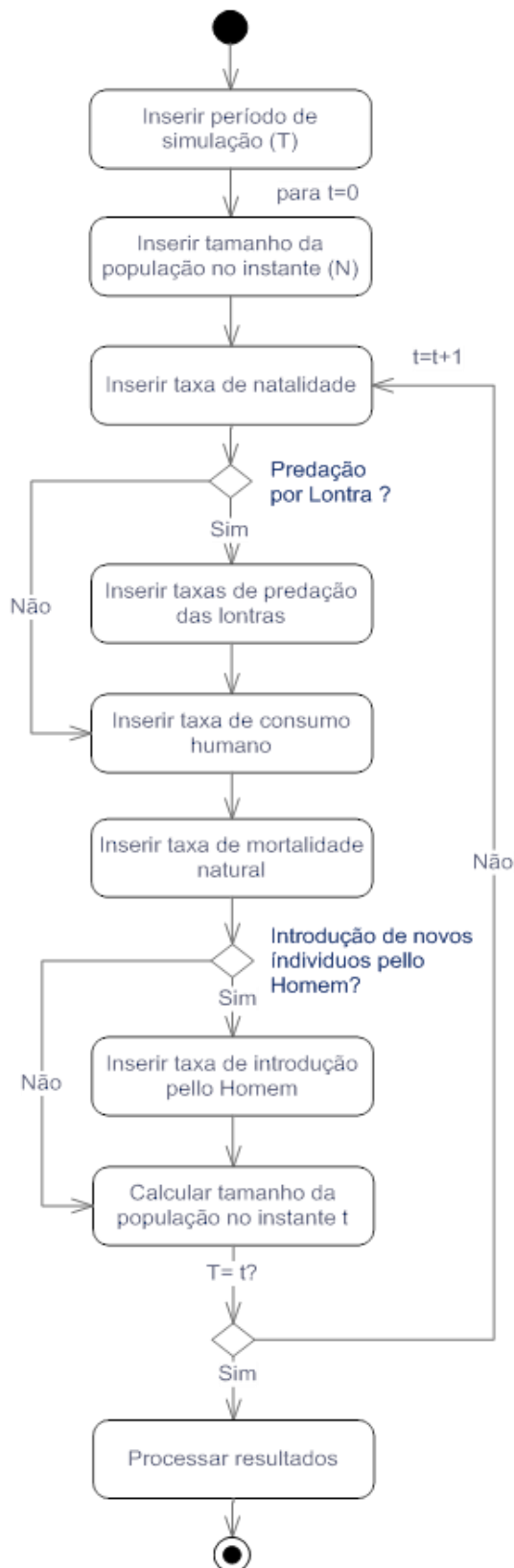


Figura 3.6. Diagrama de actividade do crescimento da espécie *P. leniusculus*.

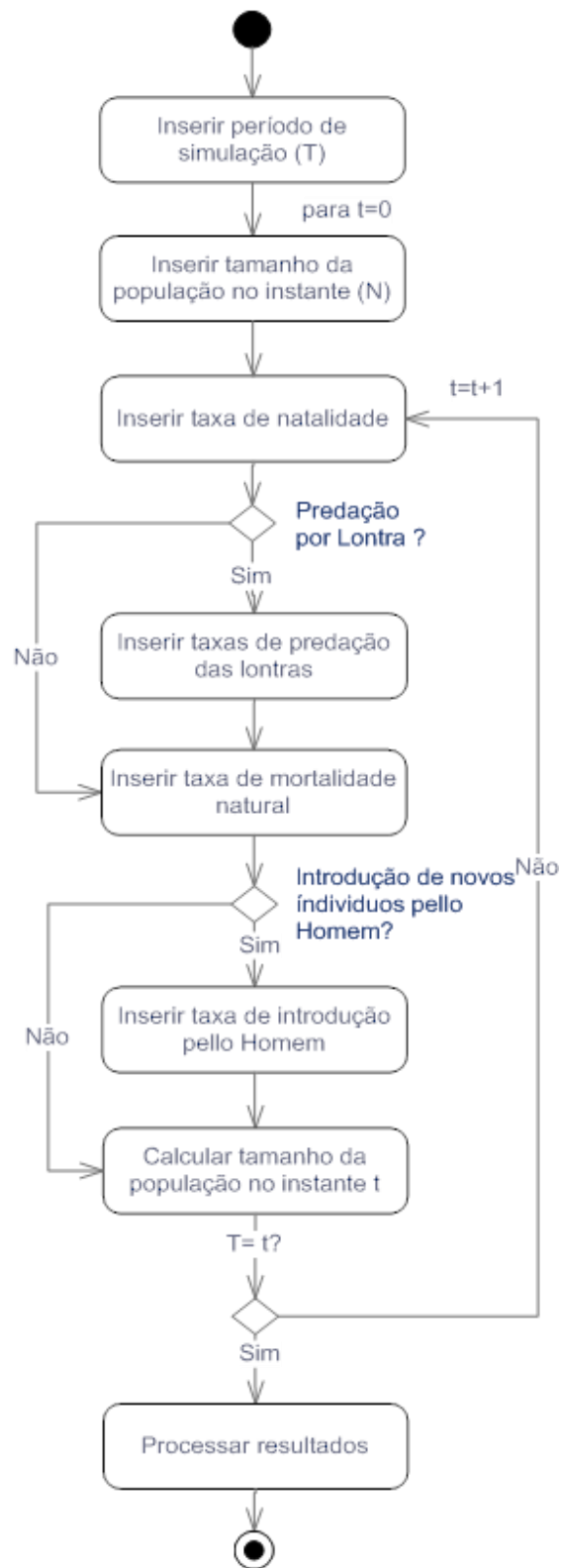


Figura 3.7. Diagrama de actividade do crescimento da espécie *P. clarkii*.

3.3.3.2 Modelo de dispersão

As Figuras 3.8 e 3.9 apresentam a evolução dos valores médios de densidade da espécie *Pacifastacus leniusculus* na bacia do Rio Maçãs entre 2000 e 2010, para machos e fêmeas, respectivamente. A análise dos gráficos indica que se têm registado ciclos alternados de crescimento e decréscimo, e que estes são cada vez mais amplos.

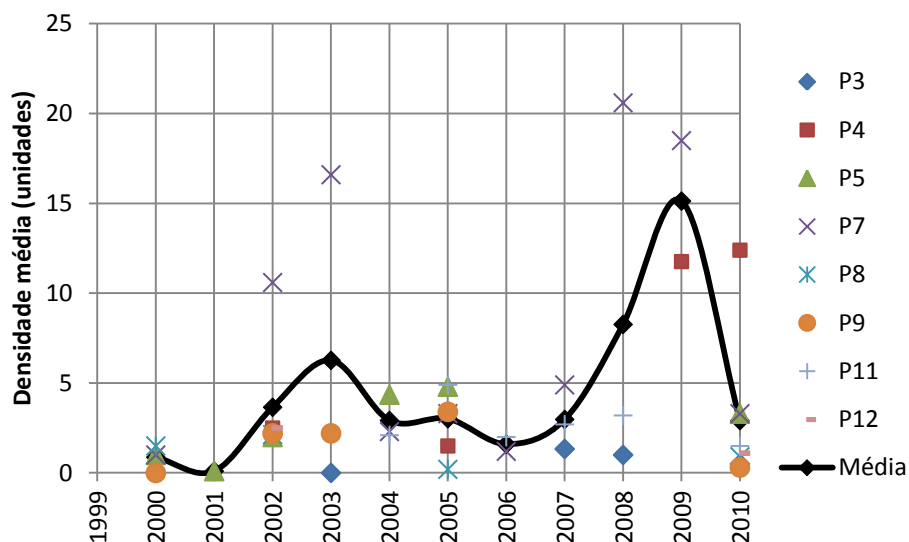


Figura 3.8. Densidade média da espécie *Pacifastacus leniusculus*, dos machos, na Bacia Hidrográfica do Rio Sabor entre 2000 e 2010.

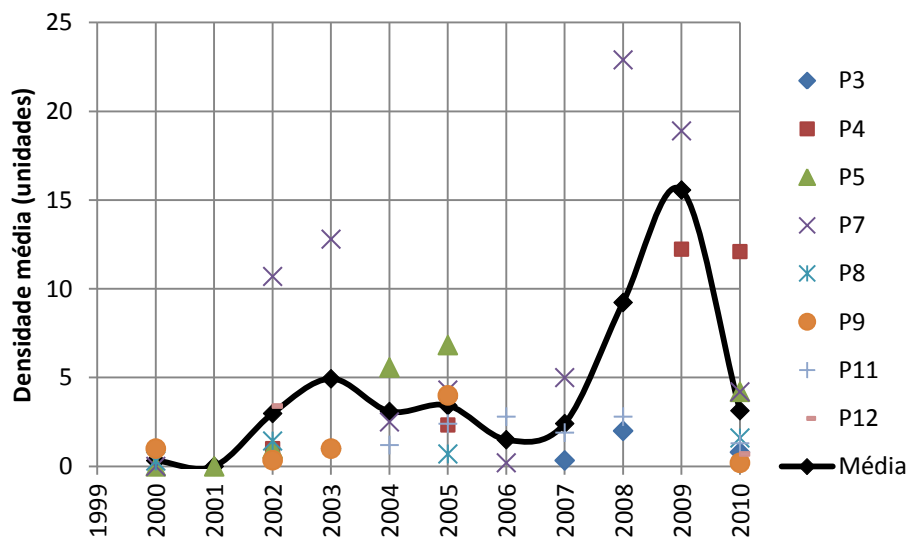


Figura 3.9 Densidade média da espécie *Pacifastacus leniusculus*, das fêmeas, na Bacia Hidrográfica do Rio Sabor entre 2000 e 2010.

O Quadro 3.3. sintetiza as rectas de regressão linear preliminares construídas para a espécie *Pacifastacus leniusculus*, por sexo, entre os anos 2000 e 2010. A título de exemplo

o gráfico da Figura 3.10 mostra a evolução da dispersão das espécies entre os anos 2000 e 2010 para o sexo masculino e feminino no ponto parque de merendas do Rio Sabor.

Em todos os casos observou-se uma correlação positiva sendo moderada nos pontos P3 e P5 e elevada nos pontos P4 e P9 (Quadro 3.3.). Além destes pontos, a correlação é também elevado, devido ao baixo número de pontos em consideração.

Embora haja importância na utilização do diagrama de dispersão na verificação da existência de correlação entre as variáveis, ele não fornece com um maior grau de precisão relativamente à relação entre as séries, ou seja, quão próximos estão os pontos em torno da recta. Assim, a análise dos coeficientes de determinação indica que à excepção dos pontos P4 e P9, estes coeficientes são em geral baixos.

A análise dos declives da recta é apenas negativo para os pontos P11 e P12 sendo nos restantes casos positivo sugerindo tratar-se da fase de invasão desta espécie.

Quadro 3.3. Rectas de regressão linear para estimativa da espécie *Pacifastacus leniusculus*, por sexo, na bacia do Rio Maçãs.

| Masculino | | | | | Feminino | | | |
|------------|----|------------------------|-------|----------------|----------|-------------------------|-------|----------------|
| | N | Equação | r | r ² | N | Equação | r | r ² |
| P3 | 4 | $y = 0.0154x - 29.844$ | 0.485 | 0.236 | 4 | $y = 0.0962x - 192.27$ | 0.063 | 0.004 |
| P4 | 4 | $y = 1.4466x - 2895.6$ | 0.916 | 0.838 | 4 | $y = 1.5839x - 3171.1$ | 0.962 | 0.925 |
| P5 | 6 | $y = 0.3289x - 656.34$ | 0.634 | 0.402 | 6 | $y = 0.5495x - 1098.1$ | 0.664 | 0.441 |
| P7 | 10 | $y = 0.6286x - 1252.3$ | 0.262 | 0.069 | 10 | $y = 0.895x - 1786.7$ | 0.362 | 0.131 |
| P8 | 2 | $y = 0.7x - 1399.9$ | 1.000 | 1.000 | 2 | $y = 1.2x - 2401.6$ | 1.000 | 1.000 |
| P9 | 3 | $y = 0.7923x - 1587.5$ | 0.951 | 0.904 | 3 | $y = 0.6423x - 1287$ | 0.966 | 0.934 |
| P11 | 6 | $y = -0.2114x + 427$ | 0.376 | 0.142 | 6 | $y = -0.0157x + 33.6$ | 0.045 | 0.002 |
| P12 | 2 | $y = -0.175x + 352.85$ | 1.000 | 1.000 | 2 | $y = -0.3375x + 679.08$ | 1.000 | 1.000 |

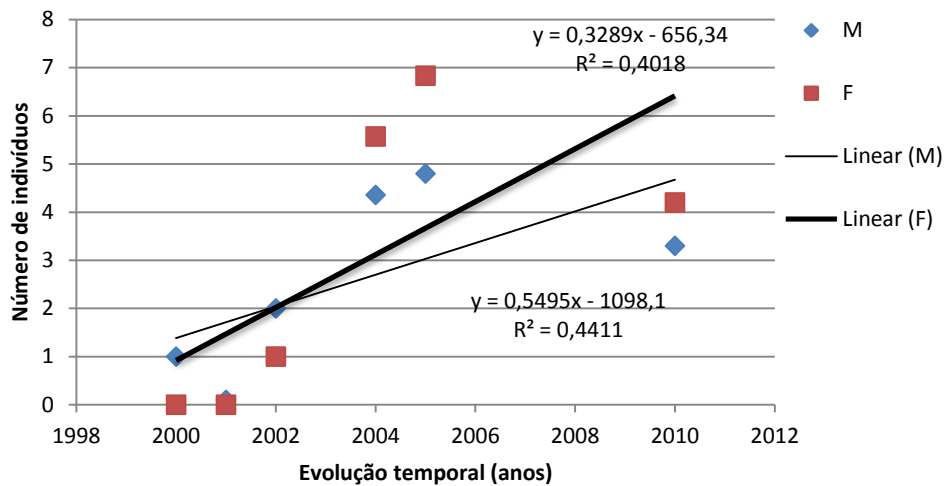


Figura 3.10. Evolução da espécie *Pacifastacus leniusculus*, do sexo masculino, no ponto parque de merendas da Bacia Hidrográfica do Rio Sabor entre 2000 e 2010.

