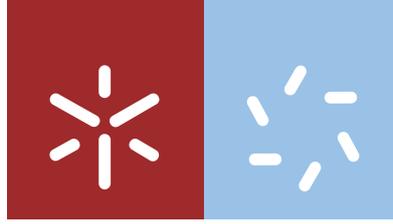




**Universidade do Minho**  
Escola de Ciências

Ricardo Miguel dos Santos Silva

**CARACTERIZAÇÃO DAS PRESSÕES NO RIO  
ESTE E AVALIAÇÃO DA INTERVENÇÃO DE  
RESTAURO NESTE ECOSISTEMA AQUÁTICO**



**Universidade do Minho**  
Escola de Ciências

Ricardo Miguel dos Santos Silva

**CARACTERIZAÇÃO DAS PRESSÕES NO RIO  
ESTE E AVALIAÇÃO DA INTERVENÇÃO DE  
RESTAURO NESTE ECOSISTEMA AQUÁTICO**

Dissertação de Mestrado  
Mestrado em Ecologia

Trabalho efetuado sob a orientação da  
**Professora Doutora Fernanda Maria Fraga Mimoso  
Gouveia Cássio**  
e do  
**Doutor Giorgio Pace**

## **DIREITOS DE AUTOR E CONDIÇÕES DE UTILIZAÇÃO DO TRABALHO POR TERCEIROS**

Este é um trabalho académico que pode ser utilizado por terceiros desde que respeitadas as regras e boas práticas internacionalmente aceites, no que concerne aos direitos de autor e direitos conexos.

Assim, o presente trabalho pode ser utilizado nos termos previstos na licença abaixo indicada.

Caso o utilizador necessite de permissão para poder fazer um uso do trabalho em condições não previstas no licenciamento indicado, deverá contactar o autor, através do RepositóriUM da Universidade do Minho.

### ***Licença concedida aos utilizadores deste trabalho***



**Atribuição  
CC BY**

<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

## **DECLARAÇÃO DE INTEGRIDADE**

Declaro ter atuado com integridade na elaboração do presente trabalho académico e confirmo que não recorri à prática de plágio nem a qualquer forma de utilização indevida ou falsificação de informações ou resultados em nenhuma das etapas conducente à sua elaboração.

Mais declaro que conheço e que respeitei o Código de Conduta Ética da Universidade do Minho.

# **Caracterização das pressões no rio Este e avaliação da intervenção de restauro neste ecossistema aquático**

## **Resumo**

Devido ao crescimento populacional, os agentes de stresse resultantes das atividades humanas nos cursos de água estão a aumentar, levando a uma grande perda da biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas. A atividade agrícola e a urbanização são as principais causas de mudanças na morfologia dos rios, sendo a canalização um dos principais fatores de destruição dos habitats ribeirinhos que, por sua vez, é responsável pela perda da biodiversidade como, por exemplo, das comunidades de macroinvertebrados. Por isso, é cada vez mais importante o restauro de habitats de água doce, não apenas para melhorar o seu estado ecológico, mas também para aumentar o uso sustentável dos serviços fornecidos pelos rios.

A nossa área de estudo foi o rio Este, um rio, na sua maioria, canalizado e urbanizado que atravessa a cidade de Braga e que está sujeito a várias pressões antropogénicas. Uma intervenção de restauro foi implementada em 2016 numa extensão de 500 m do rio. A nossa investigação concentrou-se na avaliação da eficácia das medidas de restauro, analisando benefícios para o estado ecológico do rio, com base em análises físico-químicas (pH, temperatura, oxigénio dissolvido, condutividade e nutrientes), hidromorfológicas (habitats e estado do canal) e biológicas (comunidades de macroinvertebrados).

Este trabalho mostra a importância da reabilitação e conservação dos rios e como os projetos de restauro podem ser uma possível solução para combater a degradação destes ecossistemas.

**PALAVRAS-CHAVE:** macroinvertebrados, projetos de restauro, rio canalizado.

# **Characterization of pressures in the East river and assessment of restoration intervention in this aquatic ecosystem**

## **Abstract**

Due to population growth, the agents of stress resulting from human activities in watercourses are increasing, leading to a major loss of biodiversity and ecosystem services. Agricultural activity and urbanization are the main causes of changes in the rivers' morphology, with channeling being one of the main factors in the destruction of riparian habitats, which in turn is responsible for the loss of biodiversity, such as macroinvertebrate communities. Therefore, it is increasingly important to restore freshwater habitats, not only to improve their ecological status, but also to increase the sustainable use of the services provided by rivers.

Our study area was the Este river, a mostly channelled and urbanized river that runs through the city of Braga and is subjected to several anthropogenic pressures. A restoration intervention was implemented in 2016 on a 500 m stretch of the river. Our research focused on evaluating the effectiveness of restoration measures, analyzing the benefits for the ecological state of the river, based on physical-chemical (pH, temperature, dissolved oxygen, conductivity and nutrients), hydromorphological (habitats and channel state) and biological (macroinvertebrate communities) analyses.

This work show the importance of river rehabilitation and conservation and how restoration projects can be a possible solution to combat the degradation of these ecosystems.

KEYWORDS: channelled river, macroinvertebrates, restoration projects.

## Índice

|   |    |
|---|----|
| <b>Introdução</b> .....   | 1  |
| <b>Serviços dos ecossistemas</b> .....  | 4  |
| <b>Rios urbanizados</b> .....   | 6  |
| <b>Restauo fluvial</b> .....  | 10 |
| <b>O que se entende por restauo fluvial?</b> .....  | 10 |
| <b>Exemplos de projetos de restauo bem-sucedidos</b> .....  | 12 |
| <b>Restauo do rio Kallang em Singapura</b> .....  | 12 |
| <b>Reabilitação do rio Odelouca</b> .....   | 14 |
| <b>Problemas de Restauo</b> .....   | 15 |
| <b>Metodologia</b> .....  | 17 |
| <b>Área de estudo</b> .....   | 17 |
| <b>Desenho experimental</b> .....   | 20 |
| <b>Pool e Riffle</b> .....  | 21 |
| <b>Pontos de amostragem</b> .....   | 23 |
| <b>Análises físico-químicas</b> .....   | 27 |
| <b>Habitat e hidromorfologia</b> .....  | 28 |
| <b>Macroinvertebrados</b> .....   | 31 |
| <b>Análise de dados</b> .....   | 31 |
| <b>Resultados</b> .....   | 33 |
| <b>Físico-químicos</b> .....  | 33 |
| <b>Habitats</b> .....   | 34 |
| <b>Macroinvertebrados</b> .....   | 35 |
| <b>Avaliação da intervenção de restauo</b> .....  | 35 |
| <b>Diferenças entre o Ponto Restaurado e Canalizados</b> .....  | 38 |
| <b>Avaliação das medidas de restauo no ponto a jusante</b> .....  | 39 |
| <b>Avaliação das diferenças entre as técnicas de restauo: Pool (zona com defletores) vs. Riffle (zona com micro-açudes)</b> ..... | 40 |
| <b>Dinâmica temporal</b> .....  | 41 |
| <b>Discussão</b> .....  | 41 |
| <b>Conclusão</b> .....  | 44 |
| <b>Referências</b> .....  | 47 |
| <b>Anexos</b> .....   | 60 |

## **Lista de imagens**

**Figura 1** - Esquema de serviços ligados a componentes do sistema fluvial (Speed *et al.*, 2016)

**Figura 2** - Exemplos de serviços de ecossistemas (Speed *et al.*, 2016)

**Figura 3** - Troço canalizado do rio Milwaukee's Kinnickinnic nos EUA (Tenenbaum, 2010)

**Figura 4** - Problemas de rios urbanizados (Speed *et al.*, 2016)

**Figura 5** - Imagem do rio Kallang antes da intervenção de restauro (crédito de imagem: Atelier Dreiseitl)

**Figura 6** - Imagem do rio Kallang depois da intervenção de restauro (crédito de imagem: Atelier Dreiseitl)

**Figura 7** - Técnicas de engenharia natural utilizadas no rio Odelouca: a) e b), consolidação dos taludes respetivamente com caixas e enrocamentos vegetados, aplicando-se biomantas e plantações de espécies ripárias na parte superior dos taludes; c), criação de ilhas vegetadas para favorecer os ciprinídeos autóctones. (imagem: Rui Cortes)

**Figura 8** - Localização da cidade de Braga no mapa de Portugal. Fonte (Atlas do Ambiente)

**Figura 9** - Bacia hidrográfica do rio Ave

**Figura 10** - Foto do troço do rio Este antes da intervenção de restauro

**Figura 11** - Foto do troço do rio Este, dois anos depois do restauro

**Figura 12** - Ilustrações dos pontos estudados do rio Este

**Figura 11** - Ilustração de um micro-açude (Riffle), de acordo com Cowx e Welcomme (1998)

**Figura 12** - Ilustração de defletores (Pool), de acordo com Cowx e Welcomme (1998)

**Figura 13** - Foto do Ponto 1 (Canalizado a Montante)

**Figura 14** - Foto do Ponto 2 (Restaurado/Riffle)

**Figura 15** - Foto do Ponto 3 (Restaurado/Pool)

**Figura 18** - Foto do Ponto 4 (Canalizado a Jusante)

**Figura 19** - Foto do parque situado junto ao rio Este e aos pontos estudados

**Figura 20** - Foto do material utilizado para medir a temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH

**Figura 21** - Imagem da recolha de dados (habitats e hidromorfologia)

**Figura 22** - Gráfico obtido da multivariada nMDS comparando a proximidade entre o número de famílias e a abundância dos macroinvertebrados dos três pontos analisados

**Figura 23** - Gráfico obtido da multivariada DCA comparando a proximidade entre o número de famílias e a abundância dos macroinvertebrados dos três pontos analisados

## **Lista de Tabelas**

**Tabela 1** - Exemplo de ficha de campo utilizada para contabilizar os habitats e a hidromorfologia do rio

**Tabela 2** - Média dos valores físico-químicos analisados nos pontos canalizados e no ponto restaurado

**Tabela 3** - Média dos valores físico-químicos analisados nos pontos canalizados e no ponto restaurado

**Tabela 4** - Média dos habitats orgânicos e inorgânicos, largura e profundidade da água dos pontos analisados

**Tabela 5** - Dissemelhança entre os macroinvertebrados de cada ponto feito com o teste de Simper

**Tabela 6** - Comparação dos habitats entre os pontos canalizados e o ponto restaurado pelo teste de Kruskal-Wallis

**Tabela 7** - Comparação dos macroinvertebrados entre os pontos canalizados e o ponto restaurado pelo teste de Kruskal-Wallis

**Tabela 8** - Comparação dos parâmetros físico-químicos entre os pontos canalizados e o ponto restaurado pelo teste de Kruskal-Wallis

**Tabela 9** - Teste One Way Anosim, abundância de macroinvertebrados comparando os três pontos (canalizado a montante, restaurado e canalizado a jusante)

**Tabela 10** - Resultados do teste de Kruskal-Wallis paraa comparação de macroinvertebrados entre a zona Riffle e Zona Pool

## Introdução

Os seres humanos, tal como a maioria dos seres vivos da Terra, dependem da água para sobreviver. Atualmente, cerca de 75% da água potável utilizada pelos seres humanos é fornecida pelos rios (Carpenter *et al.*, 2011), na qual 70% é utilizada para uso agrícola (Hoekstra and Mekonnen, 2012). Para além da agricultura, os rios representam também uma grande fonte de alimento, através da pesca e da aquacultura (FAO, 2008) e 16% de toda a energia produzida mundialmente é também fornecida pelos rios através da hidroenergia (IEA, 2010).

Muitos autores afirmam que a expansão urbana e as práticas do uso de solos têm impactos negativos no Homem, tais como a segregação social e a degradação ambiental (Squires, 2002; Burchell *et al.*, 2002; Kasanko *et al.*, 2006; Batty *et al.*, 1999; Johnson, 2001). Ao mesmo tempo, vários autores (Johnson, 1997; Gordon and Richardson, 2001; Alberti and Marzluff, 2004; Alberti, 2000) afirmam que muitos destes problemas são superados pelos benefícios que permite uma melhor qualidade de vida à população crescente.

Nos dias de hoje, o excesso da utilização de água doce devido ao crescimento populacional está a levar à degradação destes ecossistemas, já que os diferentes usos antropogénicos da água produzem, na sua maioria, impactos ambientais, quer seja direta ou indiretamente. O que significa que a água captada não é capaz de desempenhar as suas funções ecológicas e hidrológicas e após ser utilizada, volta ao ambiente geralmente em menor quantidade e em pior estado (Gleick, 2014; Barbour, M.T. & Paul, 2010).

Os rios representam 0.0002% da água total do planeta e 0.006% de água doce (Cassardo, 2014). A nível mundial, no que diz respeito ao uso humano da água potável, o sector agrícola é o que utiliza uma maior percentagem chegando aos 70%, enquanto cerca de 22% é usada na indústria e 8% é de uso doméstico (banho, cozinha, jardins, etc.). Segundo Hinrichsen & Tacio (2002), de toda a água disponível, cerca de 37% já está a ser utilizada, prevendo-se que este número suba para 90% até 2025. Embora a agricultura não seja a única atividade com potencial de afetar negativamente a qualidade da água, não deixa de ser uma das mais prejudiciais. Para além de ser a maior fonte de uso de água, esta atividade pode levar a escoamentos superficiais de pesticidas, fertilizantes e estrume para águas subterrâneas, cujo destino são os cursos de água. Isto significa que a maioria dos contaminantes utilizados na atividade agrícola eventualmente acabam por atingir os rios, lagos e oceanos (Weigelt *et al.*, 2009).