3.3.3.3. Sistema de informação geográfica

Na Figura 3.11. é apresentado o sistema de informação geográfica desenvolvido. O projecto construído inclui actualmente uma série de informação geográfica que permite lançar as bases para o desenvolvimento de um modelo de apoio à decisão. Actualmente é possível visualizar e localizar em pormenor todos os pontos de estudo onde foi detectada a presença das duas espécies de lagostins em análise. A título de exemplo a Figura 11 apresenta o conjunto de informação disponível para um ponto de monitorização.

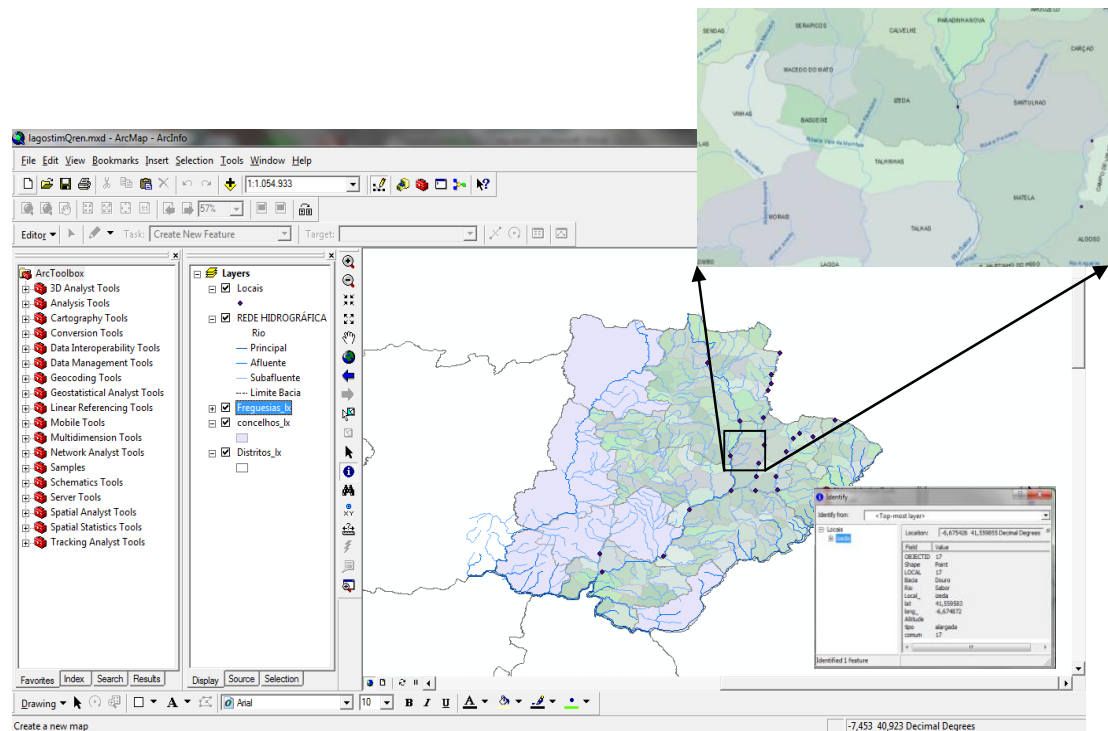


Figura 3.11 Sistema de informação geográfica para a gestão das espécies *Pacifastacus leniusculus* e do *Procambarus clarkii* presentes na bacia hidrográfica do rio Sabor.

3.3.4. Análise e discussão dos resultados

A análise de resultados indica que o processo de dispersão das espécies *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii* tem vindo a acentuar-se, confirmado por outros trabalhos (Bernardo *et al.*, 2011). Note-se que o número de indivíduos da espécie *Pacifastacus leniusculus* é bastante superior ao da espécie *Procambarus clarkii*, existindo pontos de monitorização em que não foi detectado qualquer indivíduo da espécie *Procambarus clarkii*, situação que dificulta o processo de modelação desta espécie.

De facto, de acordo com o levantamento bibliográfico efectuado, em Portugal os estudos relativos à dispersão destas espécies, na região em estudo, são ainda muitos pioneiros, pelo que o desenvolvimento de um estudo de modelação se encontra condicionado à baixa quantidade de informação disponível ao nível da distribuição espacial e temporal das espécies existentes na área em estudo.

Face a estas limitações, o estudo apresentado pretendeu criar um modelo conceptual que sirva de base a futuros estudos de modelação. De facto, apenas será possível efectuar o desenvolvimento de um modelo válido quando estiverem disponíveis mais dados que permitam quantificar as variáveis do modelo e assim obter um nível de confiança aceitável nos seus resultados. O modelo proposto baseia-se na construção de uma cascata de

modelos tendo em vista a construção de um sistema de apoio à decisão. Estes sistemas de apoio à decisão permitem uma melhor visualização do sistema natural facilitando assim a utilização de modelos mais complexos por parte dos *stakeholders*.

Em estudos futuros existe a necessidade de se fazerem mais campanhas de recolha de dados e com periodicidades menores. Existe ainda a necessidade de se recolherem dados intrínsecos ao ecossistema, dados importantes para a dispersão destas duas espécies, como é o caso de uma análise mais aprofundada dos parâmetros físico-químicos da qualidade da água.

BIBLIOGRAFIA

- BAIR, E. 2001. Models in the courtroom. In M. Anderson, & P. Bates, Model validation: Perspectives in Hydrological Science (pp. 57-76). Chichester: John Wiley & Sons.
- BARAS, E., Bénech, V., & Marmulla, G. (2002). Outcomes of a pilot fish telemetry workshop for developing countries. *Hydrobiologia* 483: 9 - 11.
- BERGMAN, D. A., & Moore, P. A. 2003. Field Observations of Intraspecific Agonistic Behavior of two crayfish species, *Orconectes reusticus* and *Orconectes virilis*, in different habitats. *Marine Biological Laboratory* , 26-35.
- BERNARDO, J., Bruxelas, S., Maia, M., Teixeira, A., Sampaio, J., & Ilhéu, M. 2001. Inevitable Extinction of *Austropotamobius pallipes* in Portugal? Apparent Failure of Restocking Actions. European Meeting “Knowledge- Based Management of European Native Crayfishes – Dialogues between researchers & managers”. Poitiers. França.
- BERNARDO, J., Costa, A. M., & Bruxelas, S. & Teixeira, A. 2011. Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401, 28.
- BRUXELAS, S., Costa, A., Bernardo, J., Teixeira, A., & Ilhéu, M. 2006. Progressão de dois lagostins exóticos no Nordeste de Portugal: *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*. V Congresso Ibérico de limnologia de Barcelona. Barcelona.
- BUBB, D.H., Lucas, M. C., & Thom, T.J. 2002. Winter movements and activity of a signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in an upland river, determined by radio telemetry. *Hydrobiologia* 483, 111-119.
- BUBB, D.H., Lucas, M. C., Thom, T.J., & Rycroft, P. 2002. The potencial use of PIT telemetry for identifying and tracking crayfish in their natural environment. *Hydrobiologia*, 225-230.
- BUBB, D.H., Thom, T. J., & Lucas, C.M. 2008. Spatial ecology of the white-clawed crayfish in an upland stream and implications for the conservation of this endangered species. *Aquatic conservation marine and freshwater ecosystems* 18: 647 – 657.
- CORREIA, M.A., & Bandeira, N. 2005. Predator–prey interactions of *Procambarus clarkii* with aquatic macroinvertebrates in single and multiple prey systems.
- COSTA, A., Bruxelas, S., & Bernardo, J. M. 2009. Colonization of Rio Maçãs (North Portugal) by two exotics crayfish, *Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*. *Biolief – Porto, Portugal*.

- CRAWFORD, L., Yeomans, W.E., & Adams, C.E. 2006. The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems* 16: 611-621.
- DUARTE, P. 2011. *Manual da Modelação Ecológica*. Porto: edições Universidade Fernando Pessoa.
- DUARTE, P., Meneses, R., Hawkins, A. J., Zhu, M., Fang, J., & Grant, J. 2003. Mathematical modelling to assess the carrying for multi-species culture within coastal water. *Ecological Modelling*. Porto.
- FEDRA, K. 2006. DITTY DSS Evaluation Report, DSS State-of-the-art Report. DITTY PROJECT.
- GARCIA-BERTHOU, E., & Moreno-Amich, R. 2000. Rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) introduced to the Iberian peninsula: feeding ecology in Lake Banyoles. *Hydrobiologia* 436: 159-164.
- GERTSEV, V.I., & Gertseva, V.V. 2004. Classification of mathematical models in ecology. *Ecological Modelling*.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M., & Alba-Tercedor, J. 2006. The decline of the endangered populations of the native freshwater crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in southern Spain: it is possible to avoid extinction? *Hydrobiologia* .
- GOUIN, N., Grandjean, F., & Souty-Grosset, C. 2006. Population genetic structure of the endangered crayfish *Austropotamobius pallipes* in France based on microsatellite variation: biogeographical inferences and conservation implications.
- HOLDICH, D.M., & Rogers, W. 1997. The White - Clawed Crayfish, *Austropotamobius Pallipes*, in Great Britain and Ireland with particular reference to its conservation in Great Britain. pp. 597 - 618.
- KREBS, C.J. 2001. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings, 5th ed. .
- LEGATES, D. R., & McCabe, G. J. 1999. Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*.
- LUYTEN, P. J., Jones, J. E., Proctor, R., Tabor, A., Tette, P., & Wild-Allen, K. 1999. COHERENS - A Coupled Hydrodynamic-Ecological Model for Regional and Shelf Seas. Users Documentation. Mumm Report, Management Unit of the Mathematical of the North Sea.

- OTTO, S.P., & Day, T. 2007. A biologist's Guide to mathematical modelling in ecology and evolution. Princeton University Press. , pp. 417 - 421.
- PEREIRA, A., Duarte, A., & Norro, A. 2006. Different modelling tools of aquatic ecosystems : A proposal for a unified approach. . Ecological informatics 1.
- PÉREZ-BOTE, J.L. 2005. Feeding ecology of the exotic red swamp crayfish, *procambarus clarkii* (girard, 1852) in the guadiana river (sw iberian peninsula).
- RICHARDS, K. 1990. 'Real' Geomorphology. Earth Surface Processes and Landforms 15.
- SEED, R. & Hughes, R.N.1995. Criteria for prey size-selection in molluscivores with contrasting claw morphologies. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology .
- TRONTELJ, P., Machino, Y., & Sket, B. 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences.
- VICHI, M., Pinardi, N., & Masina, S. 2007. A generalized model of pelagic biogeochemistry for the global ocean ecosystem. Part I. Theory. J. Mar. Sys. 64.
- WAINWRIGHT, J., & Mulligan, M. 2004. Environmental Modelling - Finding Simplicity in Complexity. London: John Wiley & Sons, Ltd.

CAPÍTULO 4: INTERACÇÃO ENTRE DUAS ESPÉCIES DE LAGOSTINS EXÓTICOS (*Pacifastacus leniusculus* E *Procambarus clarkii*): ESTUDO EXPERIMENTAL BASEADO EM PIT-TELEMETRIA

RESUMO

No rio Maçais (bacia do Rio Douro), no Nordeste de Portugal, coexistem duas espécies de lagostins exóticos, o lagostim-vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*) e o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*). Dado o carácter invasor demonstrado por ambas as espécies em ambiente selvagem, procedeu-se ao estudo do seu comportamento, nomeadamente através da análise do movimento e padrão de actividade, em espaço confinado (*i.e.* aquários com dimensões de 150 x 100 cm e condições ambientais controladas) e aplicada a técnica da PIT-telemetria (Passive Integrated Technology, UKID Systems, U.K.), com recurso a um MPD (Data-logger) e oito antenas circulares de detecção de transmissores (PIT-tags). Seleccionaram-se locais específicos de alimentação (centro do aquário) e refúgio (nos 4 cantos, de modo a fornecer isolamento visual entre lagostins). Foram implantados 8 PIT-tags, com identificação individual, em 2 machos e 2 fêmeas de cada espécie e monitorizado o seu comportamento de forma contínua (dia e noite) ao longo de 15 dias, durante o período estival (Julho) de 2010. Obtiveram-se aproximadamente 30 000 registos, analisados em termos de frequência de dados repetidos (registos contínuos na mesma antena) e não repetidos por cada animal e antena. A análise dos dados sugere um comportamento diferenciado entre espécies e sexos com dominância do lagostim vermelho relativamente ao lagostim sinal e dos machos sobre as fêmeas. As interacções entre espécies podem estar na origem do afastamento e menor actividade de *P. leniusculus* dos locais mais próximos da área de alimentação. Por outro lado, as fêmeas demonstraram ser menos activas (menor mobilidade) do que os machos de ambas as espécies. Estes estudos ao nível da micro-escala são importantes para perceber os comportamentos das espécies dominantes nos ecossistemas e contribuir para, por exemplo, definir as medidas mais correctas para a gestão e contenção das espécies exóticas invasoras.

Palavras-chave: PIT-telemetria, interacção, movimento, *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*.

ABSTRACT

Two exotic crayfish species, the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, and the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, inhabit the same stretches in the River Maçãs (River Douro basin) in northern Portugal. Since both species displayed an invasive character in wild environment, it was decided to study the behavior, namely the analyses of movement and activity pattern in a confined area (*i.e.* aquarium, 150 x 100 cm area, with environmental conditions controlled), using a PIT-Telemetry equipment (Passive Integrated Technology, UKID Systems, U.K.), composed by a MPD (Data-logger) and eight black panel antennae to detect the transponders (PIT-tags). It was selected particular sites for feeding (*i.e.* in the centre of the aquarium each 2 days) and resting (*i.e.* 4 sites in each corner of the aquarium) activities. Eight PIT-tags, with individual identification, were externally implanted in 2 male and 2 female for each species and the behavior monitored, continuously (day and night), during 15 days in summer season (July) of 2010. About 30,000 records were obtained and analyzed in terms of repeated (records registered in the same antenna) and non-repeated data for each animal and antenna). The data analyses suggested a different behavior between species and sex, showing a dominance status for male (sex) and red swamp crayfish (species). Species interaction and hierarchy status established inside of the aquarium can originate the displacement and the minor activity of the *P. leniusculus* near feeding areas. On the other hand, female showed less mobility than male for both species. These studies, even for a microscale level, are important to understand the behavior of dominant species and to contribute to define the better management and contention of exotic invasive species in the ecosystems of northern Portugal.