A atmosfera atua como uma via de transporte para a água, movimentando-a por todo o globo. A água líquida é transformada em vapor de água, 90% devido à evaporação e 10% devido à transpiração. O vapor de água sobe para a atmosfera em correntes de ar quente. As temperaturas mais baixas na atmosfera fazem com que o vapor condense e dê origem às nuvens. Os ventos transportam as nuvens ao redor do globo até que a água caia como precipitação, completando o ciclo da água, resultando em águas superficiais ou subterrâneas (Naeem *et al.*,1994).

Como a maior parte das águas que cai sobre a terra eventualmente chega a uma fonte de água superficial ou subterrânea, tudo o que acontece na paisagem pode ter grandes impactos na qualidade da água (Naeem *et al.*,1994).

Os impactos ambientais alteram drasticamente os ecossistemas aquáticos como os rios e os riachos (Ouyang *et al.*, 2006; Cunha *et al.*, 2010). Tais ecossistemas são muito suscetíveis a mudanças ambientais, uma vez que estes constituem um ambiente aberto e como tal interagem com os seus arredores. Assim, as mudanças ambientais podem levar à perda da biodiversidade e/ou à perda das funcionalidades desses ecossistemas (Zhang, 2007; Zimmermann *et al.*, 2008). Segundo Luck *et al.* (2003), a perda da biodiversidade ameaça seriamente os serviços que os ecossistemas fornecem à humanidade. A poluição orgânica é um dos principais fatores associados à perda de diversidade e do balanço ecológico num ecossistema (Meirelles-Pereira *et al.*, 2005; Araujo and Tejerina-Garro, 2007; Schulz and Martins-Junior, 2001; McKie *et al.*, 2009).

De acordo com a Diretiva Quadro da Água (DQA), cujo objetivo é a proteção dos ecossistemas aquáticos e da qualidade da água, na Europa, todos os rios devem atingir um bom estado químico e ecológico de maneira a proteger a saúde humana, o fornecimento de água, a biodiversidade e os ecossistemas naturais. Em vários países onde a expansão urbana é grande, tem-se observado como a atividade humana afeta os rios nos seus processos ecológicos e físicos como, por exemplo, a canalização (Gore, 1985; Gergory, 2006). Para combater a degradação dos ecossistemas aquáticos, os países mais industrializados, onde o problema é mais recorrente, começaram por optar como solução o restauro destes ambientes. Assim sendo, os projetos de restauro de rios começaram a proliferar com o objetivo de melhorar a qualidade da água e a biodiversidade (Brierley and Fryirs, 2005; Wohl *et al.*, 2005).

Apesar dos projetos de restauro serem bastante mais comuns do que antigamente, existe uma grande carência de avaliação das ações pós-restauro, dando-se muito pouca atenção às estratégias de avaliação das ações de restauro (Jenkinson *et al.*, 2006, Kondolf and Micheli, 1995; Nakamura *et al.*, 2006; Bernhardt *et al.*, 2007).

Bernhardt *et al.* (2007) estudaram 37,000 registos de projetos de restauro fluvial de cerca de 800 fontes de dados e verificaram que o restauro fluvial está a crescer exponencialmente em todas as regiões dos EUA, tendo sido gastos mais de mil milhões de dólares por ano nestes projetos. Contudo, apenas 10% destes projetos inclui a monitorização do antes e depois da intervenção para a obtenção de dados de taxas de sucesso.

As avaliações pós-restauro são também importantes para servirem como guias para projetos de restauro futuros implementando medidas adaptativas (Downs and Kondolf, 2002).

O presente estudo tem como objetivos:

1. Avaliar os efeitos de restauro fluvial, a nível de parâmetros físico-químicos, de habitats e biológicos (macroinvertebrados);
2. Identificar se existem efeitos benéficos a jusante do ponto de restauro com base nos parâmetros medidos;
3. Avaliar diferenças de colonização dos macroinvertebrados (abundância e número de famílias) em dois pontos restaurados, Riffle e Pool;
4. Avaliar a dinâmica temporal (estação de chuva e seca).

As nossas hipóteses são:

1. Prevê-se uma melhoria em todos os parâmetros analisados no troço restaurado em relação aos troços canalizados;
2. Apesar do ponto a jusante ao restauro voltar a encontrar-se canalizado, espera-se encontrar alguns benefícios provenientes da intervenção;
3. Entre as diferentes zonas restauradas, esperamos encontrar diferenças entre a comunidade de macroinvertebrados;
4. É esperado que existam diferenças em relação aos parâmetros físico-químicos e macroinvertebrados entre a estação de chuva e seca.

## Serviços dos ecossistemas

Os serviços dos ecossistemas referem-se aos benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas naturais como, por exemplo, alimento, purificação do ar e água e regulação do clima (Daily, 1997).

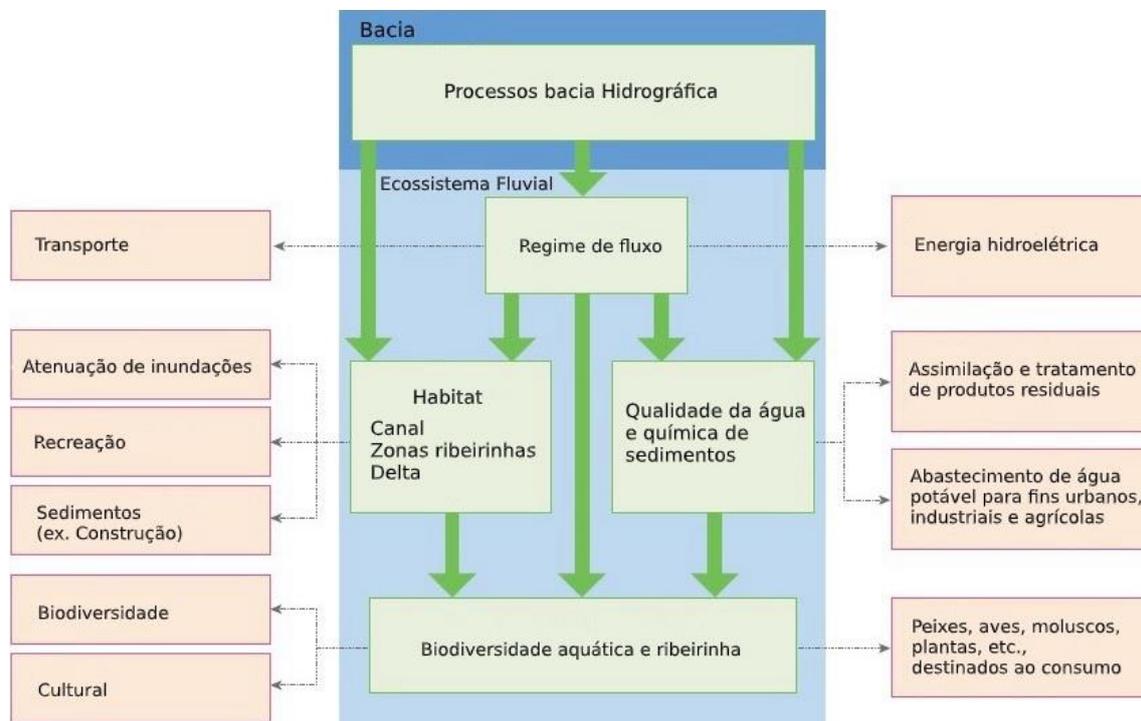
As funções dos serviços dos ecossistemas estão divididas entre quatro categorias, nomeadamente:

1. Funções de produção que incluem alimentos, água para consumo, uso agrícola e saneamento, lenha, produção de energia e o uso de organismos para a medicina.
2. Funções de regulação, isto é, os benefícios obtidos pelos processos de regulação do ecossistema, tais como manter a qualidade da água através da filtração natural, regulação do clima, atenuação de cheias e controlo de erosão.
3. Função cultural, isto é, os benefícios não-materiais, tais como funções recreativas, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, satisfação pessoal e bem-estar.
4. Função de suporte, isto é, os serviços necessários para a produção de todos os outros serviços. Trata-se de, por exemplo, o papel que os ecossistemas no ciclo de nutrientes e na formação de solo.

Os serviços de ecossistemas que os rios fornecem dependem de um ou mais elementos que constituem o rio. A figura 1 mostra diferentes serviços ligados a componentes do sistema fluvial e que um determinado serviço pode estar dependente de múltiplos aspetos do sistema fluvial. Por exemplo, a provisão de água para consumo vai depender do regime do fluxo, assegurando que o volume necessário de água está disponível, assim como a qualidade da água determinará se os suprimentos são adequados para o propósito. A capacidade de um rio para atenuar o impacto de cheias dependerá da natureza da bacia que influencia o escoamento e o regime do fluxo e determina o tempo, a frequência e a forma física do rio, do corredor e da várzea, que determinam os limites físicos do sistema. Quaiquer alterações num desses elementos na bacia hidrográfica, na hidrologia ou na forma física podem ter impactos na capacidade de atenuação de cheias e outras funções da bacia.

A compreensão de como os ecossistemas dos rios podem influenciar a provisão de serviços de ecossistemas é fundamental para avaliar os possíveis impactos de mudanças num ecossistema

fluvial. Este conhecimento é também importante para assegurar que os projetos de restauro resolvem efetivamente o problema em questão e que esses esforços acabem por garantir os objetivos gerais do restauro a longo prazo (Speed *et al.*, 2016).



**Figura 1** - Esquema de serviços ligados a componentes do sistema fluvial (Speed *et al.*, 2016)

Os serviços de ecossistemas são importantes, pois podem constituir o maior incentivo para projetos de restauro devido aos benefícios a estes associados, principalmente benefícios económicos. Como o estado dos rios piora cada vez mais em centros urbanos, torna-se essencial tentar reduzir e/ou reverter este tipo de danos, favorecendo assim o estado económico, social e cultural da região em causa (Poster & Ritcher, 2003).

A figura 2 mostra exemplos de serviços que podem ser retirados dos rios e benefícios para certas atividades humanas.



**Figura 2** - Exemplos de serviços de ecossistemas. (Speed *et al.* 2016)

## Rios urbanizados

Os rios têm sido explorados pelos seres humanos mais do que qualquer outro recurso disponível na natureza (Boon *et al.*, 1992; Richter, 2014) e, apesar de todos os benefícios provenientes desta exploração, os impactos causados nos rios foram significativos, especialmente a nível funcional, o que ameaça também a capacidade de os rios fornecerem serviços indispensáveis (Nienhuis and Leuven, 2001; Carpenter *et al.*, 2011). Os impactos causados sobre os ecossistemas de água doce são tão grandes que fazem destes ecossistemas os mais ameaçados do mundo (Dudgeon *et al.*, 2005).

Em relação à biodiversidade de ecossistemas aquáticos de água doce, as maiores ameaças podem ser agrupadas em cinco categorias, nomeadamente:

1. Poluição da água
2. Sobreexploração de recursos
3. Alterações hidromorfológicas
4. Modificações nos habitats e perda da vegetação ribeirinha
5. Introdução de espécies invasoras

Estes aspetos são ainda exacerbados à escala global como as alterações climáticas (Dudgeon *et al.*, 2005).

Existem muitas atividades humanas que resultam na poluição da água e todos os dias estima-se que dois milhões de resíduos industriais, agrícolas e esgotos são descarregados em rios a nível mundial (UN WWAP, 2003). Devido aos esgotos e a uma atividade agrícola intensa, as descargas de metais pesados, pesticidas, herbicidas, desperdícios orgânicos e outros contaminantes são cada vez mais preocupantes, porque conduzem à diminuição da qualidade da água. Muitos rios acabam por perder a capacidade de se autodepurar e, recentemente, têm vindo a aumentar os problemas relativos a poluentes não-tradicionais, tais como os nanomateriais, as hormonas e os antibióticos (Behera *et al.*, 2011).

Nos grandes rios, em particular, a sobre-exploração da biomassa resultante da pesca intensiva e o uso exagerado de qualquer tipo de animal ou planta tem afetado os processos dos ecossistemas e a sobrevivência de certas espécies, bem como de outras espécies dependentes destas.

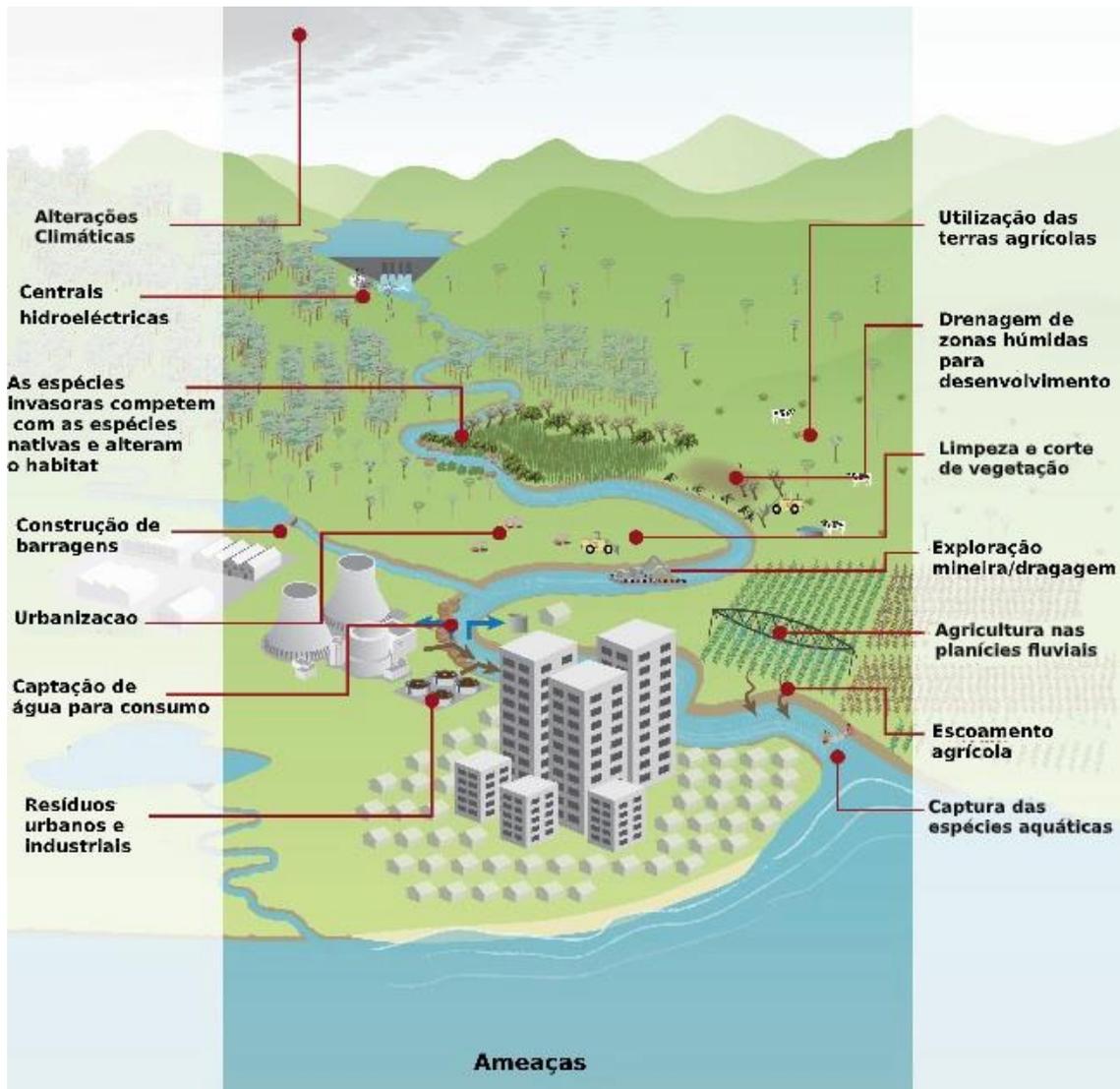
A construção de barragens, de diques e a extração de água são algumas das atividades humanas que podem estar na origem das alterações dos rios. Estas modificações podem alterar processos naturais, tais como o transporte de sedimentos, os ciclos de vida, a biodiversidade e podem também reduzir a quantidade de água disponível para o consumo humano. Em alguns rios, particularmente em regiões áridas, as captações de água aumentaram tanto que todo o fluxo do rio foi removido, mudando a natureza do rio e resultando em drásticas consequências para as comunidades aquáticas e ribeirinhas (Speed *et al.*, 2016). A figura 3 mostra o rio Milwaukee's Kinnickinnic situado em Wisconsin nos EUA que foi canalizado em 1960 para despejar rapidamente as águas das chuvas no Lago Michigan com vista ao controlo de cheias. Este projeto foi realizado sem se ter tido em atenção a componente biológica e, mais tarde, o canal de cimento acabou por reduzir ainda mais a porosidade da bacia e impediu a entrada de águas superficiais nas águas subterrâneas (Tenenbaum, 2010).



**Figura 3-** Troço canalizado do rio Milwaukee's Kinnickinnic nos EUA (Tenenbaum, 2010)

As alterações dos habitats de água doce podem resultar de várias ações, tais como a dragagem do canal para a extração de materiais de construção e/ou a melhoria da navegação, a canalização para controlar a corrente e reduzir inundações, a recuperação de superfícies de inundação para uso agrícola e o desenvolvimento urbano. Este tipo de atividades resulta na perda de habitats nos rios, na redução de vegetação ribeirinha e na consequente perda de habitats nas várzeas (planícies de inundação) e dos serviços dos ecossistemas associados. A construção de barragens pode também influenciar diretamente os habitats de água doce por fragmentação do rio, impedindo a passagem da biota. Estima-se que mais de 500,000 km de extensão de rios foram alterados para a navegação (Revenga and Kura, 2003) e mais de 50% de habitats de água doce foram perdidos apenas durante o século XX (MEA, 2005).

Devido ao facto de várias espécies de animais e plantas estarem a expandir-se para além da sua dispersão natural e a serem introduzidos noutras partes do mundo por atividades humanas, quer intencional ou acidentalmente, estas espécies podem causar danos no ecossistema. Algumas espécies podem levar a pestes, pois estas normalmente não têm predadores naturais onde são introduzidas e estão bem-adaptadas ao clima, acabando por se dispersar e reproduzir rapidamente podendo erradicar espécies nativas. No caso de ervas aquáticas, elas podem obstruir os cursos de água e podem alterar os processos nos ecossistemas, como o ciclo de nutrientes. Por vezes, as alterações no regime do fluxo de água, nos habitats, entre outros aspetos dos sistemas de rio podem facilitar ou criar condições que dão vantagem a espécies invasoras em relação às espécies nativas (Bunn and Arthington, 2002). A figura 4 mostra que tipo de atividades humanas podem afetar os ecossistemas fluviais.



**Figura 4** - Problemas de rios urbanizados (Speed *et al.* 2016)

## Restauração fluvial

### O que se entende por restauração fluvial?

As consequências das perturbações criadas pelo Homem nos ecossistemas fluviais podem ocorrer a qualquer escala, desde do corredor fluvial até à bacia. Tais consequências podem provocar impactos locais ou afastados da sua origem. Certas atividades humanas como a exploração agrícola, a gestão florestal, a construção de estradas, o controlo de cheias, bem como o desenvolvimento urbano, podem facilmente causar efeitos na hidrologia, na

geomorfologia de uma bacia hidrográfica e sobre a morfologia dos seus troços fluviais (Adams *et al.*, 1998).

O restauro de rios trata-se de uma variedade de ações no rio tanto nos canais, zonas ripárias, planícies de inundação, nos sedimentos e na massa de água (Bennett *et al.*, 2011). Essas modificações visam melhorar os aspetos geológicos, hidrológicos e processos ecológicos de rios degradados, tentando substituir elementos danificados do sistema natural (Wohl *et al.*, 2005).

Segundo a sociedade de restauro ecológico, o restauro é “o processo de assistência à recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004). Tánago e Jalón (2007) expandem este conceito ao âmbito fluvial, definindo restauro fluvial como “um conjunto de atividades destinadas a restituir ao rio a sua estrutura e o seu funcionamento, em conformidade com os processos e a dinâmica equivalentes às condições naturais, que se estabelecem como referencial de bom estado ecológico”.

Muitas vezes, o restauro é confundido com a reabilitação, mas o restauro distingue-se pelo facto de incluir a monitorização do rio e a engenharia que abrange desde alterações de estruturas isoladas como as zonas ripárias, estabilização da margem, até à manipulação de processos de ecossistemas e da biota. Warne *et al.* (2000), Bloesch and Sieber (2003) e Bernhardt and Palmer (2011) fazem uma distinção útil entre os projetos de restauro designados primariamente para reconectar rios e os projetos para reconfigurar rios. Os esforços de reconexão normalmente envolvem a remoção ou a adaptação de infraestruturas que haviam sido previamente instaladas para limitar a interação entre os rios e as suas planícies de inundação (canais e diques) ou para desconectar fluxos longitudinais (barragens). Já os esforços de reconfiguração, através de remodelação, replantação ou reconstrução, visam mudar a estrutura física do rio ou a sua zona ribeirinha.

A melhoria dos rios nem sempre se traduz numa melhoria significativa das funções ecológicas (Bernhardt *et al.*, 2007). As ações podem ter como foco a estética e a prioridade de proteção ou melhorias recreativas, dependendo do que é mais vantajoso para a nossa qualidade de vida.

## **Exemplos de projetos de restauro bem-sucedidos**

### **Restauro do rio Kallang em Singapura**

Devido a um projeto de controlo de cheias realizado durante 1960 e 1970, o rio Kallang encontrava-se totalmente canalizado ao longo do parque Bishan (figura 5). Foi então iniciado um projeto de restauro pelo programa de águas ativas, belas e limpas (em inglês, ABC Waters), um programa de serviços públicos de Singapura que administra o abastecimento e a drenagem de água no país. O projeto teve como objetivo transformar um dos parques mais populares de Singapura num ecossistema natural e dinâmico, restaurando 2,7 km de extensão do rio Kallang. Um projeto que se iniciou em 2009 e levou três anos a completar, terminando em 2012 e com um custo total de 54,98 milhões de euros.

Foram redesenhados 62 hectares do parque para acomodar o processo dinâmico de um sistema fluvial que inclui níveis de água flutuantes, ao mesmo tempo que oferece os benefícios máximos para quem usufrui do parque. O parque também oferece grandes espaços verdes para atividades recreativas e, no caso de uma chuva forte, a área ao lado do rio funciona como um canal de transporte, levando a água rio abaixo (figura 6).

Apesar de não ter sido introduzida nenhuma vida selvagem no parque, a biodiversidade no parque aumentou em 30%, registando 66 espécies novas de plantas, 59 espécies de aves e 22 espécies de libélulas, mostrando o grande impacto de um projeto de restauro na biodiversidade (Speed *et al.* 2016).



**Figura 5** - Imagem do rio Kallang antes da intervenção de restauro (crédito de imagem: Atelier Dreiseitl)

Este parque é um bom exemplo de como um parque da cidade pode ajudar na preservação ecológica, sendo uma combinação inteligente de fonte de água, controlo de cheias, biodiversidade e recreação, aumentando e alertando para a responsabilidade cívica em relação à água.



**Figura 6** - Imagem do rio Kallang depois da intervenção de restauro (crédito de imagem: Atelier Dreiseitl)

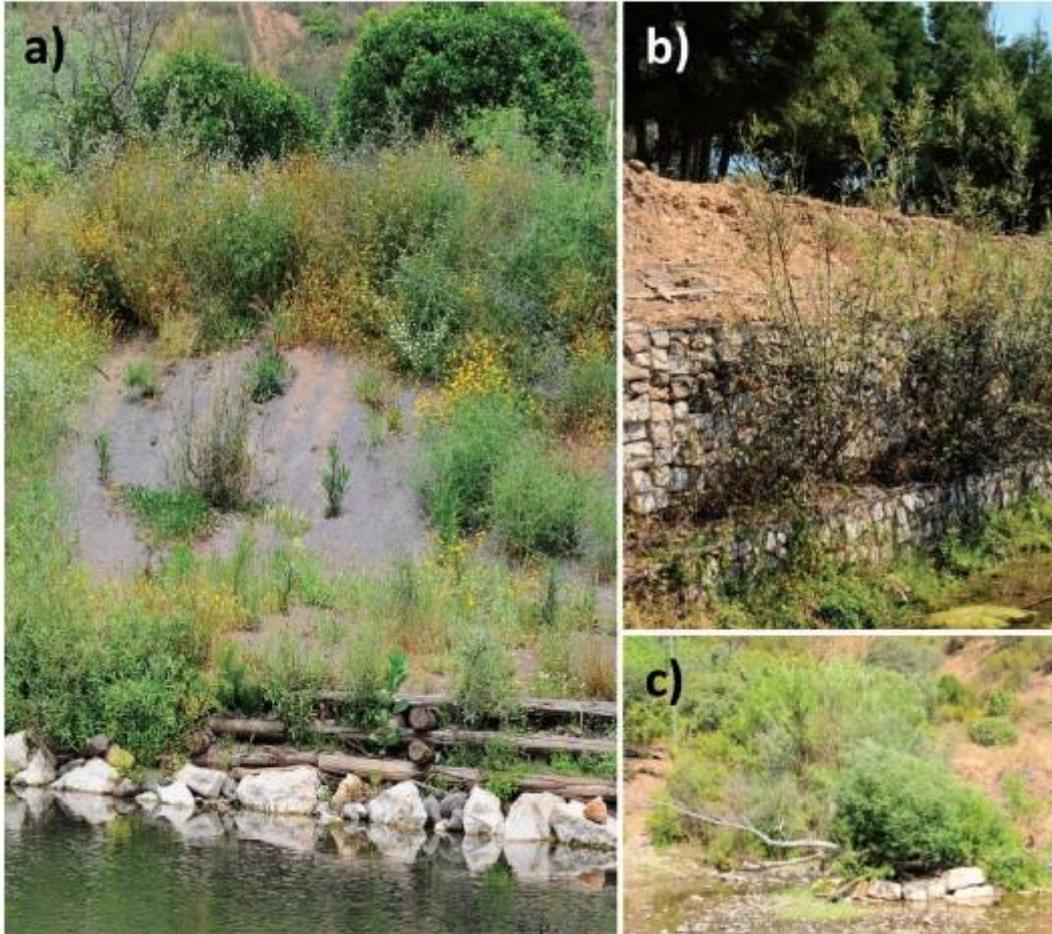
## **Reabilitação do rio Odelouca**

Trata-se de um rio situado na região do Algarve de alto valor ecológico, graças à grande diversidade de galerias ripárias intactas situadas em certos troços do rio e a presença de espécies ameaçadas.