Key-words: PIT-telemetry, interaction, movement, *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus*.

4.1- INTRODUÇÃO

Os lagostins (Astacida) são os maiores invertebrados presentes em ecossistemas de água doce. Aproximadamente 600 espécies de crustáceos decápodes dulçaquícolas estão distribuídas por todo o mundo, ainda que a maioria esteja localizada nos continentes da América do Norte e da Oceânia. Podem viver nos mais diversificados ecossistemas epicontinentais, lóticos e lênticos e tolerar diferentes graus de salinidade (e.g. estuários).

Segundo Pockl *et al.* (2006) ocorrem na Europa 5 espécies nativas (indígenas), todas pertencentes à família Astacidae: 1) *Astacus astacus* (LINNAEUS, 1758); 2) *Astacus leptodactylus* ESCHSCHOLTZ, 1823; 3) *Astacus pachypus* RATHKE, 1837; 4) *Austropotamobius torrentium* (SCHRANK, 1803) e 5) *Austropotamobius pallipes* (LEREBoullet, 1858) (Figura 4.1).

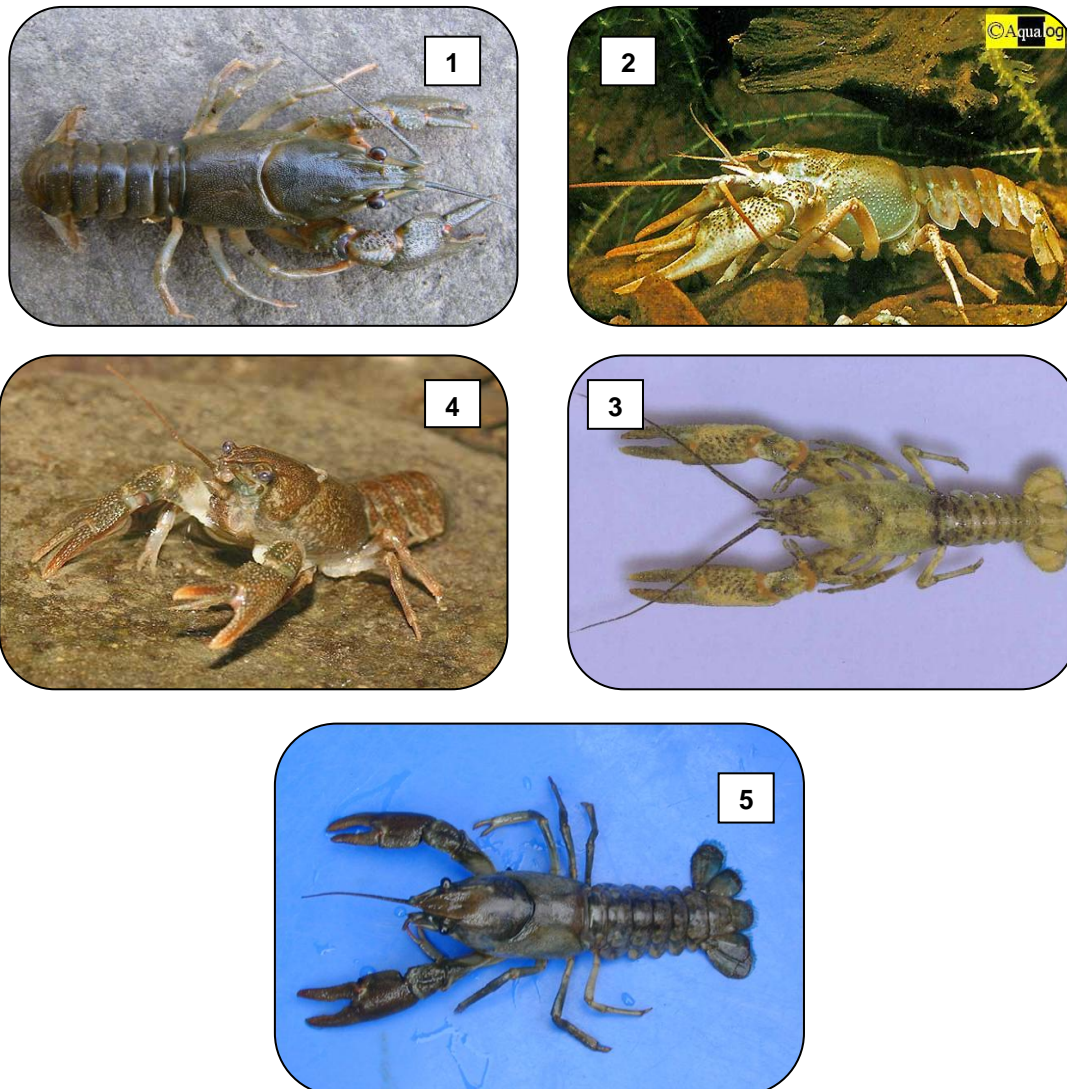


FIGURA 4.1- ESPÉCIES DE LAGOSTINS DE ÁGUA DOCE INDÍGENAS DO CONTINENTE EUROPEU 1) *ASTACUS ASTACUS* 2) *ASTACUS LEPTODACTYLUS* 3) *ASTACUS PACHYPUS* 4) *AUSTROPOTAMOBIOUS TORRENTIUM* 5) *AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES*.

Em Portugal, das espécies europeias acima mencionadas, apenas existe registo, no passado, da presença do lagostim-de-patas-brancas, *Austropotamobius pallipes*, cujas populações mais estáveis e com maior sucesso reprodutor se localizaram no Nordeste Transmontano, nomeadamente no Rio Angueira, afluente da margem esquerda do rio Maçãs (Bacia do rio Sabor). No entanto, nenhum exemplar de *A. pallipes* foi capturado desde 1991 (Bernardo *et al.*, 2001), confirmado pelo último levantamento exaustivo, efectuado em 2009, no âmbito da Medida Compensatória MC10– Programa de Protecção e Valorização de Répteis, Anfíbios e Invertebrados no Vale do Sabor, desenvolvida para o RECAPE do Aproveitamento Hidroeléctrico do Baixo Sabor (AHBS). Esta medida surge após o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) ter identificado a necessidade de aprofundar e actualizar a caracterização e avaliação do estado de conservação das espécies abrangidas no âmbito da Directiva Habitats (entre as quais contava o *A. pallipes*) existentes na região do Baixo Sabor e no Nordeste Transmontano.

Segundo BERNARDO *et al.* (2001), os factores apontados para a regressão e posterior desaparecimento da espécie *A. pallipes*, podem ter-se ficado a dever à:

- a) Denominada **peste do lagostim**, uma doença provocada por um fungo, o *Aphanomyces astaci*, cujos vectores da doença são outras espécies de decápodes exóticos, cuja epidemia observada dizimou muitas populações selvagens europeias da espécie *A. pallipes*, embora não tenha sido possível confirmar a presença da doença na região transmontana.
- b) **Degradação ambiental** resultante de factores que potencialmente terão actuado de forma conjunta, contribuindo para o “afastamento do óptimo ecológico” para a maioria das espécies residentes. Foram detectados diferentes tipos de poluição (*e.g.* química, física e microbiológica), alterações substanciais na qualidade do canal (*e.g.* sedimentação, regularização) e do ecótono ripário (*e.g.* cortes da galeria ripícola, plantação de espécies exóticas, erosão das margens) que estão na base da degradação ambiental observada.
- c) **Sobrepesca** derivada, essencialmente, de hábitos gastronómicos enraizados em muitos aglomerados rurais e urbanos situados na proximidade de rios com populações importantes destes decápodes de água doce.

Actualmente, é reconhecida a presença de duas espécies de lagostins de água doce exóticos que vieram “substituir” o *Austropotamobius pallipes* no Nordeste Transmontano: **1) *Pacifastacus leniusculus* (DANA, 1852)** (Astacidae), denominado de lagostim-sinal e **2) *Procambarus clarkii* (GIRARD, 1852)** (Cambaridae), denominado de lagostim-vermelho da Louisiana (Figura 4.2).



Pacifastacus leniusculus
(DANA, 1852)

Procambarus clarkii
(GIRARD, 1852)



FIGURA 4.2- ESPÉCIES DE LAGOSTINS DE ÁGUA DOCE EXÓTICAS PRESENTES NO NORDESTE TRANSMONTANO.

O **lagostim-vermelho da Louisiana**, uma espécie sub-tropical, foi detectado pela primeira vez em Portugal em 1979, no rio Caia (Alentejo), e tem actualmente uma distribuição muito ampla, estando presente em todas as bacias hidrográficas dos grandes rios portugueses. A sua expansão é galopante assumindo em muitos ecossistemas um carácter invasor, dada a elevada plasticidade ecológica que lhe permite adaptações assinaláveis numa grande diversidade de ambientes aquáticos, como sejam as condições ambientais extremamente severas e contrastantes encontradas, por exemplo, no sul de Portugal ou no Nordeste Transmontano.

Por sua vez, o **lagostim-sinal** é uma espécie adaptada a águas mais frias, e tem um passado bem mais recente em Portugal, com uma distribuição inicialmente (de 1997 a 2010) confinada às bacias hidrográficas dos rios Maças e Angueira, afluentes do rio Sabor, fruto da introdução na rede hídrica internacional por parte das autoridades espanholas. Actualmente vão sendo detectados focos preocupantes desta espécie disseminados, obviamente pela mão humana, por diversos rios da região transmontana (e.g. rios Fervença, Sabor, Baceiro, Tuela) (Teixeira *et al.*, 2010).

Ambas as espécies têm demonstrado, nesta última década, uma capacidade de dispersão bem evidente ao longo da rede hídrica dos rios Maças e Angueira (Bernardo *et al.*, 2011). As densidades atingidas e a coexistência em muitos troços dos dois rios catapultam estas espécies para posições dominantes no *biota*, sendo factores de desequilíbrio na tipologia e funcionamento destes ecossistemas. Vários investigadores (Prockl *et al.*, 2006) referenciam que estas espécies podem actuar simultaneamente como predadoras e presas em diferentes cadeias alimentares e, sendo omnívoros oportunistas, são vistos como “*keystones species*” (espécies-chave) na avaliação ambiental de sistemas aquáticos.

A progressão das espécies exóticas estará ainda mais facilitada no futuro, pelas perturbações que irão sofrer características abióticas e bióticas dos ecossistemas aquáticos, na sua maioria de natureza antrópica, como sejam a poluição, a sedimentação, a degradação do ecótono ripário e especialmente a regularização de caudais, com destaque para a construção do Aproveitamento Hidroeléctrico do Baixo Sabor (AHBS).

Por tal motivo, justifica-se a necessidade de aplicar medidas e estratégias adequadas à erradicação de exóticas ou, no mínimo, que evitem a expansão que tem ocorrido na última década. Neste sentido, afigura-se essencial o recurso a mecanismos de controlo (e.g. físico, químico e biológico), de gestão de habitats e o desenvolvimento de acções que salvaguardem a conservação da biodiversidade e protecção de espécies autóctones ameaçadas. A própria Directiva-Quadro da Água (DQA) tem como objectivo prioritário que os ecossistemas aquáticos atinjam, no mínimo, um bom estado químico e ecológico, no qual seja uma garantia assegurar a preservação dos recursos naturais.

O conhecimento da bio-ecologia de ambas as espécies introduzidas e dos potenciais impactos nos ecossistemas da região transmontana são fundamentais para contribuir para a salvaguarda das espécies autóctones. Mitigar os efeitos em troços ocupados e a inviabilizar a colonização massiva de habitats que ainda não estejam ocupados pelos lagostins sinal e vermelho, maioritariamente troços de aptidão salmonícola da bacia do rio Sabor são seguramente objectivos a atingir.

O **objectivo do presente estudo** foi o de contribuir para o conhecimento dos impactos decorrentes de fenómenos de interacção ocorridos à escala do microhabitat, e mais especificamente em **avaliar o comportamento de populações simpátricas de lagostins exóticos selvagens** através da utilização da tecnologia denominada de PIT-Telemetria, em ambientes confinados onde foi possível fixar fontes de variação que pudessem mascarar o comportamento de ambas as espécies para densidades elevadas.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem de campo: Captura dos exemplares selvagens

Em Junho de 2010, foi seleccionado um troço do rio Maçãs, na proximidade de Vimioso, onde coexistem ambas as espécies de lagostins exóticos (Figura 4.3).



Figura 4.3. Localização do local de captura no Rio Maçãs dos exemplares de lagostins usados no estudo (Junho de 2010).

Para a captura dos lagostins usados no estudo, recorreu-se covos rectangulares e redondos, iscados com restos de peixes. Os covos foram colocados no curso de água ao fim da tarde, próximo das margens e recolhidos no dia seguinte (Figura 4.4).



Figura 4.4 - Covos rectangulares e redondos usados na captura de lagostins.

Entre os exemplares capturados, foram seleccionados 2 machos e 2 fêmeas, por cada espécie. Houve o cuidado de escolher indivíduos adultos (medições entre 9,5-10,0 cm de comprimento), no último estágio de inter-muda, sem danos visíveis (*i.e.* sem antenas, pleiópodes e outras estruturas locomotoras e/ou com lesões no exoesqueleto e estruturas vitais, como os olhos), de modo a evitar potenciais enviesamentos nas experiências, devido a diferenças comportamentais e morfológicas. Os lagostins foram transportados para o

laboratório, onde foram marcados com transmissores PIT-Tags e mantidos isolados, em tanques de 100 L, durante 3 dias, sem qualquer tipo de contacto físico e visual.

Desenho Experimental

A monitorização do comportamento de populações simpátricas dos lagostins exóticos, *P. clarkii* e *P. leniusculus*, foi feita intensivamente durante 7 dias (de 1 a 7 de Julho de 2010), através do recurso a dois métodos complementares (Figura 4.5):

- 1) **PIT-Telemetria**, através do uso do equipamento anteriormente descrito e
- 2) **Observação visual**, com base no uso de uma vídeo-câmara e à observação directa por períodos de tempo limitados.



Figura 4.5 – Métodos usados no estudo do comportamento de populações simpátricas de lagostins exóticos: PIT-Telemetria e Videocâmara.