Em 2010 foi construída a barragem de Odelouca com o objetivo de melhorar o abastecimento de água na região do Algarve. Esta construção foi finalizada sob a condição de implementar um extenso programa de medidas de mitigação e monitorização, de maneira a compensar a perda de habitats prioritários e os impactos causados por essa construção da barragem, uma decisão tomada em 2005.

Uma dessas medidas foi a valorização e a requalificação das galerias ribeirinhas. Então, em 2005, iniciou-se um programa integrado no âmbito da medida de requalificar, valorizar e recuperar as galerias ripárias que viriam a ser afetadas pela construção (Feio *et al.*, 2019).

Depois de um extenso estudo de toda a bacia, para definir quais os segmentos do rio a reabilitar, foi posto em prática o projeto de reabilitação do rio Odelouca por técnicas de engenharia natural (figura 7).



**Figura 7** - Técnicas de engenharia natural utilizadas no rio Odelouca: a) e b), consolidação dos taludes respetivamente com caixas e enrocamentos vegetados, aplicando-se biomantas e plantações de espécies ripárias na parte superior dos taludes; c), criação de ilhas vegetadas para favorecer os ciprinídeos autóctones. (imagem: Rui Cortes)

## Problemas de Restauro

A importância do uso de macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade da água já foi destacada por vários autores (Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Bonada *et al.*, 2006; Oscoz & Escala, 2006; Ortiz & Puig, 2007). Contudo, os projetos de restauro de baixa escala, que abrangem normalmente apenas alguns quilómetros, influenciam pouco a comunidade de macroinvertebrados (Jähnig *et al.*, 2010 e Sunderman *et al.*, 2011).

Certos agentes de stresse ambiental que atuam a larga escala como, por exemplo, a alteração do fluxo e a acumulação de sedimentos apresentam uma grande influência nos processos de recuperação das secções restauradas (Feld *et al.*, 2011; Verdonschot *et al.*, 2013; Wahl *et al.*, 2013). Por exemplo, as medidas de restauro destinadas a repor certas características

específicas dos canais são, muitas vezes, realizadas sem abordar os processos hidromorfológicos de maior escala, o que pode tornar o restauro pouco eficaz (Mueller *et al.*, 2014).

Em muitos projetos de restauro, apesar do aumento da diversidade de habitats e micro-habitats, isto pode não resultar numa resposta positiva das comunidades de macroinvertebrados (Jähnig & Lorenz, 2008; Louhi *et al.*, 2011). Tal pode acontecer porque as medidas de restauro aplicadas não resultaram num restauro dos habitats-chave ou no arranjo espaço-temporal relevante para os organismos-alvo no decorrer do seu ciclo de vida (Lepori *et al.*, 2005; Lorenz *et al.*, 2009).

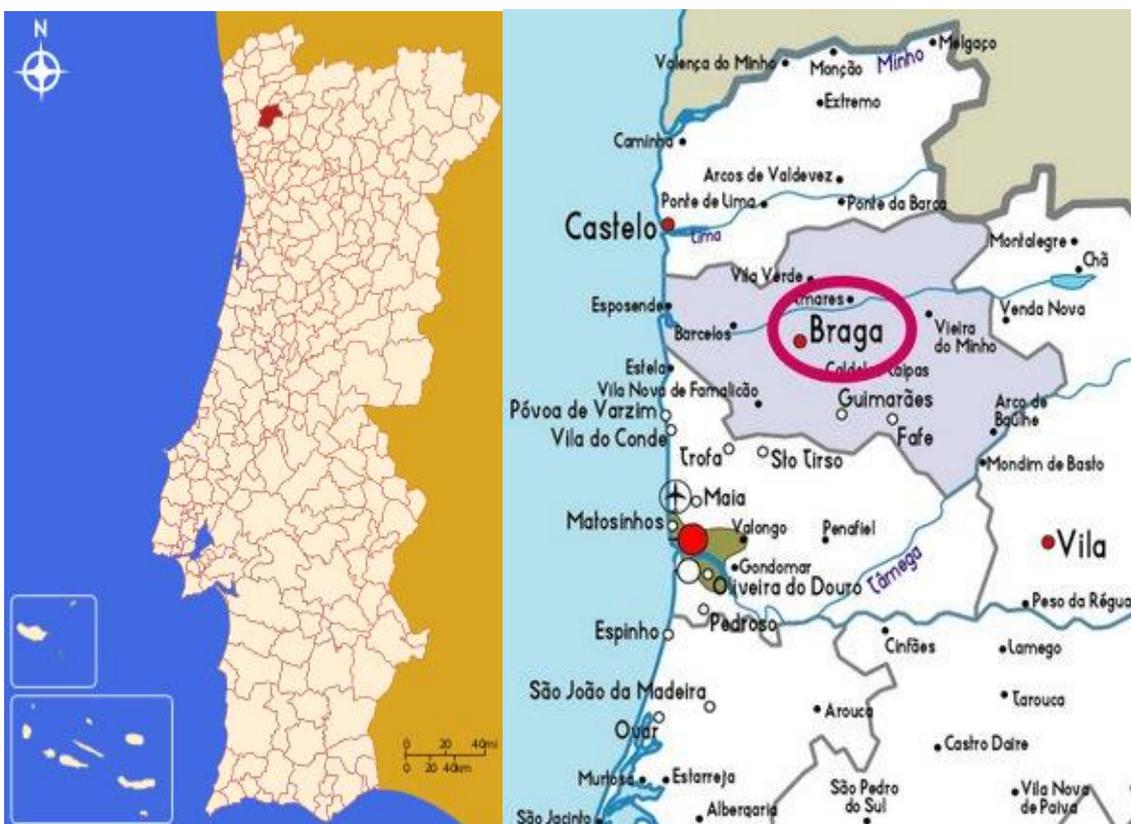
Moore e Rutherford (2014) concluíram que a falta de manutenção é um problema grave, fazendo com que muitas intervenções possam falhar. A organização da manutenção é tão importante como o *design* das obras em si. Alguns projetos de restauro tornam-se autossuficientes, enquanto outros precisam de manutenção constante.

Para além disso, para que um projeto de restauro possa ser bem-sucedido, é necessário ter-se um bom conhecimento dos processos geomorfológicos e ecológicos e entender as mudanças do transporte de sedimentos e não apenas imitar outros projetos (Kondolf, 1998).

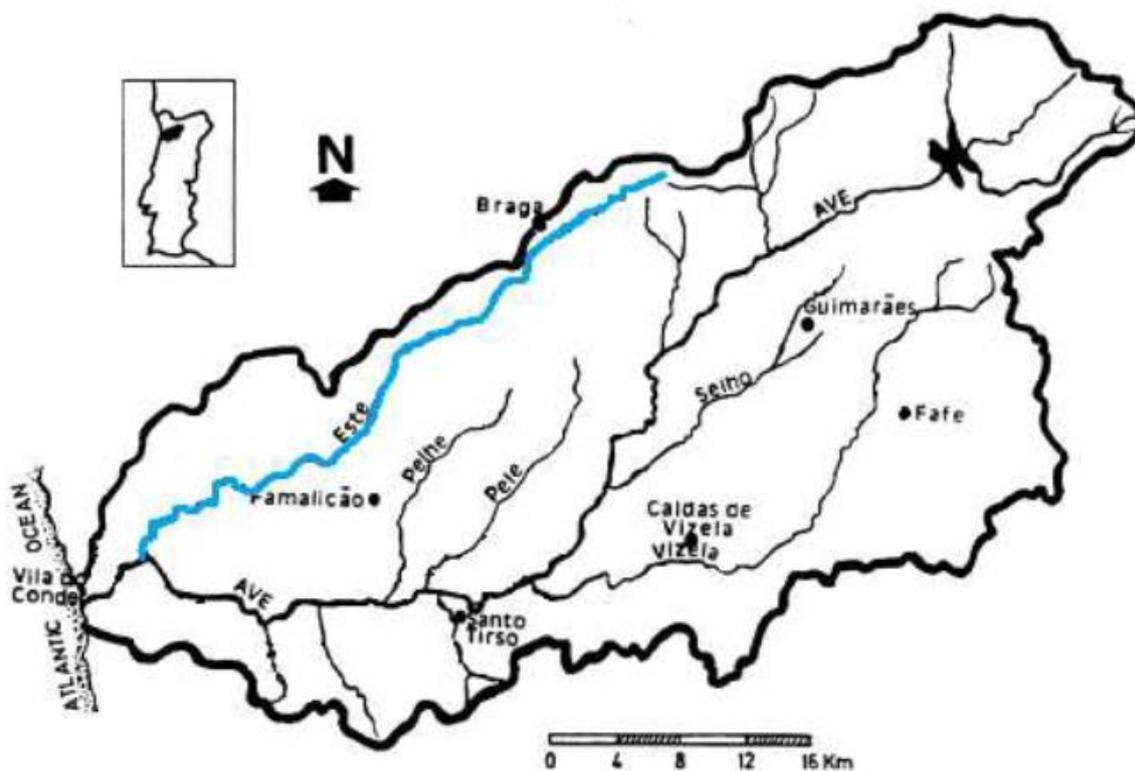
## Metodologia

### Área de estudo

O rio Este situa-se a norte de Portugal no distrito de Braga, uma sede municipal com 183.4 km<sup>2</sup> que em 2016 continha aproximadamente cerca de 200,000 habitantes. Trata-se de uma região densamente povoada, que nos últimos 20 anos sofreu um crescimento demográfico e económico muito superior ao do nível nacional, tendo passado de 141,256 habitantes em 1991 para 181,494 habitantes em 2011 (InvestBraga, 2017). Este crescimento repentino levou a uma fragmentação intensiva de espaços verdes e áreas rurais, o que leva a uma necessidade urgente de aplicação de medidas preventivas, de maneira a impedir degradações futuras e a melhorar a qualidade da água e do rio.



**Figura 8** - Localização da cidade de Braga no mapa de Portugal. Fonte (Atlas do Ambiente)



**Figura 9** - Bacia hidrográfica do rio Ave

O rio Este nasce nas proximidades de Braga em São Mamede de Este e desagua no rio Ave, 4 km a montante de Vila do Conde. O rio possui 45 km de comprimento e cobre uma área de cerca de 245 km<sup>2</sup>, atravessando o centro da cidade de Braga. Para além de atravessar o centro de Braga, o rio também atravessa áreas urbanas, industriais e agrícolas, encontrando-se canalizado quase na sua totalidade (Vieira, 2000).

Em 2016, este rio foi sujeito a um projeto de restauro num troço com cerca de 400 m de extensão situado junto ao International Nanotechnology Laboratory (INL) perto da Universidade do Minho.

No passado, este rio foi sujeito ao impacto de práticas industriais que resultaram na descarga sucessiva de poluentes, principalmente das áreas urbanas de Braga. Infelizmente, mesmo nos dias de hoje, embora menos frequentemente, ainda é possível testemunhar estes incidentes.

Várias medidas de recuperação, proteção e valorização foram desenvolvidas no sentido de requalificar e ordenar o rio Este. A Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. (APA) e a Câmara Municipal de Braga iniciaram um projeto de restauro de um troço do rio Este que custou 157.001,62€. As figuras 10 e 11 mostram a diferença visível no troço intervencionado do rio Este, antes e depois de ser submetido ao projeto de restauro.



**Figura 10** - Foto do troço do rio Este antes da intervenção de restauro

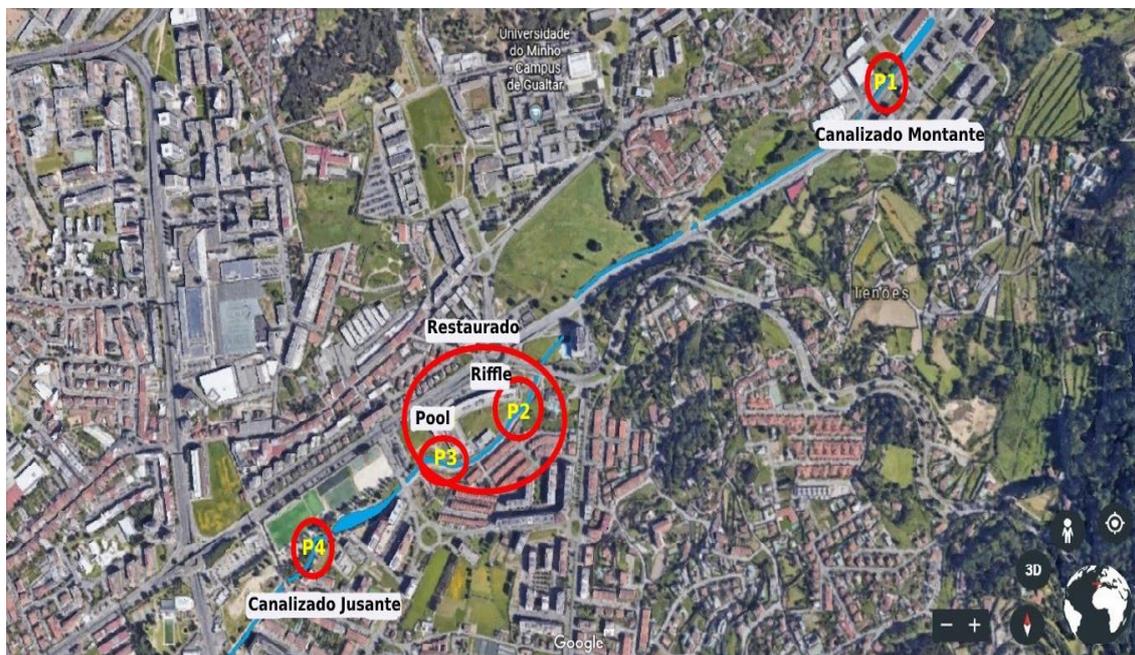


**Figura 11** - Foto do troço do rio Este, dois anos depois da restauração

O estudo tem em consideração as pressões antropogénicas no rio Este através da caracterização físico-química, hidromorfológica e biológica (comunidade de macroinvertebrados bentónicos).

## Desenho experimental

O estudo teve início em novembro de 2017 e terminou em setembro de 2018, passando por todas as quatro estações do ano.



**Figura 12** - Ilustrações dos pontos estudados do rio Este

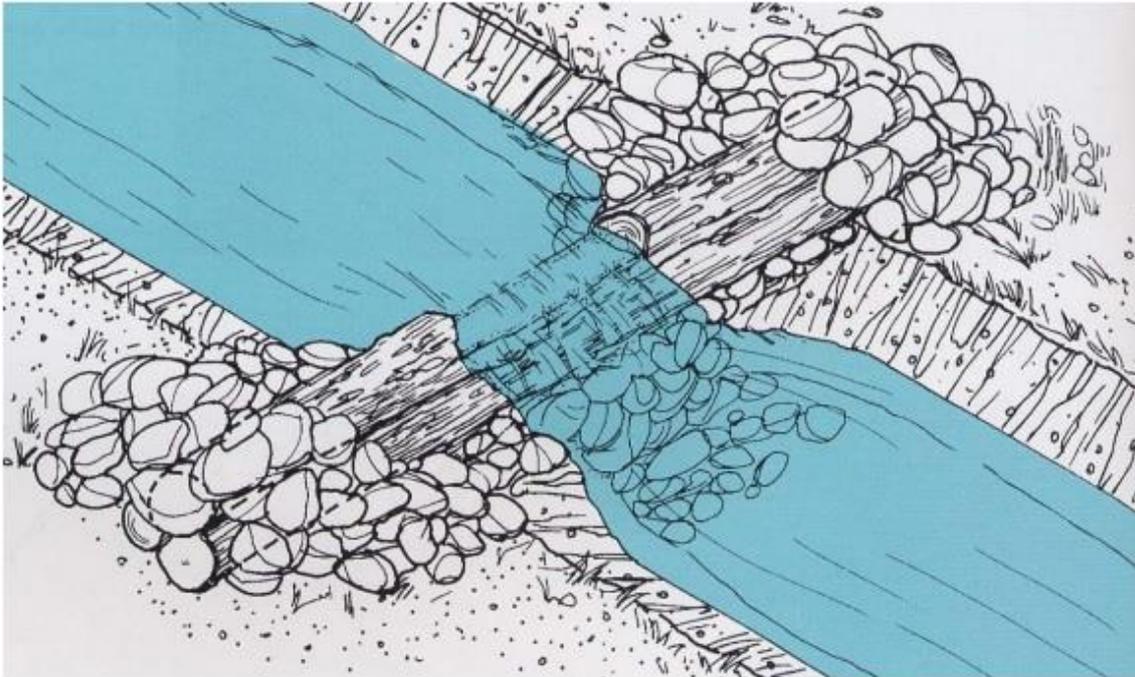
A figura 12 apresenta uma imagem tirada por satélite da porção do rio Este estudada, onde o rio está representado a azul. O ponto 1 (P1) trata-se do ponto canalizado a montante que se localiza aproximadamente a 1 km a montante da zona restaurada perto de um concessionário da Opel.

O segundo e o terceiro pontos (P2, P3) localizam-se na zona restaurada, que se estende por 400 m e que foi dividida em duas partes: Pool e Riffle. É possível verificar na figura que o troço restaurado se encontra dividido em duas zonas distintas. Na primeira zona, denominada Riffle, estão presentes micro-açudes, em que se verifica uma corrente mais forte e uma maior profundidade. Na segunda zona, denominada Pool, encontram-se defletores e as águas são mais paradas em relação ao ponto 2. Para efeitos de uniformidade dos dados analisados, em todas as comparações feitas com o ponto restaurado foram utilizados dados do ponto 3 (Pool), sendo apenas utilizado os dados do ponto 2 (Riffle) para uma comparação entre estas duas zonas (Pool vs. Riffle). A zona Pool foi escolhida para ser comparada com os pontos canalizados, uma vez que esta se encontra o mais a jusante do troço restaurado e, portanto, pode mostrar maiores diferenças.

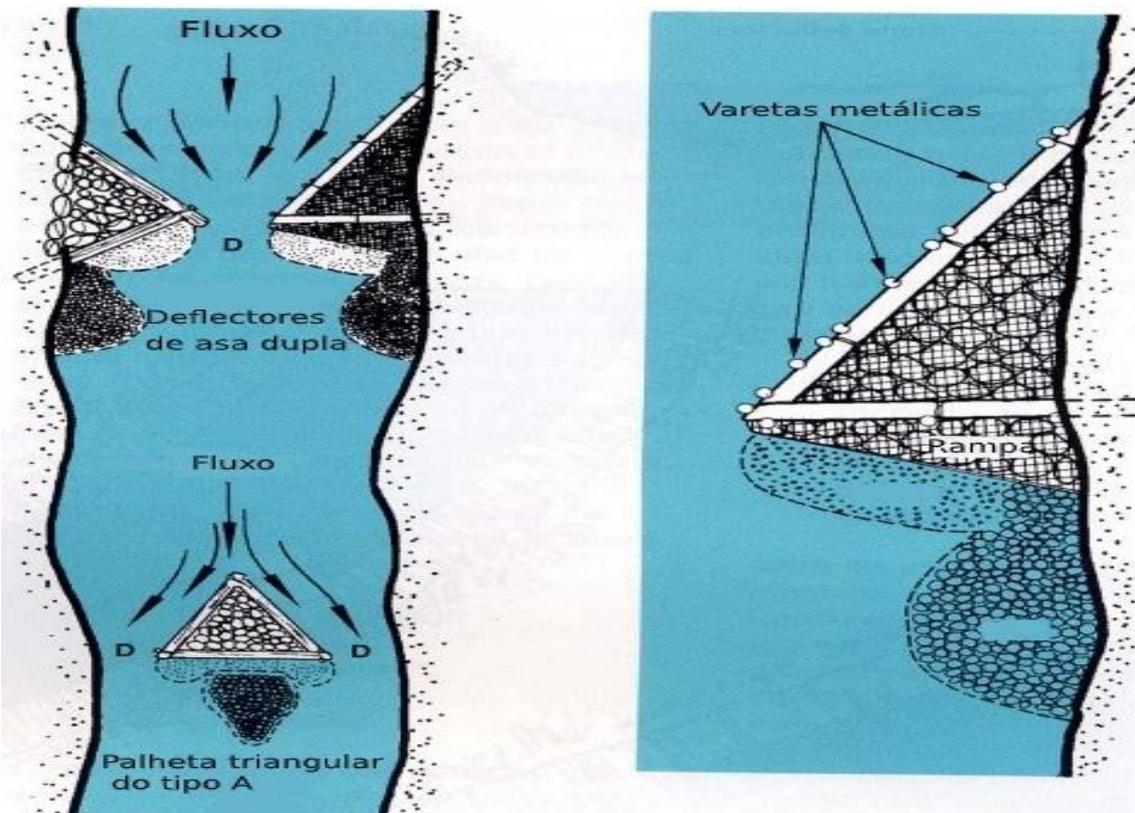
O último ponto representado na figura é o ponto 4 (P4) que se trata do ponto canalizado a jusante que se localiza 300 m a jusante do projeto de restauro.

### **Pool e Riffle**

Como referido anteriormente, no ponto 2 encontram-se micro-açudes, isto é, estruturas comuns neste tipo de projetos e que podem ser construídas com diversos tipos de materiais, preferencialmente naturais como, por exemplo, pedras, blocos, troncos de árvores e gabiões. Entre os benefícios destas estruturas encontram-se o aumento da profundidade, o aumento da velocidade da corrente, a acumulação de detritos orgânicos como pequenos troncos e folhas, a melhoria dos padrões do fluxo e a oxigenação da água (Hellowell, 1997). (Figura 13)



**Figura 13** - Ilustração de um micro-açude (Riffle), de acordo com Cowx e Welcomme (1998)



**Figura 14** - Ilustração de defletores (Pool), de acordo com Cowx e Welcomme (1998)

No ponto 3 estão presentes defletores que têm sido uma das formas mais utilizadas para promoção de habitats. Os defletores diminuem a largura do leito, a corrente aumenta ao passar pela estrutura, o que resulta em zonas de corrente forte e zonas de corrente mais parada, onde

se dá a deposição de materiais finos. Entre os benefícios dos deflectores encontram-se o direcionamento da corrente, a criação de zonas de erosão e de sedimentação, a diversificação da velocidade da corrente existente no canal, a estimulação do crescimento da vegetação ribeirinha e a diversificação de habitats (Hellawell, 1997). (Figura 14)

## Pontos de amostragem



**Figura 15** - Foto do Ponto 1 (Canalizado a Montante)

O ponto 1 situa-se aproximadamente a 1 km a montante da zona restaurada e em frente de um concessionário da Opel. Como se pode observar na figura 15, este troço do rio Este encontra-se totalmente canalizado. É caracterizado por uma corrente forte relativamente aos outros troços, não apresenta qualquer tipo de vegetação ribeirinha e, por vezes, detetaram-se bocas de esgoto a descarregar nesta zona do rio.



**Figura 16** - Foto do Ponto 2 (Restaurado/Riffle)

O ponto 2 encontra-se no troço restaurado do rio Este, como se pode observar na figura 16. Nesta zona restaurada já é possível se verificar alguma vegetação ribeirinha, embora um pouco superficial em relação ao ponto 3. Este ponto situa-se junto ao INL e a uma ciclovia. O maior ponto de interesse é os micro-açudes cujo objetivo é melhorar a oxigenação da água.



**Figura 17** - Foto do Ponto 3 (Restaurado/Pool)

O ponto 3, representado na figura 17, situa-se imediatamente a seguir ao ponto 2. Este ponto fica também muito próximo do INL e da ciclovia, mas aqui é possível verificar a presença de vegetação ribeirinha mais abundante, assim como águas mais paradas e menos profundas.



**Figura 18** - Foto do Ponto 4 (Canalizado a Jusante)

Por último, o ponto 4 fica situado a cerca de 300 m a jusante do ponto 3. Neste ponto, o rio volta a encontrar-se totalmente canalizado, como mostra na figura 18. Para além de se situar junto da ciclovia, este ponto também fica próximo de um parque conhecido como o parque da Rodovia, representado na figura 19. Neste ponto, a velocidade das águas não é tão forte como no ponto 1, mas também não é tão parada como no ponto 3. Outro aspeto importante deste ponto é que, esporadicamente, são encontradas bocas de esgoto ativas.



**Figura 19** - Foto do parque situado junto ao rio Este e aos pontos estudados

## **Análises físico-químicas**

Em cada ponto de amostragem foram realizadas análises da água, nomeadamente da concentração de oxigénio dissolvido, pH, temperatura e condutividade, que foram medidos diretamente no campo usando WTW:ph 330i/SET(2B20-0011); Cond. 3158i/SET(2C10-0011); Oxi 330/SET(2ª20-10111). (Figura 20)

Foram, ainda, recolhidas amostras de água que foram levadas para o laboratório e analisadas no mesmo dia, no que respeita às concentrações de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) e amónio ( $\text{NH}_3$ ) por espectrofotometria (HACH, 2013).



**Figura 20** - Foto do material utilizado para medir a temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH

## **Habitat e hidromorfologia**

Para cada ponto analisado foram anotadas as características físicas, nomeadamente o tipo de substratos presentes, o tipo de fluxo, o tipo de habitats (orgânicos e inorgânicos) e as modificações artificiais, utilizando as categorias do River Habitat Survey (Environmental Agency, 1998) indicadas na Tabela 1.

Para contabilizar os habitats foram analisados habitats orgânicos e inorgânicos e foi anotada a presença/ausência destes habitats nos pontos estudados ao longo de 100 m, sendo apontados os dados a cada 20 m e depois feita uma média dos habitats presentes.



**Figura 21** - Imagem da recolha de dados (habitats e hidromorfologia)

Entre os habitats inorgânicos foram analisados: mega, macro, meso, micro, akal, psammal, artificial e thrash. Entre os orgânicos foram analisados: macrófitas emergentes, macrófitas submersas, raízes terrestres, xylal, comp, fpom e biofilmes de bactérias.