Com o intuito de fixar potenciais fontes de variação no comportamento das espécies, optou-se por desenvolver o estudo num ambiente confinado e controlado, mediante o uso de aquários (dimensão 150 x 100 cm, volume de água de 12 000 L). Estes aquários (FRibeiro®) permitem controlar a temperatura, a taxa de oxigenação mediante a renovação do fluxo de água e ainda manter a qualidade da água, com base num sistema de filtros. Beneficiam ainda de uma base de areia grosseira, idêntica a muitos troços naturais de rios.

No sentido de promover a interacção intra e interespecífica, assim como entre sexos, decidiu-se implementar as seguintes condições:

- 1) Providenciar refúgio, através da incorporação de 4 tubos de plástico colocados nos cantos do aquário, para promover o isolamento visual e atenuar o stress contínuo dos animais (Figura 4.6) e;



Figura 4.6 – Localização do refúgios (4 cantos) no aquários.

- 2) Fornecer alimento, maioritariamente peixe, cada dois dias, exactamente no ponto central do aquário, preso por um fio, de modo a ser o menos possível deslocado e transportado para áreas mais reservadas (e.g. refúgios) (Figura 4.7).



Figura 4.7 – Fornecimento de alimento, cada dois dias de intervalo.

O desenho do croqui do estudo, fundamental para a monitorização, com a localização das antenas, refúgios e zona de alimentação está apresentado na figura 4.8.

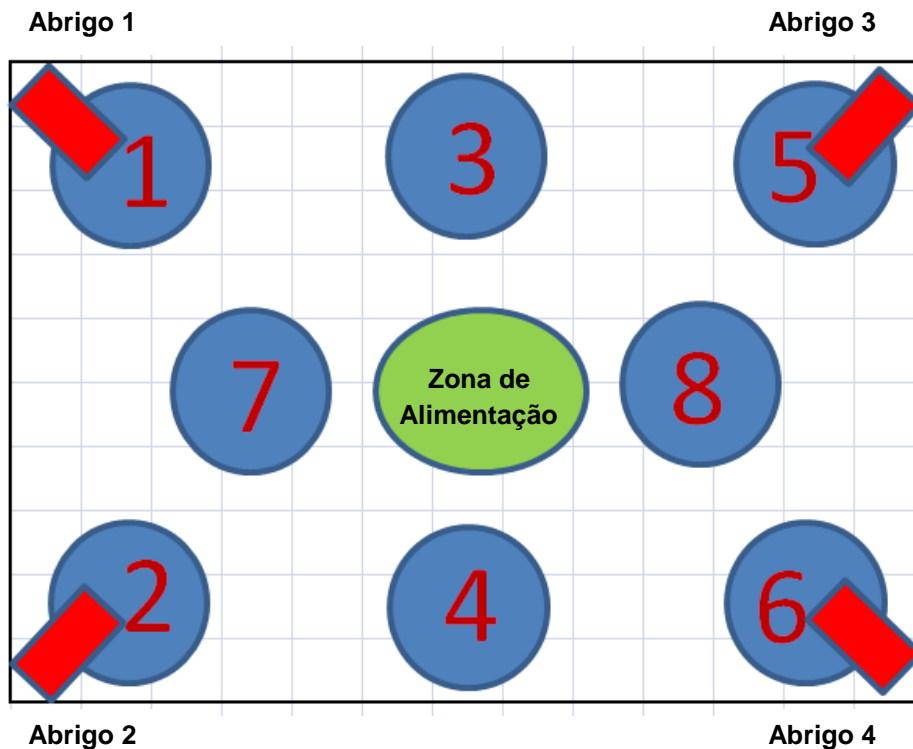


Figura 4.8 – Croqui do estudo: identificação das antenas (nº 1 a 8), refúgios e local de alimentação.

Tratamento em laboratório: Marcação dos exemplares selvagens

No processo de marcação dos lagostins foram utilizados transmissores passivos, *PIT-Tags*, com dimensões de 12 mm comprimento x 2,1 mm de diâmetro (UKID Systems; Ref. 122IJ), implantados externamente, mais propriamente na parte superior da cápsula céfalo-torácica, com uma massa de rápida secagem e adesão. Para uma rápida identificação de cada indivíduo optou-se ainda por utilizar cores distintas (*i.e.* aplicação de um verniz), devidamente aplicadas sobre a massa de fixação do PIT-Tag. (Figura 4.9).



Figura 4.9 – Processo de marcação dos lagostins: Implantação do PIT-Tag e utilização de cores para identificação posterior.

Para a monitorização do comportamento de ambas as espécies e sexos, foi construída a Tabela 4.1, com a identificação completa dos oito exemplares marcados.

Tabela 4.1- Identificação (PIT-Tags e Cores) utilizada nos exemplares marcados.

| CÓDIGO PIT-Tag | SEXO | TAMANHO | COR | ESPÉCIE | ACRÓNIMOS |
|----------------|-------|---------|-----------------|----------|-----------|
| DC-0029-F9F5 | Macho | 10,5 | Branca | Vermelho | kb |
| DC-0038-160C | Macho | 9,5 | Laranja | Vermelho | kl |
| DC-002A-0795 | Fêmea | 10,5 | Amarela | Vermelho | ka |
| DC-0029-EF8C | Fêmea | 9,5 | Roxa | Vermelho | kr |
| DC-0038-19F1 | Macho | 10,0 | Preta | Sinal | sp |
| DC-0037-F3FD | Macho | 10,0 | Amarela Torrado | Sinal | sat |
| DC-0038-0013 | Fêmea | 9,5 | Verde | Sinal | sv |
| DC-002A-0127 | Fêmea | 10,0 | Rosa Velho | Sinal | srv |

Cada PIT-Tag possui um código único, tendo permitido a monitorização individual contínua, dia e noite de cada indivíduo marcado (Figura 4.10).

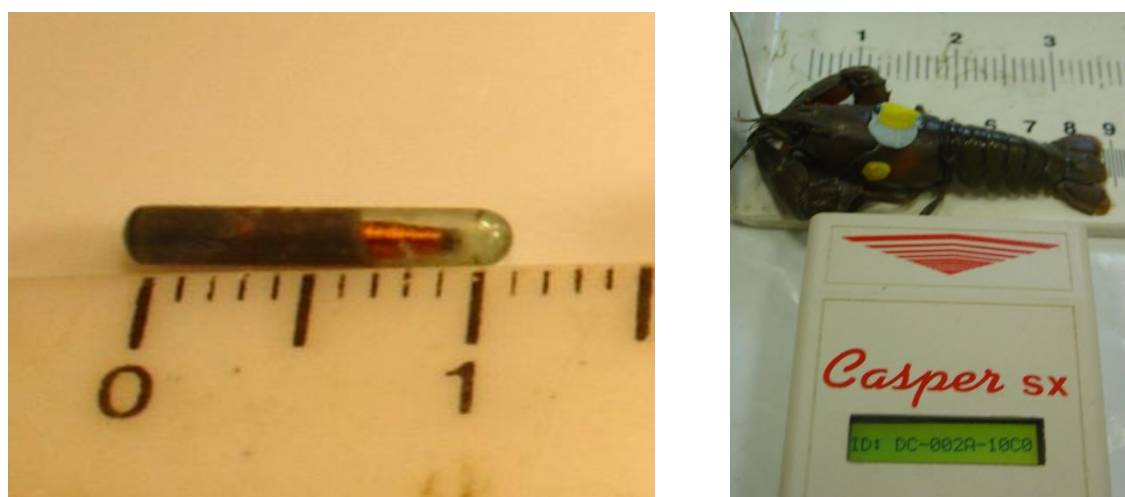


Figura 4.10 – Processo de marcação e validação do código de cada PIT-Tag.

Equipamento de PIT-Telemetria

Foi utilizada uma tecnologia denominada de PIT-Telemetria (Passive Integrated Transponders-Telemetry, UKID Systems Ltd, Preston, U.K.), que consiste num *data-logger* (MPD Multi-Point Decoder) conectado com um sistema de 8 antenas e alimentado por uma bateria recarregável de 24 volts (18 Ah). Este sistema permite o registo contínuo dos dados capturados por cada antena (painel circular de 30 cm de diâmetro) que opera com uma frequência de 134 kHz e tem um limite de detecção de 90 mm para os transmissores 1221J (12 mm comprimento x 2,1 mm de diâmetro; UKID Systems) (PIT-Tags) usados no estudo (Figura 4.11).



Figura 4.11 – Sistema de PIT-Telemetria usado (UKID Systems Ltd, Preston, U.K.)

Este sistema tem capacidade para armazenar na memória do *data-logger* aproximadamente 1200 registos de PIT-Tags com identificação individual e mais de 6000 dados para a detecção simples. Foi usado um filtro com um intervalo de tempo mínimo de 25 segundos para as leituras, com o intuito de reduzir o número de eventos repetitivos, quando um lagostim permanecesse imóvel ou circulando no raio de acção de cada antena. O *output* dos dados de identificação (ID) foi descarregado, aproximadamente com intervalos de 3-4 horas (*i.e.* para evitar a máxima perda de dados, uma vez que o sistema começa a eliminar os primeiros dados armazenados logo que a capacidade de memória é excedida) do MPD (via RS232) para um *ficheiro excel* de um computador pessoal. A bateria e o MPD funcionam devidamente protegidos num dispositivo de segurança especial (*Peli-Plastic equipment case*) (Figura 4.12).



Figura 4.12. Processamento dos registos armazenados no MPD sempre que um lagostim marcado com um PIT-Tag passa dentro dos limites de detecção duma antena.

Tratamento de dados

As análises estatísticas, baseadas nos registos obtidos a partir do *data-logger* MPD durante o período de amostragem (7 dias), foram realizadas tendo em conta: **1) frequências repetidas** (*i.e.* são contabilizados todos os eventos registados para cada um dos lagostins ao longo do tempo sobre cada uma das 8 antenas) e **2) frequências não repetidas** (*i.e.* apenas se considera o primeiro registo em cada antena diferente, não sendo contabilizados todos os registos repetidos de cada lagostim sobre uma mesma antena).

Foram aplicadas diversas técnicas de análise multivariada aos dados obtidos, nomeadamente a análise não-métrica multidimensional (NMDS), que consiste num método de ordenação baseado em *ranks* estabelecidos a partir da matriz de similaridades de BRAY-CURTIS, que foi aplicada quer às frequências não repetidas, para detecção de potenciais comportamentos diferentes entre os factores: espécie, sexo, período do dia, semana e indivíduo. Realizou-se ainda uma análise multivariada de similaridades, mediante a aplicação de um teste não-paramétrico (*one-way ANOSIM test*) à matriz de similaridade de BRAY-CURTIS para avaliar as diferenças significativas entre os grupos considerados. Estas análises foram efectuadas com o package PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2001) Os dados das frequências repetidas e não repetidas foram log-transformados [$\log(x+1)$].

Por sua vez, os dados obtidos através de **observação visual** permitiram compilar a informação com base em: **1) visualização directa**, durante períodos de uma hora, e **2) análise das gravações feitas pela videocâmara**. Foram objecto de análise detalhada os seguintes aspectos comportamentais:

- a) Encontros agonísticos entre lagostins, considerando as espécies e os sexos;
- b) Comportamento na presença de alimento;
- c) Uso do habitat, nomeadamente dos refúgios fornecidos;
- d) Distribuição espacial ao longo do tempo
- e) Tipo de movimentos (áreas centrais *versus* margens)
- f) Actividade diária, considerando 4 períodos: noite, amanhecer, dia, anoitecer.

Para analisar a actividade e comportamento desenvolvidos pelos lagostins no aquário, foi elaborado um **etograma** no sentido de padronizar comportamentos e evitar enfiamentos nos dados obtidos pelas observações individuais. Por exemplo, para os comportamentos agonísticos foi elaborado um Quadro (Quadro 4.2), adaptado de Lynas *et al.* (2007), onde foram definidas diferentes categorias para avaliação das interacções entre animais. Alguns dos comportamentos identificados estão expressos na Figura 4.13 a 4.16. Paralelamente,

foram ainda identificados outros comportamentos associados ao uso dos refúgios e alimentação (Figuras 4.17 a 4.18).

Quadro 4.2- Códigos do etograma definido (adaptado de Lynas *et al.*, 2007)

| Categorias | Descrição do evento |
|--------------------|--|
| Luta | Interacção agressiva bilateral com luta entre indivíduos |
| Toque | Interacção agressiva unilateral, com toque e afastamento do oponente |
| Ameaça | Aproximação rápida com ameaça e afastamento do oponente |
| Afastamento | Afastamento, apesar do oponente não demonstrar comportamento agressivo |



Figura 4.13- Etograma definido para os encontros agonísticos (comportamento: afastamento)



Figura 4.14- Etograma definido para os encontros agonísticos (comportamento: ameaça)



Figura 4.15- Etograma definido para os encontros agonísticos (comportamento: toque)



Figura 4.16- Etograma definido para os encontros agonísticos (comportamento: Luta)



Figura 4.17- Uso dos refúgios (interior).



Figura 4.18- Actividade alimentar.

Foi registado o número e tipos de interações de cada indivíduo durante um período de observação de 2h. Para cada espécie e sexo o número de registos de interações agressivas considerados como vitórias ganhas foi determinado pelo número de lutas, toques e ameaças somadas ao número de afastamento observados pelos oponentes.

4.3. RESULTADOS

As condições ambientais promovidas no aquário mantiveram-se praticamente constantes, durante os 8 dias consecutivos (*i.e.* de 1 a 7 de Junho de 2010) em que foi monitorizado o comportamento dos 8 exemplares de lagostins, relativamente aos parâmetros físico-químicos da água mensurados diariamente *in situ* (temperatura: 19-21 °C; oxigénio dissolvido: 7,2-8,0 mg O₂/L; pH: 6,9-7,2; condutividade: 70-75 µS/cm). A densidade escolhida, *i.e.* 6,4 lagostins/m², aproximou-se da situação verificada em alguns troços de rios onde ambas as espécies coexistem em condição simpátrica.

4.3.1. PIT-Telemetria

Tendo em conta a globalidade de registos (*i.e.* frequências repetidas) correctamente identificados pelo *data-logger* (erro de identificação do MPD: 0,29-1,88%) durante os 7 dias do estudo, foram obtidos 33 672 dados, referente aos 8 exemplares das duas espécies de lagostins exóticos e às 8 antenas de detecção colocadas debaixo do substrato de areia do aquário. Registaram-se mais eventos para a espécie *Procambarus clarkii* (60,5%) do para a espécie *Pacifastacus leniusculus* (39,5%). Refira-se que uma análise imediata destes dados permite fazer a sua associação com uma estabilização/permanência dos indivíduos com mais registos em zonas particulares do habitat (aquário), como possam ser os locais de refúgio.