**Tabela 1** – Exemplo de ficha de campo utilizada para contabilizar os habitats e a hidromorfologia do rio

| <b>Tipo</b>        | <b>Parâmetros</b>                         | <b>Medida</b> |
|--------------------|---|---------------|
| Morfologia         | Largura canal                             | m             |
| Morfologia         | Profundidade nível água                   | cm            |
| Habitat Inorgânico | Pedra > 40 cm                             | presença      |
| Habitat Inorgânico | Pedra (20 – 40 cm)                        | presença      |
| Habitat Inorgânico | Pedra (6 – 20 cm)                         | presença      |
| Habitat Inorgânico | Pedra (2 – 6 cm)                          | presença      |
| Habitat Inorgânico | Pedra (2 mm – 2 cm)                       | presença      |
| Habitat Inorgânico | Areia < 2 mm                              | presença      |
| Habitat Inorgânico | Artificial                                | presença      |
| Habitat Orgânico   | Algas                                     | presença      |
| Habitat Orgânico   | Macrófitas Emergentes                     | presença      |
| Habitat Orgânico   | Macrófitas Submergentes                   | presença      |
| Habitat Orgânico   | Raízes Terrestres                         | presença      |
| Habitat Orgânico   | Galhos de árvores na água                 | presença      |
| Habitat Orgânico   | Material orgânico particulado grosseiro   | presença      |
| Habitat Orgânico   | Material orgânico particulado fina        | presença      |
| Habitat Orgânico   | Filme Bacterias                           | presença      |
| Tipo de Fluxo      | Velocidade de corrente muito elevada (BW) | presença      |
| Tipo de Fluxo      | Velocidade de corrente elevada (UW)       | presença      |
| Tipo de Fluxo      | Velocidade de corrente media (RP)         | presença      |
| Tipo de Fluxo      | Velocidade de corrente escassa (SM)       | presença      |
| Tipo de Fluxo      | Velocidade de corrente nula (NP)          | presença      |

## **Macroinvertebrados**

Na recolha dos macroinvertebrados foi usada uma rede de cerca de 25 cm com malha de 0.5 mm e recolheu-se o maior número possível de macroinvertebrados em diferentes habitats de cada área como, por exemplo, águas lentas, rápidas, vegetação e substrato. Em cada ponto de amostragem foi feita uma recolha com duração de 5 minutos para tentar uniformizar a amostragem (INAG, 2008).

Depois da recolha, os macroinvertebrados foram colocados em sacos de plástico com água do rio e posteriormente colocados numa câmara frigorífica a 4°C. Após a recolha das amostras, foi realizada a triagem. O conteúdo de cada saco foi lavado através de uma peneira com cerca de 500 µm até 300 µm e todo o material que permanecesse era, posteriormente, colocado numa bandeja com água e inspecionado com cuidado, de maneira a facilitar a recolha dos macroinvertebrados que depois foram preservados em álcool de 96% (Barbour *et al.*, 1999; INAG, 2008).

Após o processo de triagem, procedeu-se à identificação dos macroinvertebrados, com a ajuda de uma lupa binocular, utilizando a chave de identificação de Tachet *et al.* (2000) e os organismos foram identificados até ao nível de família.

## **Análise de dados**

Para todos os parâmetros analisados, tais como as amostras físico-químicas, os habitats, hidromorfologia e os macroinvertebrados (abundância e diversidade), foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para avaliar diferenças significativas. Para além do teste de Kruskal-Wallis, no que diz respeito aos macroinvertebrados, foi também realizada uma análise multivariada non-metric MDS para calcular a proximidade entre o número de famílias e abundância entre todos os pontos; uma análise DCA (detrended correspondence analysis) para efeitos comparativos com o MDS; o teste de Simper para calcular a dissemelhança entre todos os pontos; e o teste Anosim que foi utilizado para verificar se existem ou não diferenças significativas entre os pontos. Todas as análises foram realizadas no programa PAST3 (Hammer *et al.*, 2001).

Em seguida separámos três amostras recolhidas em novembro/dezembro de 2017, janeiro de 2018 e março de 2018 que foram designadas como amostras Chuva, uma vez que foram

recolhidas no inverno e as amostras de julho de 2018, agosto de 2018 e setembro de 2018 que foram designadas como amostras Seca, uma vez que foram recolhidas no verão, de forma a compreender de que maneira as estações do ano podem influenciar as comunidades de macroinvertebrados e a qualidade da água.

Para analisar as diferenças encontradas em termos de macroinvertebrados foram calculadas as abundâncias utilizando as seguintes métricas:

- **EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera)**
  - $(\text{Total EPT taxa} / \text{Total taxa}) * 100\% = \text{Abundância}$
- **OCH (Odonata + Coleoptera + Heteroptera)**
  - $(\text{Total OCH taxa} / \text{Total taxa}) * 100\% = \text{Abundância}$
- **Diptera**
  - $(\text{Total Diptera Taxa} / \text{Total taxa}) * 100\% = \text{Abundância}$

Para além da abundância foi também calculado o número de famílias de EPT, OCH e Diptera (Bonada *et al.*, 2006).

Os EPT e os OCH são taxa muito usados como bioindicadores, uma vez que são relativamente sensíveis à poluição orgânica (Hoiland *et al.*, 1994; Malmqvist, 2002; Ode *et al.*, 2005) e como os diptera são organismos mais tolerantes à poluição (Simião Ferreira *et al.*, 2009), decidimos utilizar este táxon para poder verificar se existiam ou não diferenças entre este tipo de organismos entre os pontos canalizados e o ponto restaurado. Ao efetuarmos as análises das comunidades de macroinvertebrados, os pontos onde o número de famílias era menor que 1% foram removidos, de maneira a eliminar *outlayers*, obtendo uma leitura mais fácil dos dados.

## Resultados

### Físico-químicos

As tabelas 2 e 3 mostram os resultados dos parâmetros físico-químicos (fosfatos, nitratos, nitritos, amónio, pH, temperatura, condutividade e oxigénio dissolvido) medidos nos pontos canalizado a jusante, canalizado a montante e restaurado. Analisando os valores da tabela 2, verificou-se que não existe uma alteração considerável nos parâmetros considerados nos três pontos estudados.

**Tabela 2** – Média dos valores físico-químicos analisados nos pontos canalizados e no ponto restaurado

| <b>Tipo</b>           | <b>Valores</b> | <b>Fosfatos (mg/l)</b> | <b>Nitratos (mg/l)</b> | <b>Nitritos (mg/l)</b> | <b>Amónio (mg/l)</b> |
|-----------------------|----------------|------------------------|------------------------|------------------------|----------------------|
| Canalizado a Jusante  | Média          | 0,3                    | 3,1                    | 0,0                    | 0,1                  |
|                       | SD             | 0,2                    | 0,2                    | 0,0                    | 0,2                  |
|                       | CV             | 0,7                    | 0,1                    | 0,9                    | 2,0                  |
| Canalizado a Montante | Média          | 0,3                    | 2,9                    | 0,0                    | 0,0                  |
|                       | SD             | 0,2                    | 0,1                    | 0,0                    | 0,1                  |
|                       | CV             | 0,7                    | 0,0                    | 1,1                    | 2,0                  |
| Restaurado            | Média          | 0,2                    | 2,9                    | 0,0                    | 0,1                  |
|                       | SD             | 0,1                    | 0,2                    | 0,0                    | 0,1                  |
|                       | CV             | 0,5                    | 0,1                    | 0,7                    | 1,1                  |

**Tabela 3** - Média dos valores físico-químicos analisados nos pontos canalizados e no ponto restaurado

| <b>Tipo</b>           | <b>Valores</b> | <b>pH</b> | <b>Temperatura (°C)</b> | <b>Condutividade (µs/cm)</b> | <b>Oxigénio Dissolvido (mg/l)</b> | <b>Oxigénio Dissolvido (%)</b> |
|-----------------------|----------------|-----------|-------------------------|------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|
| Canalizado a Jusante  | Média          | 7,1       | 16,3                    | 145,7                        | 10,3                              | 101,2                          |
|                       | SD             | 0,3       | 4,0                     | 32,0                         | 3,6                               | 27,4                           |
|                       | CV             | 0,0       | 0,2                     | 0,2                          | 0,4                               | 0,3                            |
| Canalizado a Montante | Média          | 7,1       | 15,0                    | 118,3                        | 10,5                              | 102,6                          |
|                       | SD             | 0,4       | 4,1                     | 24,1                         | 2,9                               | 25,4                           |
|                       | CV             | 0,1       | 0,3                     | 0,2                          | 0,3                               | 0,2                            |
| Restaurado            | Média          | 6,9       | 15,8                    | 130,4                        | 10,6                              | 107,0                          |
|                       | SD             | 0,2       | 4,2                     | 17,0                         | 2,1                               | 19,1                           |
|                       | CV             | 0,0       | 0,3                     | 0,1                          | 0,2                               | 0,2                            |

## Habitats

Na tabela 4 está representada a média dos habitats presentes em cada ponto e a estação do ano (Chuva e Seca), nos quais os dados foram recolhidos (Tabela 1). Através dos dados da tabela, já podemos ver que tanto o ponto restaurado como o canalizado a jusante apresentaram uma maior variedade de habitats do que o ponto canalizado a montante.

**Tabela 4** – Média dos habitats orgânicos e inorgânicos, largura e profundidade da água dos pontos analisados.

| <b>Hidromorfologia</b> | <b>Período</b> | <b>Inorgânico</b> | <b>Orgânico</b> | <b>Largura da Água (m)</b> | <b>Profundidade da Água (cm)</b> |
|------------------------|----------------|-------------------|-----------------|----------------------------|----------------------------------|
| Canalizado a Montante  | Chuva          | 0,25              | 0,2             | 1,4                        | 15,8                             |
| Restaurado             | Chuva          | 0,575             | 0,275           | 4,5                        | 33,2                             |
| Canalizado a Jusante   | Chuva          | 0,375             | 0,275           | 2,94                       | 18,9                             |
| Canalizado a Montante  | Chuva          | 0,275             | 0,15            | 1,6                        | 16,2                             |
| Restaurado             | Chuva          | 0,625             | 0,55            | 3,58                       | 17,8                             |
| Canalizado a Jusante   | Chuva          | 0,25              | 0,425           | 3                          | 22,8                             |
| Canalizado a Montante  | Chuva          | 0,0375            | 0               | 2,15                       | 3,7                              |
| Restaurado             | Chuva          | 0,55              | 0,275           | 5,4                        | 34,4                             |
| Canalizado a Jusante   | Chuva          | 0,5               | 0,1             | 3,05                       | 40,6                             |
| Canalizado a Montante  | Seca           | 0,325             | 0,2             | 1,4                        | 18,1                             |
| Restaurado             | Seca           | 0,425             | 0,3             | 5,06                       | 15,8                             |
| Canalizado a Jusante   | Seca           | 0,525             | 0,225           | 3,06                       | 21,6                             |
| Canalizado a Montante  | Seca           | 0,4               | 0,275           | 1,4                        | 10,9                             |
| Restaurado             | Seca           | 0,575             | 0,2             | 4,14                       | 13                               |
| Canalizado a Jusante   | Seca           | 0,425             | 0,275           | 3,46                       | 13,3                             |
| Canalizado a Montante  | Seca           | 0,45              | 0,25            | 1,22                       | 10,6                             |
| Restaurado             | Seca           | 0,425             | 0,4             | 2,5                        | 9,1                              |
| Canalizado a Jusante   | Seca           | 0,5               | 0,3             | 2,8                        | 10,9                             |

## Macroinvertebrados

O anexo 1 mostra, após a realização do teste de Simper, os macroinvertebrados de cada família para os três pontos (restaurado, canalizado a montante e canalizado a jusante). É possível verificar quais as famílias mais presentes em cada ponto, notando-se claramente que existia uma maior variedade de famílias no ponto restaurado. Apesar de mostrar valores inferiores de diversidade em relação ao ponto restaurado, o ponto canalizado a jusante já apresentava uma melhoria em relação ao ponto canalizado a montante. O mesmo pode ser observado na tabela 5 que mostra a dissimilaridade entre os pontos ao nível dos macroinvertebrados, em que quanto maior o valor, maior a diferença.

**Tabela 5** – Dissimilaridade entre os macroinvertebrados de cada ponto feito com o teste de Simper

|                           | <b>Montante vs. Restaurado</b> | <b>Restaurado vs. Jusante</b> | <b>Montante vs. Jusante</b> |
|---------------------------|--------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Dissemelhança média total | 78.22                          | 55.56                         | 75.37                       |

## Avaliação da intervenção de restauro

Nas tabelas 6, 7 e 8 estão representados os resultados obtidos no teste de Kruskal-Wallis, comparando os parâmetros analisados entre todos os pontos. As tabelas encontram-se divididas entre os três parâmetros analisados. A tabela 6 mostra o tratamento dos resultados dos habitats, a tabela 7 dos macroinvertebrados e a tabela 8 dos resultados físico-químicos.

**Tabela 6** - Comparação dos habitats entre os pontos canalizados e o ponto restaurado pelo teste de Kruskal-Wallis

| <b>Habitat</b>     | <b>Comparação</b>       | <b>H(chi2)</b> | <b>p</b> |
|--------------------|-------------------------|----------------|----------|
| Habitat Inorgânico | Montante vs. Restaurado | 6,564          | 0,01014  |
|                    | Restaurado vs. Jusante  | 3,103          | NS       |
|                    | Montante vs. Jusante    | 2,827          | NS       |
|                    | Inverno vs Verão        | 0,4386         | NS       |
| Habitat Orgânico   | Montante vs. Restaurado | 5,026          | 0,02298  |
|                    | Restaurado vs. Jusante  | 0,5192         | NS       |
|                    | Montante vs. Jusante    | 2,564          | NS       |
|                    | Inverno vs Verão        | 0,3294         | NS       |

**Tabela 7-** Comparação dos macroinvertebrados entre os pontos canalizados e o ponto restaurado pelo teste de Kruskal-Wallis

| <b>Macroinvertebrados</b> | <b>Comparação</b>       | <b>H(chi2)</b> | <b>p</b> |
|---------------------------|-------------------------|----------------|----------|
| EPT<br>n.º famílias       | Montante vs. Restaurado | 2,077          | NS       |
|                           | Restaurado vs. Jusante  | 1,256          | NS       |
|                           | Montante vs. Jusante    | 0,3141         | NS       |
|                           | Inverno vs Verão        | 2,526          | NS       |
| EPT<br>Abundância         | Montante vs. Restaurado | 0,641          | NS       |
|                           | Restaurado vs. Jusante  | 3,103          | NS       |
|                           | Montante vs. Jusante    | 3,103          | NS       |
|                           | Inverno vs Verão        | 1,996          | NS       |
| OCH<br>n.º famílias       | Montante vs. Restaurado | 8,308          | 0,003232 |
|                           | Restaurado vs. Jusante  | 6,16           | 0,01197  |
|                           | Montante vs. Jusante    | 3,103          | NS       |
|                           | Inverno vs Verão        | 0,499          | NS       |
| OCH<br>Abundância         | Montante vs. Restaurado | 7,41           | 0,005588 |
|                           | Restaurado vs. Jusante  | 6,564          | 0,01041  |
|                           | Montante vs. Jusante    | 1,641          | NS       |
|                           | Inverno vs Verão        | 1,031          | NS       |
| Diptera<br>n.º famílias   | Montante vs. Restaurado | 0,1026         | NS       |
|                           | Restaurado vs. Jusante  | 0,00641        | NS       |
|                           | Montante vs. Jusante    | 0,05769        | NS       |
|                           | Inverno vs Verão        | 9,281          | 0,001329 |
| Diptera<br>Abundância     | Montante vs. Restaurado | 0              | NS       |
|                           | Restaurado vs. Jusante  | 0,02564        | NS       |
|                           | Montante vs. Jusante    | 0,02564        | NS       |
|                           | Inverno vs Verão        | 8,75           | 0,003095 |

**Tabela 8** - Comparação dos parâmetros físico-químicos entre os pontos canalizados e o ponto restaurado pelo teste de Kruskal-Wallis

| <b>Físico-Químico</b> | <b>Comparação</b>       | <b>H(chi2)</b> | <b>p</b> |
|-----------------------|-------------------------|----------------|----------|
| Fosfatos              | Montante vs. Restaurado | 0,02564        | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 0,3141         | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 0,1026         | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 3,947          | 0,0466   |
| Nitratos              | Montante vs. Restaurado | 0,00641        | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 0,4103         | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 0,641          | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 4,306          | 0,03311  |
| Nitritos              | Montante vs. Restaurado | 0,1026         | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 1,442          | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 0,05769        | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 6,786          | 0,008975 |
| Amónio                | Montante vs. Restaurado | 0,641          | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 0,1026         | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 0,641          | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 9,014          | 0,00164  |
| pH                    | Montante vs. Restaurado | 0,1603         | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 0,5192         | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 0,00641        | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 5,476          | 0,01885  |
| Temperatura           | Montante vs. Restaurado | 0,4103         | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 0,02564        | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 0,641          | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 12,79          | 0,000349 |
| Oxigénio Dissolvido   | Montante vs. Restaurado | 0              | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 0,2308         | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 0              | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 2,526          | NS       |
| Condutividade         | Montante vs. Restaurado | 0,9231         | NS       |
|                       | Restaurado vs. Jusante  | 0,4103         | NS       |
|                       | Montante vs. Jusante    | 1,641          | NS       |
|                       | Inverno vs Verão        | 5,684          | 0,01706  |

## Diferenças entre o Ponto Restaurado e Canalizados

Segundo as tabelas 6, 7 e 8, onde estão representados os valores das comparações feitas neste trabalho, verifica-se que ao nível de habitats entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a montante existem diferenças significativas. Curiosamente entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a jusante o mesmo não acontece, apesar de o rio no ponto canalizado a jusante voltar a encontrar-se totalmente canalizado como no ponto canalizado a montante, este não apresentou diferenças significativas em relação aos habitats com o ponto restaurado.

Em relação aos parâmetros físico-químicos, não foi verificado qualquer diferença significativa entre nenhum dos pontos estudados.

Quanto aos macroinvertebrados, nota-se que apenas existiram diferenças significativas no número de famílias e abundância dos OCH, comparando o ponto restaurado com o ponto canalizado a montante e o ponto canalizado a jusante. Verifica-se um valor de  $p(\text{same})$ , grau de significância, mais elevado entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a jusante, o que sugere uma diferença menor entre estes dois pontos do que entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a montante.

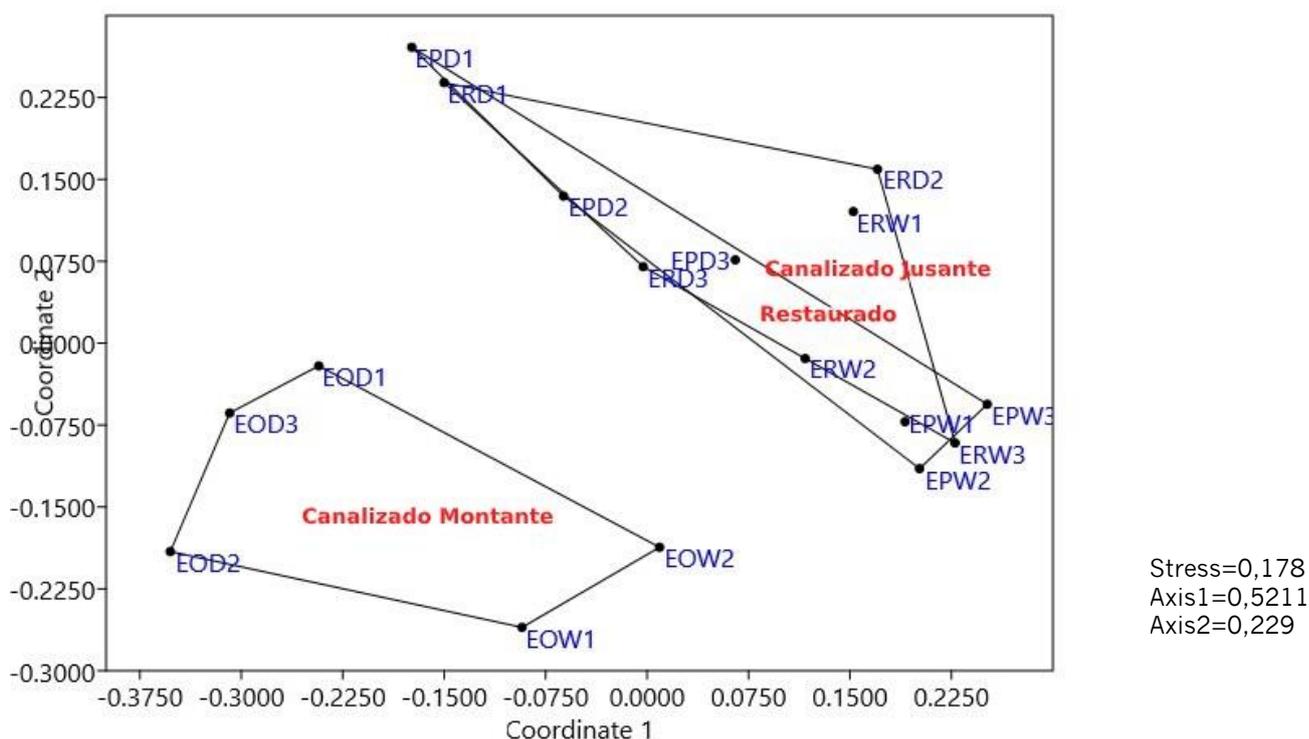
Na tabela 9 apresentam-se os resultados do teste One Way Anosim da abundância de macroinvertebrados comparando o ponto restaurado com os pontos canalizados que mostram que apenas existiram diferenças significativas entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a montante, não apresentando valores de significância entre o ponto restaurado com o canalizado a jusante.

**Tabela 9** - Teste One Way Anosim da abundância de macroinvertebrados comparando os três pontos (canalizado a montante, restaurado e canalizado a jusante).

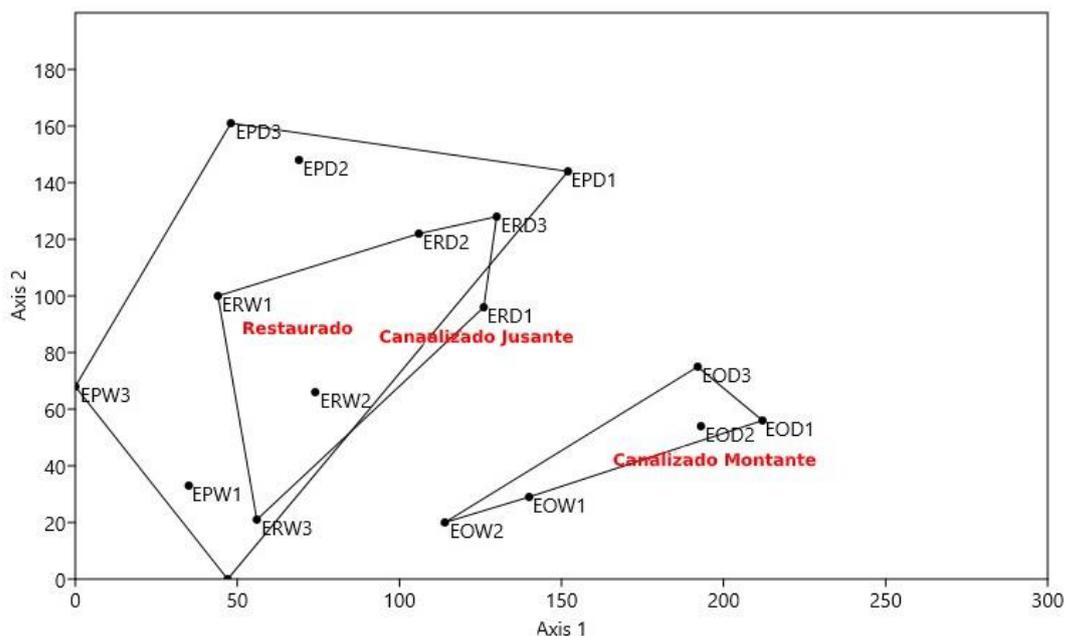
|                       | <b>Canalizado a Montante</b> | <b>Restaurado</b> | <b>Canalizado a Jusante</b> |
|-----------------------|------------------------------|-------------------|-----------------------------|
| Canalizado a Montante |                              | 0,0061            | 0,0056                      |
| Restaurado            | 0,0061                       |                   | NS                          |
| Canalizado a Jusante  | 0,0056                       | NS                |                             |

## Avaliação das medidas de restauro no ponto a jusante

Na figura 22 está representado o resultado do teste nMDS comparando todos os indivíduos encontrados nos pontos canalizados e no ponto restaurado. O ponto EO representa o ponto canalizado a montante, EP o ponto restaurado, E canalizado a jusante, W e D representam a estação Chuva e Seca, respetivamente. Pela análise do gráfico, podemos verificar que existe uma maior similaridade de taxa encontrados entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a jusante, permitindo discriminar o ponto canalizado a montante. Foram obtidos resultados semelhantes com o teste DCA, figura 23.



**Figura 22** – non metric multidimensional scaling (nMDS) diagrama de ordenação baseado em dados de abundância dos macroinvertebrados



**Figura 23** – Detrended correspondence analysis (DCA) diagrama de ordenação baseado em dados de abundância dos macroinvertebrados

### **Avaliação das diferenças entre as técnicas de restauro: Pool (zona com defletores) vs. Riffle (zona com micro-açudes)**

Na tabela 10 estão apresentados os resultados dos macroinvertebrados encontrados entre as zonas Pool e Riffle da zona do rio restaurada. Observou-se que apenas o número de famílias de OCH apresentavam diferenças significativas, enquanto as outras métricas analisadas, incluindo a abundância de OCH, não apresentavam diferenças.

**Tabela 11** – Resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação de macroinvertebrados entre a zona Riffle e Zona Pool

| <b>Pool vs. Riffle</b>    |                |          |
|---------------------------|----------------|----------|
| <b>Macroinvertebrados</b> | <b>H(chi2)</b> | <b>p</b> |
| EPT<br>n.º famílias       | 1,083          | ns       |
| OCH<br>n.º famílias       | 5,391          | 0,01852  |
| Diptera<br>n.º famílias   | 0,05769        | ns       |
| EPT<br>Abundância         | 0,9231         | ns       |
| OCH<br>abundância         | 0,4103         | ns       |
| Diptera<br>abundância     | 0,9231         | ns       |

### **Dinâmica temporal**

Pelas tabelas 6, 7 e 8 é possível verificar que em relação ao habitat não existiram diferenças significativas entre as estações. No que respeita à comunidade de macroinvertebrados, existiram apenas diferenças significativas no número de famílias e abundância de Diptera. Já nos resultados físico-químicos existem grandes variações, destacando-se a temperatura, o amónio e os nitritos, sendo que apenas o oxigénio dissolvido não apresentou diferenças.

### **Discussão**

De todos os parâmetros analisados (tabela 8), os que mais discriminaram os locais foram os fatores físico-químicos na comparação Chuva vs Seca, em que a temperatura foi o fator que mais variou. Chuva (Outono e Inverno) e Seca (Primavera e Verão) pode também explicar o facto do pH e a condutividade apresentarem valores bastante diferentes, uma vez que a temperatura da água influencia estes fatores (Gordon, 2004). Entretanto as diferenças significativas nas concentrações de nitritos, nitratos, amónio e fosfatos verificados na tabela 8 entre os tempos Seca e Chuva, podem estar associadas a uma maior quantidade de água e velocidade de corrente na estação Chuva.