Relativamente às frequências de dados não repetidos, a tendência manteve-se embora menos evidente, tendo sido contabilizados 5454 registos, correspondendo 52,1% e 47,9% a registos identificados, respectivamente, para as espécies *Procambarus clarkii* e *Pacifastacus leniusculus*. Por sua vez, esta análise está mais associada ao movimento de cada indivíduo, sem contabilizar os períodos de permanência num dado local.

As ordenações NMDS dos dados referentes às frequências não repetidas (*i.e.* n^o observações/hora), apresentadas num espaço bidimensional (Figura 4.19 a 4.23), revelaram para os diferentes factores em análise: **1) espécie** (*P. clarkii* vs. *P. leniusculus*); **2) sexo** (machos vs. fêmeas); **3) período do dia** (noite, amanhecer, dia, anoitecer); **4) semana** (da 1^a à 7^a semana de monitorização) e **5) indivíduo** (8 exemplares, equitativamente distribuídos por espécie e sexo) separações mais evidentes para os factores espécie e sexo. Refira-se ainda que o valor do stress obtido na ordenação foi de 0,01, que significa uma excelente representação para os dados obtidos (Clarke & Warwick, 1994).

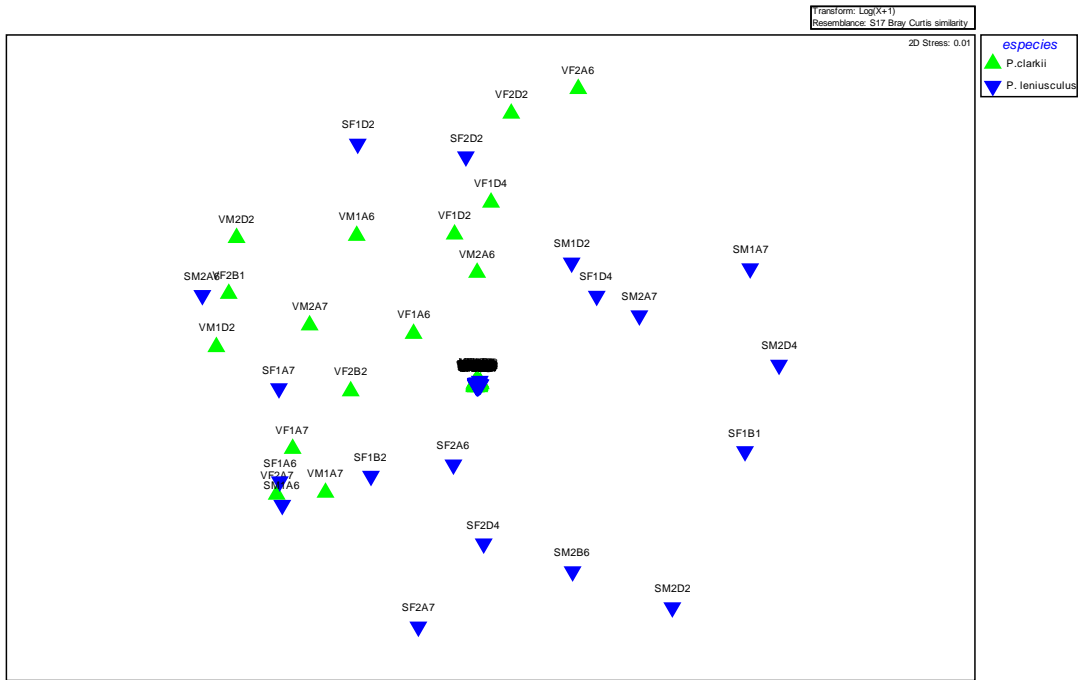


Figura 4.19. Ordenação NMDS, baseada nos dados das frequências não repetidas/hora, referente ao Factor: Espécie.

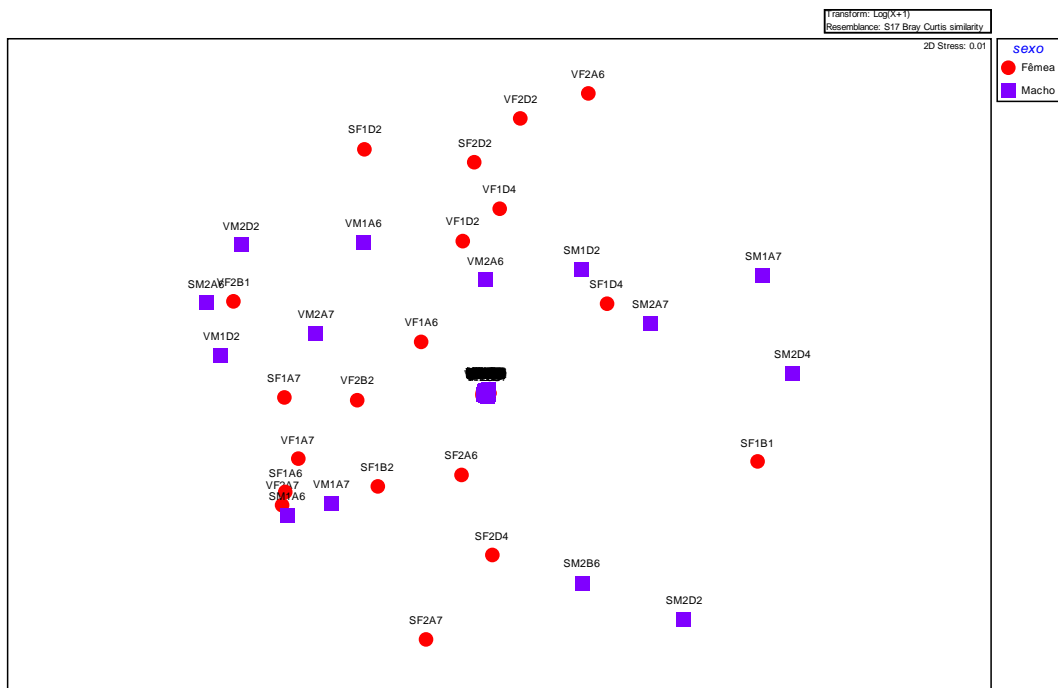


Figura 4.20. Ordenação NMDS, baseada nos dados das frequências não repetidas/hora, referente ao Factor: Sexo.

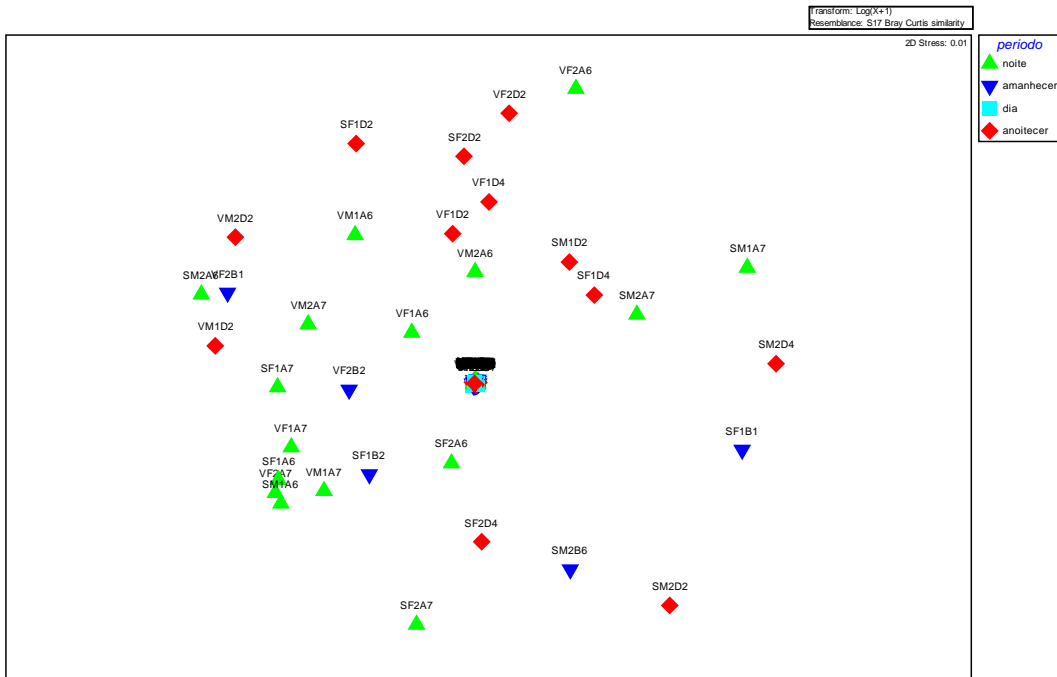


Figura 4.21. Ordenação NMDS, baseada nos dados das frequências não repetidas/hora, referente ao Factor: Período do Dia.

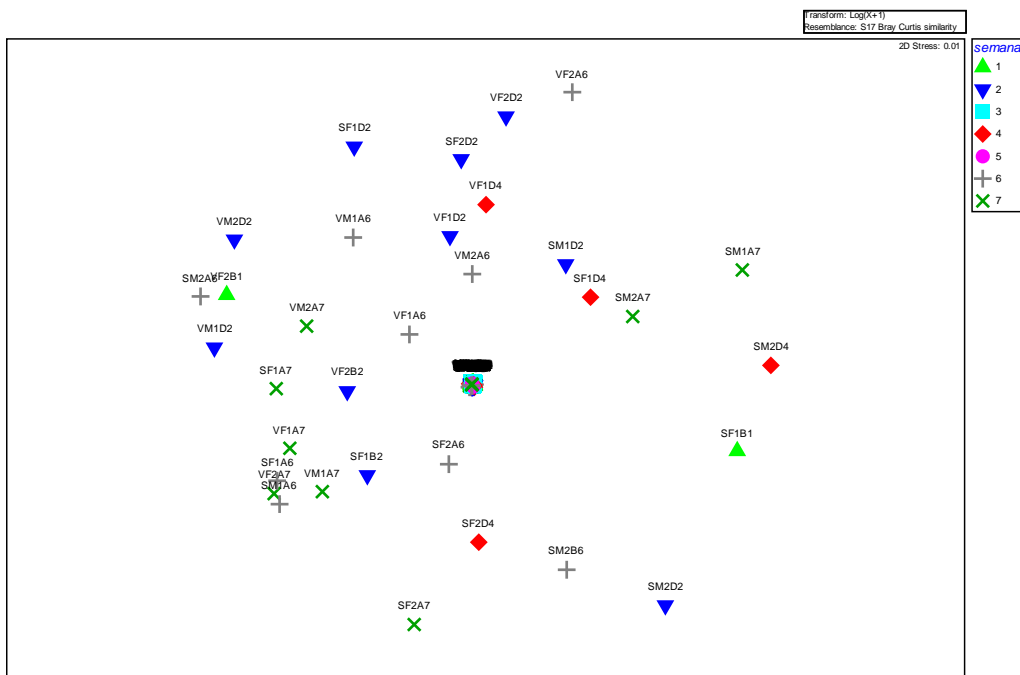


Figura 4.22. Ordenação NMDS, baseada nos dados das frequências não repetidas/hora, referente ao Factor: Semana de estudo.

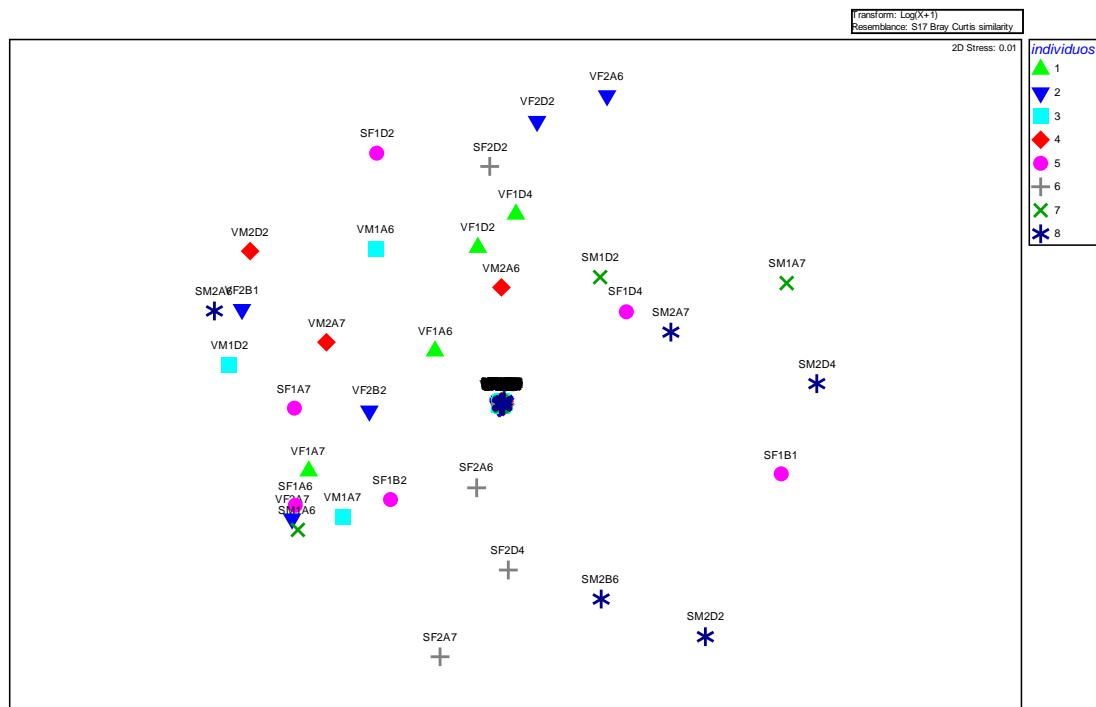


Figura 4.23. Ordenação NMDS, baseada nos dados das frequências não repetidas/hora, referente ao Factor: Indivíduo.

Finalmente, os testes *one-way ANOSIM*, realizados para as frequências não repetidas, detectaram diferenças significativas para os vários factores em análise. Desta forma, verificou-se que para:

- a) Espécies: Foram detectadas diferenças muito significativas ($P < 0,01$);
- b) Sexos: Foram detectadas diferenças significativas ($P < 0,05$);
- c) Períodos do dia: 1) foram detectadas diferenças altamente significativas ($P < 0,001$) entre os pares: dia/noite; amanhecer/dia; dia/anoitecer; 2) muito significativas entre noite e amanhecer e 3) não significativas ($P > 0,05$) para noite/amanhecer e amanhecer/anoitecer;
- d) Semanas de estudo: foram detectadas diferenças significativas ($P < 0,05$) para as 7 semanas, com excepção dos seguintes pares consecutivos: 3/4; 4/5 e 6/7;
- e) Indivíduos: Foram encontradas as diferenças significativas expressas no Quadro 4.3.

Quadro 4.3- Significância dos testes ANOSIM (* P< 0,05; ** P< 0,01; * P<0,001; n.s.- Não significativo), realizados com as duas espécies de lagostins exóticos.**

| | P. clarkii Fêmea 1 | P. clarkii Fêmea 2 | P. clarkii Macho 1 | P. clarkii Macho 2 | P. leniu. Fêmea 1 | P. leniu. Fêmea 2 | P. leniu. Macho 1 | P. leniu. Macho 2 |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| P. clarkii Fêmea 1 | - | | | | | | | |
| P. clarkii Fêmea 2 | *** | - | | | | | | |
| P. clarkii Macho 1 | n.s. | ** | - | | | | | |
| P. clarkii Macho 2 | ** | *** | * | - | | | | |
| P. leniu. Fêmea 1 | ** | ** | ** | * | - | | | |
| P. leniu. Fêmea 2 | * | *** | *** | * | n.s. | - | | |
| P. leniu. Macho 1 | ** | *** | * | n.s. | ** | n.s. | - | |
| P. leniu. Macho 2 | ** | *** | * | * | n.s. | n.s. | n.s. | - |

Da análise da Figura 4.24, efectuada com base nas frequências repetidas e individualizadas por antena (Antena 1 a 8) revelou que as antenas 1 e 2 foram as mais usadas pelas fêmeas, acrónimos *kr* e *ka*, de *P. clarkii*, tendo utilizado os refúgios existentes sobre as antenas A1 e A2, respectivamente. Seguiu-se a antena 5, usada maioritariamente pelo macho *kl* de *P. clarkii*. O padrão observado para as restantes antenas não foi tão diferenciado, embora a antena 5 tenha mais utilizada que as restantes (*i.e.* 3, 6, 7 e 8).

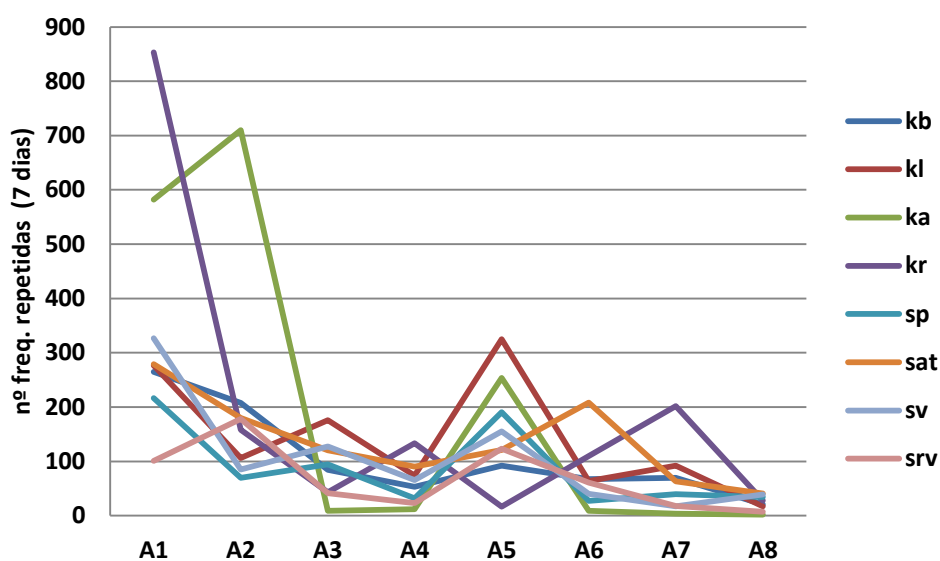


Figura 4.24- Padrão de uso das áreas do aquário, baseado no número total de frequências repetidas, detectadas em cada antena (A1 a A8), para os machos (*kb* e *kl*) e fêmeas (*ka* e *kr*) de *P. clarkii* e para os machos (*sp* e *sat*) e fêmeas (*sv* e *srv*) de *P. leniusculus*.

Se fizermos a mesma análise (Figura 4.25), baseada no nº de frequências não repetidas, para cada indivíduo e antena, verifica-se o indivíduo com maior mobilidade corresponde ao macho *kb* de *P. clarkii*, a que não será alheio a *status* de dominância (ver secção 3.2) que assume este lagostim. As hierarquias estabelecidas e o carácter mais agressivo evidenciado por esta espécie podem justificar o comportamento dos outros indivíduos de *P. clarkii*, nomeadamente das fêmeas que permaneceram grande parte do tempo da experiência refugiadas nos abrigos. De facto, as fêmeas demonstraram uma tendência para evidenciar um comportamento mais sedentário, quando comparado (22,5 vs. 77,5% para *P. clarkii* e 40,5 vs. 49,5% para *P. leniusculus*) com os machos de ambas as espécies.

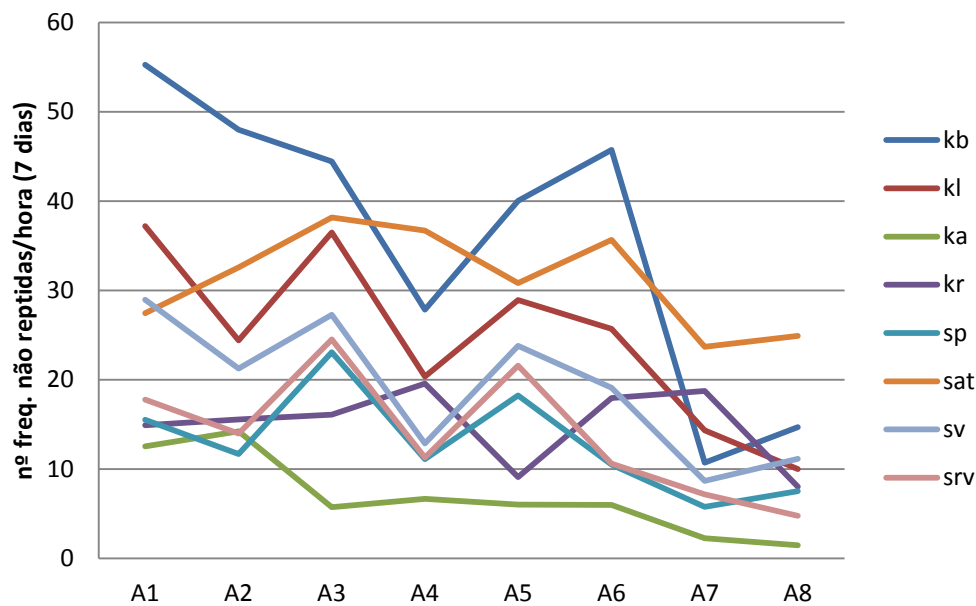


Figura 4.25- Padrão de uso das áreas do aquário, baseado no número de frequências não repetidas/hora, detectadas em cada antena (A1 a A8), para os machos (*kb* e *kl*) e fêmeas (*ka* e *kr*) de *P. clarkii* e para os machos (*sp* e *sat*) e fêmeas (*sv* e *srv*) de *P. leniusculus*.

Relativamente à variabilidade dos comportamentos nos 4 períodos do dia considerados (*i.e.* amanhecer, dia, anoitecer e noite) verificou-se maior mobilidade de *P. leniusculus* para qualquer dos períodos referidos, contribuindo para tal maioritariamente a permanência nos refúgios das fêmeas de *P. clarkii*, ao contrário do macho *kb*, cuja dominância foi exercida em qualquer zona do aquário. De qualquer forma, ambas as espécies incrementaram a sua actividade em condições de baixa luminosidade, evitando por isso o período do dia.

4.3.2- Observações Visuais

As observações visuais permitiram complementar as informações obtidas através da PIT-telemetria. Assim, os comportamentos verificados ao nível das interações entre espécies (*P. clarkii* vs. *P. leniusculus*) e sexos (*macho* vs. *fêmea*) (Figura 4.25) permitiram evidenciar a dominância dos machos de *P. clarkii*, expressa pelo maior nº de “combates ganhos” obtidas nos encontros agonísticos observados (i.e. 5 períodos de 2 horas). Por outro lado, em oposição ao comportamento francamente agressivo dos machos de *P. clarkii*, as fêmeas mostraram uma apetência para rapidamente ocuparem posições de refúgio ou simplesmente se afastarem das zonas mais frequentadas. O registo de lutas e toques foi superior nos encontros agonísticos inter e intraespecíficos de machos.

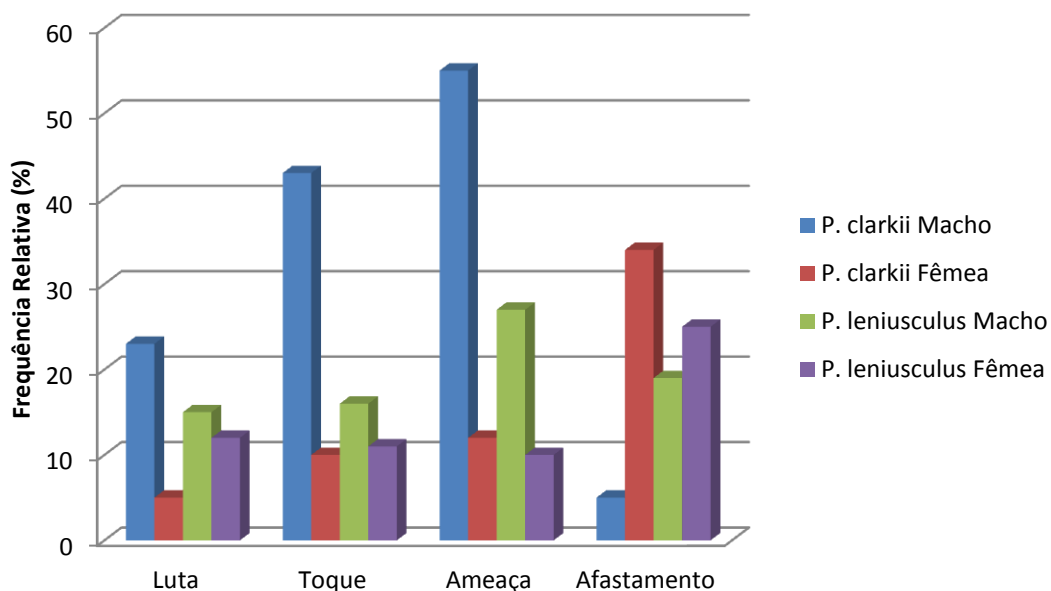


Figura 4.26- Frequência das interações detectadas entre espécies (*P. clarkii* vs. *P. leniusculus*) e sexos (*macho* vs. *fêmea*), para os tipos de comportamentos agressivos definidos (n=5).

Estas interações interespecíficas podem estar na base da exclusão de *P. leniusculus* das posições preferenciais relativamente aos refúgios e inclusive ao alimento. De facto, apesar de responderem de imediato à presença do alimento o lagostim-sinal foi quase sempre desviado do alimento, só tendo acesso a partir do momento em que os machos de *P. clarkii* demonstraram estar saciados. Refira-se, contudo, que este comportamento não foi tão evidente com as fêmeas de *P. clarkii*.

Esta abordagem sumária (observação directa e/ou de gravações) foi ainda cruzada com a informação referente à PIT-telemetria visando complementar e conciliar os dois tipos de análise, tendo-se observado, tal como seria de esperar (i.e. devido ao filtro instalado no *data-logger*), que nem toda a actividade fica registada na PIT-telemetria.

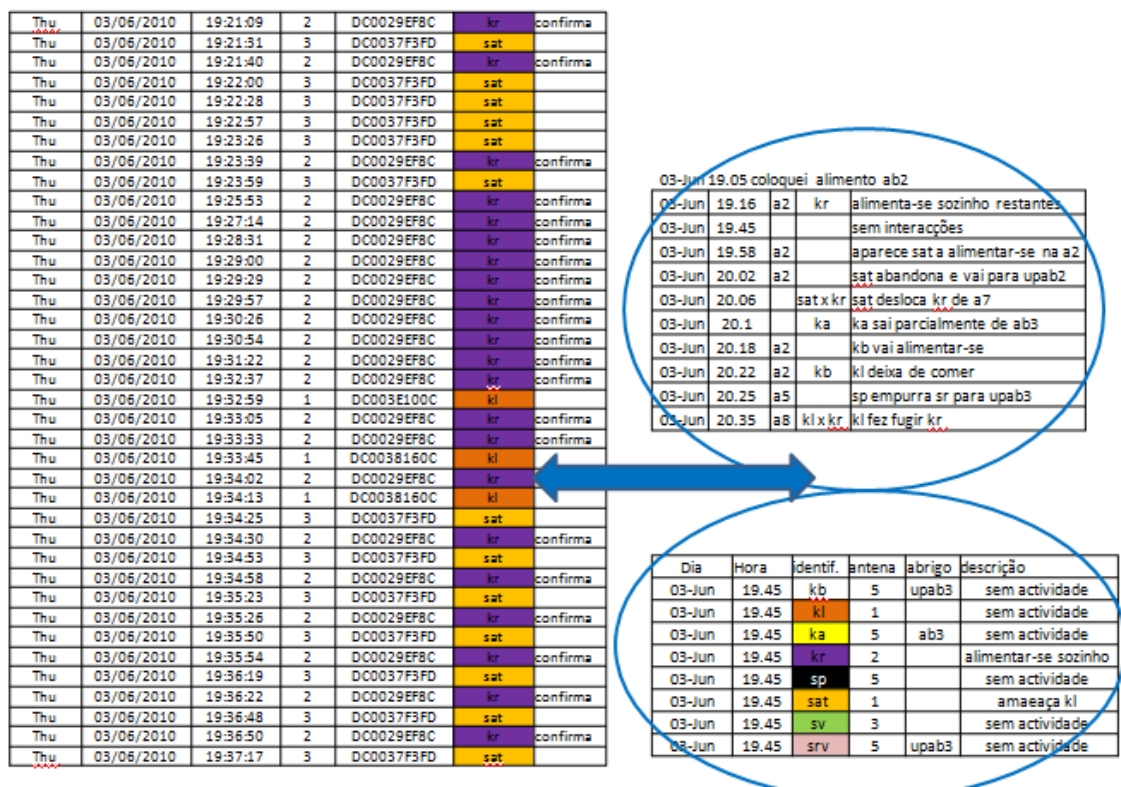


Figura 4.27- Crossing-over dos dados referentes aos dados obtidos através de PIT-telemetria e de observação visual

4.4- DISCUSSÃO

A tecnologia PIT-Telemetria, utilizada no estudo das interacções entre duas espécies de lagostins exóticos, *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*, revelou-se útil uma vez que permitiu monitorizar de forma contínua, i.e. ao longo de ciclos de 24 horas durante 7 dias consecutivos, os padrões de actividade e o comportamento evidenciado perante os recursos disponibilizados em ambiente controlado. O recurso a ambientes controlados, como o aquário utilizado em laboratório, apresenta a desvantagens de não simular as condições naturais onde coexistem ambas as espécies. No entanto, garantem a possibilidade de fixar um conjunto de variáveis ambientais que condicionam o comportamento das espécies, sendo muito utilizados em estudos que pretendem analisar o comportamento animal (Guiasu e Dunham, 1999; Lynas *et al.*, 2007). Por outro lado, a possibilidade de manipular a densidade, considerando as variáveis espécie e sexo, pode incrementar os eventos agonísticos e perceber, com base nas reacções identificadas, quais poderão ser os factores dependentes das interacções bióticas capazes de contribuir para o controlo, por exemplo da dispersão e colonização destas espécies invasoras. Por exemplo,

no caso de se optar por métodos físicos de controlo e/ou erradicação de lagostins a segregação estabelecida entre espécies poderá condicionar a eficiência do método.

Existem ainda poucos estudos que retratem a coexistência de *P. clarkii* e *P. leniusculus* no meio selvagem e em laboratório. Em Portugal, é possível encontrar populações simpátricas nos rios Angueira, Maçãs e mais recentemente no rio Sabor (2011) (Teixeira com. pes.). Esta coexistência também já foi observada na Inglaterra em Espanha e em França. Esta realidade e o facto de virem, no caso de serem espécies invasoras como estão referenciadas *P. clarkii* e *P. leniusculus* na bacia do rio Douro, promover alterações profundas na composição estrutura e funcionamento dos ecossistemas lóticos justificam estudos diversos relativos à adaptação local e potenciais impactos seguida por medidas de controlo e/ou erradicação sempre que habitats prioritários e espécies autóctones possam estar ameaçados de extinção.

No presente estudo, foram detectadas diferenças significativas no comportamento de ambas as espécies, em termos de movimento e padrões de actividade diária. Aparentemente, os machos de *Procambarus clarkii* parecem evidenciar um comportamento mais agressivo, tendo evidenciado um comportamento dominante. Esta tendência foi já observada noutros estudos envolvendo lagostins de água doce (Bovbjerg 1953, Bovbjerg 1956). Vários estudos têm referenciado ser o tamanho um factor decisivo na hierarquia social estabelecida em termos inter e intraespecíficos. Apesar do tamanho similar entre indivíduos de ambas as espécies, deve-se destacar o maior tamanho das quelíceras do macho dominante de *P. clarkii*. Existem estudos que referenciam uma dominância destes exemplares sobre outros do mesmo tamanho mas com quelíceras mais pequenas (Rutherford *et al.*, 1995).

Deve-se referir que a metodologia baseada na PIT-telemetria tem, contudo, algumas desvantagens (Riley *et al.*, 2003; Cucherousset *et al.*, 2005). A principal desvantagem consiste no raio de detecção e uma área de cobertura serem relativamente baixos (apenas 9 cm exteriormente a cada antena- painel de 30 cm) comparativamente com toda a área disponível, obtendo-se sempre sub-estimativas das ocupações do espaço pelos lagostins ao longo do tempo. Neste estudo laboratorial, a área de cobertura das 8 antenas foi de 50% o que associado ao filtro de dados de 25 segundos estabelecido para o *data-logger* pode levar a algumas interpretações menos correctas dos padrões de mobilidade obtidos.

No entanto, as observações visuais vieram complementar a análise de PIT-telemetria permitindo assegurar, para as condições proporcionadas neste estudo aos animais, um comportamento mais agressivo nos encontros agonísticos da espécie *P. clarkii*, tendo *P. leniusculus* maior apetência para evitar lutas, afastando-se das trajectórias previamente

estabelecidas (*i.e.* maioritariamente junto às paredes do aquário) pelo seu oponente. De qualquer forma, estes estudos deverão ser repetidos envolvendo diferentes densidades, complementados com situações de alopatria e simpatria de modo a perceber os impactos ecológicos cumulativos resultantes da presença de ambas as espécies nos rios do Nordeste Transmontano. Por tal motivo, é essencial, no futuro, dispor de conhecimento aprofundados dos processos ecológicos que regulam os sistemas lóticos para definir as melhores estratégias na gestão de habitats e espécies, que poderão passar pela escolha dos métodos mais apropriados (*i.e.* entre físicos, químicos e biológicos) para contenção e erradicação das espécies invasoras. Na bacia do rio Maçãs estão presentes diversos endemismos ibéricos, alguns deles com estatuto de protecção, que estão seguramente ameaçados, não só pelas presença e elevadas densidades de decápodes originárias da América do Norte (Bernardo *et al.*, 2011) como também doutras espécies piscícolas, como a perca-sol (Teixeira *et al.*, 2010).

BIBLIOGRAFIA

- BERNARDO, J., Bruxelas, S., Maia, M., Teixeira, A., Sampaio, J., & Ilhéu, M. 2001. Inevitable Extinction of *Austropotamobius pallipes* in Portugal? Apparent Failure of Restocking Actions. European Meeting “Knowledge- Based Management of European Native Crayfishes – Dialogues between researchers & managers”. Poitiers. França.
- BERNARDO J.M., Costa A.M., Bruxelas S. & Teixeira A. 2011 Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 401:28 (DOI: 10.1051/kmae/2011047)
- BOVBJERG, R.V. 1953. Dominance order in the crayfish *Orconectes virilis* (Hagen). *Physiol. Zool.* 26: 173-178
- BOVBJERG, R.V. 1956. Some factors affecting aggressive behavior in crayfish. *Physiol. Zool.* 28: 193-197.
- CLARKE, K.R. & Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council. London. 144 pp.
- CLARKE, K. R. & Gorley, R. N. 2006. “PRIMER V6: User manual/ tutorial”. Primer- t: Plymouth.
- CUCHEROUSSET, J., Roussel, J.M., Keeler, R., Cunjak, R.A. & Stump, R. 2005. The use of two new portable 12-mm PIT tag detectors to track small fish in shallow streams. North American Journal of Fisheries Management 25: 270-274.
- GUIASU, R.C. & Dunham, D.W. 1999. Aggressive interactions the crayfishes *Cambarus bartoni bartoni* and *Cambarus robustus* (Decapoda: Cambaridae): Interspecific contests. *J. Crust. Biol.*, 19: 131-146.
- LYNAS, J., Storey, A.W. & Knott, B. 2007. Aggressive interactions between three species of freshwater crayfish of the genus *Cherax* (Decapoda: Parastacidae). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 40 (2): 105-116.
- POCKL M., Holdich D.M. & Pennerstorfer, J. 2006. Identifying native and alien crayfish species in Europe. European Project Craynet. University Poitiers. France.
- RILEY, W.D., Eagle, M.O., Ives, M.J., Rycroft, P. & Wilkinson, A. 2003. A portable passive integrated transponder multi-point decoder system for monitoring habitat use and

behaviour of freshwater fish in small streams. *Fisheries Management and Ecology* 10: 265-268.

RUTHERFORD, P.L., Dunham, D.W. & Allison, V. 1995. Winning agonistic encounters by male crayfish *Orconectes virilis*(Girard) (Decapoda: Cambaridae): chela size matters but chela symmetry does not. *Crustaceana* 68: 526-529.

TEIXEIRA, A.T., Costa A., Bernardo J., Bruxelas S. & Nogueira M. 2010. Interação entre duas Espécies Exóticas de Lagostins (*Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*): Estudo Experimental com recurso à PIT-Telemetria. Actas do XV Congresso Ibérico de Limnologia. Universidade dos Açores, Ponta Delgada. Portugal.

CAPÍTULO 5: CONCLUSÕES

Do estudo desenvolvido acerca da dispersão de lagostins introduzidos, o lagostim-sinal e o lagostim vermelho da Louisiana, na bacia hidrográfica do Rio Sabor (Nordeste de Portugal) e respectiva avaliação do impacto ecológico, destacam-se as seguintes conclusões:

1. Estudos de monitorização revelaram a tendência para uma contínua expansão da área de distribuição das espécies exóticas e invasoras, *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii* nos cursos de água da bacia hidrográfica do rio Sabor. A dispersão da espécie *P. clarkii* ocorreu no sentido de montante (da foz para os troços de cabeceira). Por sua vez, a espécie *P. leniusculus*, introduzida a partir de afluente (Ribera de San Mamed) em território espanhol, tem vindo a colonizar troços do rio Maçãs a jusante e montante do possível local de entrada em Portugal. A análise comparativa dos registos obtidos neste estudo, *i.e.* 2009 e 2010, com anos precedentes confirmam a tendência observada, e sua expansão para cursos de água próximos. As taxas de dispersão de *P. leniusculus*, são maiores em Portugal, (também se verificou que são mais rápidas no sentido de jusante) do que noutros países, provavelmente, devido às temperaturas das águas ao longo do ano serem superiores facilitando a mobilidade destes animais poiquilotérmicos.
2. Factores como abrigos diversificados e recursos alimentares abundantes (invertebrados bentónicos, detritos, vegetação aquática), favorecem a progressão dos lagostins exóticos. Por outro lado, a predação natural pela lontra e pela garça não parecem condicionar a expansão destes lagostins. Aparentemente a dispersão dos lagostins nos últimos anos não enfrentou grandes dificuldades, visto não existirem grandes barreiras a impedirem o movimento destas, com excepção de pequenos acidentes naturais e obras de regularização (açudes) que podem ter atenuada a rapidez da colonização, nomeadamente para troços situados a montante. As elevadas correntes no rio, que se fazem sentir no final de outono até início da primavera, podem também contribuir para o retardamento da progressão destas

espécies. De qualquer forma, não parece existir um forte bloqueio em termos de condições ambientais que trave a dispersão de ambas as espécies, nomeadamente de *P. clarkii*, uma espécie sub-tropical que, teoricamente, poderia não encontrar os requisitos ecológicos mais favoráveis à sua disseminação para águas mais frias.

3. No rio Angueira a dispersão destas espécies pode atingir com maior facilidade os troços de cabeceira. Para isso contribuem as condições fisiográficas do rio, numa zona planáltica com pouco declive, e alguma degradação ambiental, quer aquática (menor qualidade da água e dos habitats aquáticos, com muita sedimentação) quer ribeirinha (excesso no corte e menor qualidade do bosque ripário).
4. No ano de 2010, verificou-se que o lagostim-vermelho da Louisiana e o lagostim de sinal, co-habitam em muitos troços dos rios Maçãs e Angueira. Devido à co-existência e elevada densidade destas espécies em alguns troços, sugere-se que estas espécies podem vir a interferir marcadamente no funcionamento dos cursos de água. O cenário tem, pois, tendência a agravar-se caso a sua expansão atinja os cursos de água de aptidão salmonícola do Nordeste de Portugal (e.g. rio Sabor), faltando saber se as condições ambientais existentes nos troços de cabeceira (e.g. temperatura da água mais fria), poderão limitar ou retardar a progressão até agora demonstrada, com impactes evidentemente negativos para estes ecossistemas de elevada integridade ecológica.
5. Para além de todos estes mecanismos que estão associados à dispersão destas espécies, deve-se salientar a ajuda que o Homem tem dado em todo este processo. Foram já detectadas populações isoladas de *Pacifastacus leniusculus* em locais tão distantes como troços de cabeceira do rio Sabor (próximo do Parque de Campismo de Bragança), do rio Fervença (na cidade de Bragança) os rios Baceiro e Macedo (afluentes do rio Tuela, bacia do rio Tua), que confirmam o homem como agente acelerador do processo de invasão desta espécie. Aspectos lúdicos, como a gastronomia são, seguramente, uma das possíveis causas para a sua introdução em locais tão diversos das diferentes bacias hidrográficas.

6. Verificou-se também que, na última década, ocorreu uma diminuição na qualidade da água e especialmente nos habitats fluviais e ribeirinhos, com o consequente empobrecimento na malha habitacional e na *biota*, nomeadamente nas comunidades de macroinvertebrados, que poderá facilitar o processo de colonização e invasão. Registou-se uma qualidade hidromorfológica superior nos rios Sabor e Maçãs, quando comparadas com o rio Angueira.
7. Relativamente à dispersão do lagostim, procedeu-se à criação das bases de um modelo conceptual que permita representar e facilitar a compreensão destes fenómenos. Tal ferramenta poderá, no futuro e depois de finalizada a sua concepção, contribuir para a definição de medidas de contenção e erradicação, no sentido de minimizar os danos causados por esta dispersão. Neste trabalho verificou-se que, para que se possa confiar com toda a fiabilidade nos resultados de todas as simulações da modelação, é necessário conjunto de dados considerável e até à data manifestamente insuficiente. No modelo conceptual criado, foram introduzidas as variáveis que parecem ser essenciais para simular a expansão destas duas espécies. Apesar dos resultados das simulações não serem fiáveis, observou-se uma tendência para a expansão destes lagostins ao longo da Bacia hidrográfica do rio Sabor.
8. Quanto à interacção existente entre estas duas espécies pode-se concluir que a PIT-telemetria, é uma técnica útil, uma vez que permitiu a monitorização de forma contínua e ainda detectar diferenças significativas no seu comportamento, nomeadamente nos padrões de actividade evidenciados perante os recursos disponibilizados em ambiente controlado. Verificou-se que os machos de *Procambarus clarkii* evidenciaram, para as condições estipuladas no estudo, um comportamento mais agressivo, tipicamente dominante. O tamanho, considerado um factor decisivo na hierarquia social estabelecida em termos inter e intraespecífico, foi tido em conta no estudo, tendo-se usado indivíduos de tamanho similar mas o maior

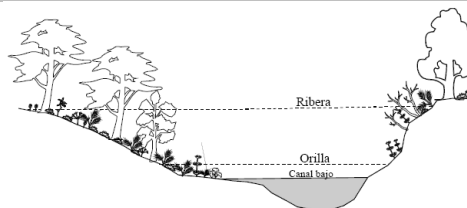
tamanho das quelíceras, como no caso do macho dominante de *Procambarus clarkii*, pode ter sido um factor decisivo na hierarquia social estabelecida.

9. As observações visuais vieram complementar a análise de PIT-telemetria, permitindo afirmar que a espécie *Procambarus clarkii* tem um comportamento mais agressivo nos encontros agonísticos entre ambas as espécies. A espécie *Pacifastacus leniusculus* tem maior apetência para evitar lutas, afastando-se das trajectórias estabelecidas pelo seu oponente.
10. O cenário de ocupação espacial de ambas as espécies justifica a necessidade de criação de medidas de contenção e/ou erradicação de modo a recuperar funções outrora existentes no meio aquático. A aplicação de medidas legislativas, físicas e químicas, entre outras, deverá ocorrer de modo a contribuir para a recuperação do *status* ecológico dos cursos de água da bacia hidrográfica do rio Sabor.

ANEXOS

ANEXO I- ÍNDICE QBR: CLASSIFICAÇÃO DA ZONA RIBEIRINHA DE ECOSISTEMAS FLUVIAIS

- Esta classificação deve ser aplicada a toda a zona ribeirinha dos rios (margem e encostas propriamente dito). Zonas inundadas periodicamente pelas cheias e caudais máximos)
- Os cálculos serão realizados sobre a área que apresenta uma potencialidade de suportar uma massa vegetal nas encostas. Não se contemplam as zonas com substrato duro onde não é possível enraizar uma massa vegetal permanente.



A pontuação de cada um dos 4 blocos não pode ser negativa nem exceder os 25 pontos

| | |
|---------------|--|
| Estação | |
| Classificação | |

1 – Grau de cobertura da zona ribeirinha - Pontuação entre 0 e 25

| Pontuação | | |
|------------|---|--|
| 25 | > 80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha (as plantas anuais não se contabilizam) | |
| 10 | 50-80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha | |
| 5 | 10-50% de cobertura vegetal da zona ribeirinha | |
| 0 | < 10% de cobertura vegetal da zona ribeirinha | |
| +10 | Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é total | |
| +5 | Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é superior a 50% | |
| -5 | Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é entre 25 e 50% | |
| -10 | Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é inferior a 25% | |

2 – Estrutura da cobertura (contabiliza-se toda a zona ribeirinha) - Pontuação entre 0 e 25

| Pontuação | | |
|------------|---|--|
| 25 | Cobertura de árvores superior a 75% | |
| 10 | Cobertura de árvores entre 50 e 75% ou cobertura de árvores entre 25 e 50% e no resto da cobertura os arbustos superam os 25% | |
| 5 | Cobertura de árvores inferior a 50% e o resto da cobertura com arbustos entre 10 e 25% | |
| 0 | Sem árvores e arbustos abaixo dos 10% | |
| +10 | Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é superior a 50% | |
| +5 | Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é entre 25 e 50% | |
| +5 | Se existe uma boa conexão entre a zona de arbustos e árvores com um sub-bosque | |
| -5 | Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é > 50% | |
| -5 | Se as árvores e arbustos se distribuem em manchas, sem uma continuidade | |
| -10 | Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é < 50% | |

3 – Qualidade da cobertura vegetal (depende do tipo geomorfológico da zona ribeirinha*) - Pontuação (0 e 25)

| Pontuação | | Tipo1 | Tipo 2 | Tipo 3 | |
|------------|--|-------|--------|--------|--|
| 25 | Número de espécies diferentes de árvores autóctones | > 1 | > 2 | > 3 | |
| 10 | Número de espécies diferentes de árvores autóctones | 1 | 2 | 3 | |
| 5 | Número de espécies diferentes de árvores autóctones | - | 1 | 1 - 2 | |
| 0 | Sem árvores autóctones | | | | |
| +10 | Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio, uniforme e ocupando > 75% da zona ribeirinha (em toda a sua largura) | | | | |
| +5 | Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio (entre 50 – 75% da zona ribeirinha) | | | | |
| +5 | Se existe uma disposição em galeria de diferentes comunidades | | | | |
| +5 | Se o número de espécies diferentes de arbustos é: | > 2 | > 3 | > 4 | |
| -5 | Se existem estruturas construídas pelo homem | | | | |
| -5 | Se existe alguma espécie de árvore introduzida (alóctone)** isolada | | | | |
| -10 | Se existem espécies de árvores alóctones** formando comunidades | | | | |
| -10 | Se existem lixos | | | | |




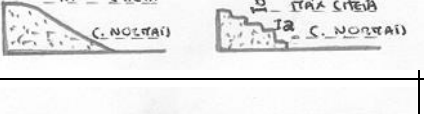

4 – Grau de naturalidade do canal fluvial - Pontuação entre 0 e 25

| Pontuação | | |
|------------|---|--|
| 25 | O canal do rio não está modificado | |
| 10 | Modificações nos terraços adjacentes ao leito do rio com redução do canal | |
| 5 | Sinais de alteração e estruturas rígidas intermitentes que modificam o canal do rio | |
| 0 | Rio canalizado na totalidade do troço | |
| -10 | Se existe alguma estrutura sólida dentro do leito do rio | |
| -10 | Se existe alguma represa ou outra infraestrutura transversal no leito do rio | |


| | |
|---|--|
| Pontuação final (soma das pontuações anteriores) | |
|---|--|

* **Determinação do tipo geomorfológico da zona ribeirinha** (característica 3, qualidade da cobertura vegetal)

Somar o tipo de desnível da margem direita e da esquerda, e somar a pontuação das restantes características.

| | Pontuação | | |
|--|--|---------|---|
| | Esquerda | Direita | |
| Vertical côncavo (declive > 75°), com uma altura não superável pelas máximas cheias |  | 6 | 6 |
| Igual, mas com um pequeno talude ou margem inundável periodicamente (cheias normais) |  | 5 | 5 |
| Declive entre 45 e 75°, escalado ou não. O declive mede-se a partir do ângulo entre a horizontal e a recta entre a margem e o último ponto da ribeira. Σa > Σb |  | 3 | 3 |
| Declive entre 20 e 45°, escalonado ou não. $\Sigma a > \Sigma b$ |  | 2 | 2 |
| Decliv < 20°, zona ribeirinha uniforme e plana. |  | 1 | 1 |

Existência de uma ilha ou ilhas no meio do leito do rio

| | | |
|----------------------------------|--|----|
| Largura conjunta "a" > 5 m |  | -2 |
| Largura conjunta "a" entre e 5 m | | -1 |

Potencialidade de suportar uma massa vegetal ribeirinha. Percentagem de substrato duro com incapacidade para enraizar uma massa vegetal permanente

| | |
|----------|------------------|
| > 80% | No se pode medir |
| 60 – 80% | +6 |
| 30 – 60% | +4 |
| 20 – 30% | +2 |

Pontuação Total

| | |
|--|--|
| | |
|--|--|

Tipo geomorfológico segundo a pontuação

| | | |
|-------------|---------------|---|
| > 8 | Tipo 1 | Zonas ribeirinhas fechadas, normalmente de cabeceira, com baixa potencialidade para suportar um extenso bosque de ribeira |
| Entre 5 – 8 | Tipo 2 | Zonas ribeirinhas com uma potencialidade intermédia para suportar uma zona vegetada, sectores médios dos rios |
| < 5 | Tipo 3 | Zonas ribeirinhas extensas, sectores baixos dos rios, com elevada potencialidade para possuir um bosque extenso. |

** **Espécies frequentes e consideradas alóctonas**

- *Populus deltoides* - *Populus nigra ssp. italica* - *Ailanthus altissima* - *Robinia pseudo-acacia*
- *Populus x canadensis* - *Salix babylonica* - *Celtis australis* - *Platanus x hispanica*

Anexo I: ÍNDICE GQC: Índice Grau de Qualidade do Canal

| | |
|---|---------|
| Índice da qualidade de canal: | Código: |
| (realizado em pelo menos três transectos com distância entre si de 20 metros) | |

1. Presença de estruturas de retenção

| | |
|--------------------------------|---|
| Ausência de estruturas | 4 |
| Açude rústico semi-desagregado | 3 |
| Açude rústico bem consolidado | 2 |
| Açude ou barragem de betão | 1 |

2. Estrutura do canal

| | |
|--|---|
| $W/D < 7$, não ocorre inundação das margens | 4 |
| $W/D = 8-15$, inundação das margens rara | 3 |
| $W/D = 15-25$, inundação frequente das margens | 2 |
| $W/D > 25$, inundação muito frequente das margens | 1 |

W – Média da largura do leito molhado obtida nos transectos

D – Média da profundidade máxima obtida nos transectos.

3. Sedimentos e estabilidade do canal

| | |
|---|---|
| Ausência de alargamento do canal ou de acumulações de materiais transportados; canal único; | 4 |
| Algumas acumulações de materiais transportados; canal único; | 3 |
| Línguas de cascalho, areia e limo; o leito de cheia apresenta canais independentes; | 2 |
| Canal dividido em múltiplas línguas de areia e limo (ou rio canalizado). | 1 |

4. Estrutura das margens

| | |
|--|---|
| Margens estáveis com vegetação ripária contínua e estruturalmente complexa (árvores e arbustos); sem sinais de erosão; | 4 |
| Margens estáveis mas com vegetação ripária fragmentada; alguns regos desprovidos de vegetação; | 3 |
| Margens pouco consolidados mantidas por uma vegetação esparsa de herbáceas e arbustos; | 2 |
| Margens com vegetação muito escassa e uniforme, rebaixadas pela erosão ao longo do troço. | 1 |

5. Alteração artificial das margens

| | |
|---|----------|
| Ausência quase completa de alteração artificial das margens; | 4 |
| Uma das margens apresenta alterações moderadas (e.g. enrocamentos >30% do comprimento troço); | 3 |
| Ambas as margens apresentam alterações moderadas (e.g. enrocamentos >30%), ou uma delas está alterada significativamente (e.g. linearização da margem), | 2 |
| Como no caso anterior mas a estrutura da margem é de betão armado ou ciclópico. | 1 |

6. Heterogeneidade do canal

| | |
|---|----------|
| Canal curvilíneo e sequencia lótica/lêntica muito marcada; | 4 |
| Canal rectilíneo com reduzida sequencia lótica/lêntica; | 3 |
| Velocidade praticamente constante ao longo de todo o troço; | 2 |
| Zona lêntica artificial ou rio canalizado. | 1 |

7. Estrutura do leito

| | |
|---------------|--|
| Tipo 1 | Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha, baixa potencialidade de suportar um extenso bosque ribeirinho; |
| Tipo 2 | Troços com desníveis médios das margens, potencialidade intermédia para suportar um bosque ribeirinho; "zonas médias do rio"; |
| Tipo 3 | Troços com desníveis das margens muito pouco acentuadas, potencialidade elevada para suportar um bosque ribeirinho; zonas baixas de alguns rios. |

Tipo 1 (Troço em que predomina a erosão)

| | |
|---|----------|
| >50% do material é constituído por granulometria >25 cm (blocos); | 8 |
| >50% do material é constituído por granulometria >6,5 cm (pedra); | 6 |
| >50% do material é constituído por granulometria >2,0 cm (salto); | 3 |
| Predomina a areia e o limo (>50%). | 1 |

Tipo 2 (troço em que predomina o transporte)

| | |
|---|----------|
| > 50% do material é constituído por blocos e pedras (>6,5 cm); | 8 |
| 50% do material é constituído por pedra ou superior (>6,5 cm); | 6 |
| < 25% do material é de dimensões superiores a cascalho (>1,5 cm); | 3 |
| O leito é exclusivamente de limo e areia fina (>1,5 cm) é inferior a 10%. | 1 |

Tipo 3 (troço em que predomina a sedimentação)

| | |
|--|----------|
| >50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm); | 8 |
| 30-50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina; | 6 |
| <30% do material é constituído por dimensões superiores a areia grossa (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina; | 3 |
| O leito é exclusivamente de limo e areia fina (<0,125 cm). | 1 |

8. Deposição de finos intersticiais

| | |
|---------------------------|----------|
| A % de finos e < 5%; | 4 |
| A % de finos é de 5-25%; | 3 |
| A % de finos é de 25-50%; | 2 |
| A % de finos é >50%. | 1 |

- Para os rios Tipo 1 os finos consideram-se <0,5 cm.
- Para os rios Tipo 2 e 3 os finos consideram-se <0,125 cm.

Anexo II: Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para o cálculo do IBMWP (adaptado de ALBA-TERCEDOR & SANCHEZ ORTEGA 1988).

| Famílias | PONTUAÇÃO |
|--|-----------|
| E: Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae P: Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae; T: Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae; D: Athericidae, Blephariceridae; H: Aphelocheiridae. | 10 |
| T: Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae; O: Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeschnidae, Cordullidae, Libellulidae; C: Astacidae. | 8 |
| E: Ephemerellidae, Prosopistomatidae; P: Nemouridae; T: Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae. | 7 |
| M: Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Thiaridae, Unionidae; T: Hydroptilidae; C: Gammaridae, Atyidae, Corophiidae; O: Platycnemididae, Coenagrionidae. | 6 |
| E: Oligoneuriidae, Polymitarcidae; C: Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae; T: Hydropsychidae, Helicopsychidae; D: Tipulidae, Simuliidae; PI: Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae. | 5 |
| E: Baetidae, Caenidae; C: Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae; D: Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Sciomyzidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Rhagionidae; Mg: Sialidae; PI: Piscicolidae; A: Hidracarina. | 4 |
| H: Mesovellidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Vellidae, Notonectidae, Corixidae; C: Helodidae, Hydrophilidae, Higrubiidae, Dytiscidae, Gyrinidae; M: Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae; Hr: Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae; C: Asellidae, Ostracoda. | 3 |
| D: Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephydriidae. | 2 |
| O: Oligochaeta (Todas as famílias); D: Syrphidae. | 1 |