Na comparação entre o ponto canalizado a montante e o ponto restaurado, assim como o ponto restaurado e o ponto canalizado a jusante, verificámos que não existiram diferenças a nível dos parâmetros físico-químicos, o que nos leva a concluir que no período de tempo de 2016 até 2018, o projeto de restauro realizado no rio Este não apresentou ainda qualquer impacto nestes fatores.

A estação do ano, designada como Chuva e Seca, não teve influência nos habitats presentes. O mesmo não se passou quando comparámos o ponto canalizado a montante com o restaurado (tabela 6) que, como esperado, foi notável a diferença de habitats presentes. A comparação entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a jusante mostrou que não existiram diferenças significativas, concluindo que o projeto de restauro não só foi bem-sucedido neste aspeto ao fim de dois anos, como também se notou que existe uma influência do restauro alguns metros a jusante do mesmo.

Na comparação das estações do ano, Chuva e Seca, verificaram-se diferenças significativas no número de famílias e da abundância de Diptera, um efeito também observado noutros trabalhos (Carvalho & Uieda, 2004; Ribeiro & Uieda, 2005; Bueno *et al.*, 2003 e Marques *et al.*, 1999). Segundo alguns autores (Callisto *et al.* 2001), os Diptera são organismos capazes de colonizar ambientes tanto lóticos (ambiente com água em movimento como rios e riachos) como lênticos (ambientes de águas paradas como lagos, lagoas e charcos) com grande capacidade competitiva e tolerância a águas de baixa qualidade (Simião Ferreira *et al.*, 2009) e baixas concentrações de oxigénio (Lee *et al.*, 2006).

Na comparação entre o ponto canalizado a montante e o ponto restaurado, verificou-se que as métricas que melhor traduziram as diferenças foram o número de famílias e a abundância de OCH. O mesmo se verificou entre o ponto restaurado e o canalizado a jusante, mas neste o nível de significância foi bem menor. Entre o troço do rio restaurado, zona Riffle e zona Pool, a única métrica que apresentou diferenças significativas foi o número de famílias de OCH.

Como já foi referido, o projeto de restauro implementado foi dividido em duas partes, sendo que a zona a que referimos como Riffle representa uma zona de micro-açudes para facilitar a oxigenação da água. Esta área é caracterizada por uma corrente mais forte do que a segunda zona, onde se encontram deflectores, os quais são direccionados para diversificar a velocidade e aumentar a profundidade da água e para realçar a complexidade de habitats (Hey, 1994) onde, neste caso, apresentam águas paradas (Pool). Diversos trabalhos (Sanchez *et al.*, 2007; Finn *et al.*, 2009; Bunn *et al.*, 2006) indicam que os taxa OCH apresentavam uma maior afinidade por habitats de águas paradas (Pool). Este facto foi constatado no nosso trabalho ao verificarmos a presença de organismos pertencente a OCH relativamente sensíveis a poluentes orgânicos, indicando que esta se trata de uma boa métrica para estudos de qualidade ecológica em habitats semelhantes.

A importância do uso de macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade da água foi já descrito por vários autores (Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Bonada *et al.*, 2006; Oscoz & Escada, 2006 Ortiz & Puig, 2007), uma vez que muitos destes organismos são altamente sensíveis a certos poluentes, como é o caso de Plecoptera, uma vez que surgem apenas em habitats de águas limpas e com altas concentrações de oxigénio dissolvido (Macki, 2001). Tendo isto em consideração, salienta-se que no nosso estudo não foi encontrado nenhum membro da família de Plecoptera, um resultado esperado visto o estado de canalização do rio e os resultados dos parâmetros físico-químicos, onde a concentração de poluentes como os fosfatos e amónio pode contribuir para explicar estes resultados.

No anexo 1 mostram-se todos os taxa encontrados em cada ponto e com base na literatura (Bode *et al.*, 1996; Plafkin *et al.*, 1989; Mackie, 2001; Hilsenhoff, 1987) é feita uma lista de valores de tolerância a poluentes orgânicos de várias famílias de macroinvertebrados, onde 10 significa organismos muito tolerantes e 0 organismos muito intolerantes. Foi possível constatar no nosso estudo que as famílias mais tolerantes se encontram em todos os pontos amostrados do rio Este, enquanto as famílias menos tolerantes estão presentes minoritariamente, com algumas exceções no ponto restaurado (tabela 7).

A nossa primeira hipótese previa uma melhoria em todos os parâmetros analisados no troço restaurado em relação aos canalizados. Ao analisarmos a tabela 8, observa-se que não existiu uma melhoria nos parâmetros físico-químicos. Contudo, notam-se diferenças significativas a nível dos habitats (tabela 6), uma melhoria visível presente no ponto restaurado, como se pode constatar também pelas imagens 13 e 15. O mesmo não acontece entre o ponto restaurado e o ponto canalizado a jusante.

A segunda hipótese aponta para algumas melhorias em todos os parâmetros analisados (físico-químicos, habitats e macroinvertebrados) no ponto canalizado a jusante provavelmente devido à intervenção de restauro. As tabelas 6, 7 e 8 mostram que a única variável significativa foi a abundância e o número de famílias de OCH, sendo que os habitats não diferiram significativamente. Podemos dizer que o ponto canalizado a jusante está mais próximo do ponto restaurado do que o ponto canalizado a montante (nMDS e DCA). Apesar do ponto a jusante voltar a ser canalizado, não se encontraram grandes diferenças como entre o ponto canalizado a jusante e o ponto restaurado e, assim, podemos afirmar que a nossa hipótese é válida e que é

possível verificar benefícios nos habitats e nas comunidades de macroinvertebrados no ponto a jusante do restauro.

Na terceira hipótese, esperávamos encontrar diferenças ao nível das famílias de macroinvertebrados entre as zonas Riffle e Pool do local restaurado. Observando a tabela 10, observa-se que existiram apenas diferenças no número de famílias de OCH (Odonata + Coleoptera + Heteroptera). Tal não aconteceu com a abundância de OCH, sabendo que os macroinvertebrados destas famílias são relativamente sensíveis a poluentes orgânicos e apresentam uma maior afinidade por habitats de águas paradas (Sanchez *et al.*, 2007; Finn *et al.*, 2009; Bunn *et al.*, 2006). Os resultados suportaram a nossa hipótese.

De acordo com a nossa última hipótese, prevíamos a existência de diferenças significativas entre as estações do ano. Como é possível verificar na tabela 8, existiram diferenças a nível dos parâmetros físico-químicos, nomeadamente na temperatura, no pH e na condutividade. As diferenças entre os fatores químicos pode ser devido a uma maior quantidade de água e velocidade da corrente (Gordon, 2004). Contudo, é de salientar que não houve diferenças entre os habitats.

## **Conclusão**

A canalização, a poluição e a urbanização dos rios leva a um decréscimo tanto da abundância, como da diversidade de macroinvertebrados. Este grupo de organismos é muito dependente de fatores abióticos e bióticos, tais como o regime hidrológico, a abundância e tipo de recursos tróficos, tipo de substrato e vegetação ribeirinha. Mesmo assim, estes organismos podem ser utilizados como indicadores de impactos ambientais em rios, uma vez que a maioria não tolera contaminantes e alterações na estrutura do rio, apesar de organismos de algumas famílias poderem adaptar-se a essas mudanças e a tornarem-se dominantes em rios alterados (Petersen *et al.*, 2014). Como vimos neste trabalho, Chironomidae, Oligochaeta e Simuliidae são famílias muito mais abundantes nos troços canalizados, enquanto famílias, principalmente do grupo OCH, conhecidas pela sua sensibilidade a mudanças no meio (Finn *et al.*, 2009), foram maioritariamente encontradas nos pontos restaurados, o que mostra a importância do restauro e da conservação de habitats de água doce para estes organismos.

O desenvolvimento industrial e a regulação dos rios acabam por mudar as estruturas dos habitats e a qualidade da água (Barbosa *et al.*, 2006), o que provoca a perda de biodiversidade,

particularmente dos organismos mais sensíveis provocando o desequilíbrio na estrutura da comunidade (Chaves *et al.*, 2003).

Os resultados obtidos neste trabalho mostram o quão importante e benéfico podem ser os projetos de restauro nas comunidades de macroinvertebrados.

O facto de não existirem mudanças a nível físico-químico leva-nos a concluir que a intervenção de restauro teve um impacto mais direccionado para o aumento de diversidade de habitats e para a colonização e não para o combate de poluentes.

As principais conclusões tiradas deste estudo relativamente às hipóteses colocadas foram:

- As estações do ano, períodos de chuva e seca, apresentam grandes impactos a nível dos parâmetros físico-químicos e nas famílias e abundância de Diptera. As diferenças na temperatura, na quantidade de água e na velocidade da corrente podem ser a resposta para o sucedido, visto que organismos da ordem Diptera são relativamente tolerantes e, dentro dos macroinvertebrados, serão dos primeiros a colonizar ambientes lênticos e lóticos (Simião Ferreira *et al.*, 2009).
- Apesar de não se ter verificado uma melhoria a nível dos parâmetros físico-químicos da água no troço restaurado, as diferenças nos habitats e nos macroinvertebrados são notáveis em relação aos troços canalizados, mostrando que a intervenção de restauro ao fim de dois anos já apresenta benefícios visíveis para o ecossistema do rio.
- A realização do projeto de restauro apresentou também benefícios no troço a jusante que volta a ser canalizado. Apesar destes benefícios serem em menor escala do que no ponto restaurado, ainda são consideráveis comparativamente ao ponto canalizado a montante. Tanto os habitats como os macroinvertebrados mais sensíveis a poluentes estavam presentes neste ponto de amostragem.
- No ponto restaurado, entre as zonas Pool e Riffle, apenas foram notadas diferenças no número de famílias de OCH, resultados esperados já que estes organismos são mais comuns em águas paradas e mais raros em águas rápidas (Bunn *et al.*, 2006).

Para finalizar e analisando as nossas hipóteses, podemos verificar que os macroinvertebrados são bons indicadores biológicos do estado ecológico da água dos rios, com os organismos mais tolerantes em maior abundância nos troços canalizados e os organismos menos tolerantes

maioritariamente encontrados no ponto restaurado. Vimos também que a medida OCH constitui uma boa métrica para estudos de avaliação ecológica da água após restauro.

O facto deste estudo mostrar que um projeto de restauro com relativamente pouca extensão, cerca de 400 m, obtém benefícios em troços canalizados alguns metros a jusante, mostra-nos a importância da aplicação deste género de projetos. Com restrições de financiamento, é possível restaurar pontos-chave ao longo de um rio, preservando alguns dos benefícios obtidos pelo restauro mesmo em troços totalmente canalizados.

## Referências

Adams, C., Allen, H., Bates, A. L. (1998). Stream corridor restoration: principles, processes, and practices. Federal Interagency Stream Restoration Working Group. 169 – 198.

Alberti M. (2000). Urban form and ecosystem dynamics: empirical evidence and practical implications. In: Williams K, Burton E, JenksM, editors. Achieving sustainable urban form. London: E & FN Spon. p. 84–96.

Alberti M, Marzluff JM. (2004). Ecological resilience in urban ecosystems: linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosyst*; 7(3):241–65.

Araújo, Nb., Tejerina-Garro, Fl. (2007). Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 24, no. 4, p. 981-990.

Batty M., Xie Y., Sun Z. (1999). The Dynamics of Urban Sprawl. CASAWorking Paper Series, Paper 15, University College London, Centre for Advanced Spatial Studies (CASA), London.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers. Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish (2<sup>nd</sup> edn). US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC EPA..

Barbour, M. T. & Paul, M. J. (2010) Adding value to water resource management through biological assessment of rivers. *Hydrobiologia* 651 (1): 17-24.

Behera, S.K., Kim, H.W., Oh, J.E., Park, H.S. (2011). Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. *Sci Total Environ*. Sep, 15, 409 (20), pp. 4351–60.

Bennett, S. J., A. Simon, J. M. Castro, J. F. Atkinson, C. E. Bronner, S. S. Blersch, and A. J. Rabideau (2011), The evolving science of stream restoration, in *Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems: Scientific Approaches, Analyses, and Tools*, Geophys. Monogr. Ser., vol. 194, edited by A. Simon et al., pp. 1–8, AGU, Washington, D. C.

Bernhardt, E. S., and M. A. Palmer (2011), River restoration—The fuzzy logic of repairing reaches to reverse watershed scale degradation, *Ecol. Appl.*, 21, 1926–1931.

Bernhardt, E. S., et al. (2007), Restoring rivers one reach at a time: Results from a survey of U.S. river restoration practitioners, *Restoration Ecol.*, 15, 482–493

Bernhardt, E., Sudduth, E., Palmer, M., Allan, J., Meyer, J., Alexander, G., Follstad Shah, J., Hassett, B., Jenkinson, R., Lave, R., Rumps, J., Pagano, L. (2007). Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners. *Restor. Ecol.* 15, 482e493.

Bloesch, J., U. Sieber (2003), The morphological destruction and subsequent restoration programmes of large rivers in Europe, *Arch. Hydrobiol.*, 14(3), 14, 363–385.

Bode, R.W., Novak, M.A., Abele, L.E. (1996). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89p.

Bonada, N., M. Rieradevall, N. Prat and V.H. Resh. (2006). Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society* 25:32-43.

Boon, P.J., Calow, P., and Petts, G.E. (1992). *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons Ltd. England.

Brierley, G.J., Fryirs, K.A., (2005). *Geomorphology and River Management. Applications of the River Styles Framework*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Bueno AAP, Bond-Buckup G. & Ferreira BDP. (2003). Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 20(1):115-125.

Bunn SE, Thoms MC, Hamilton SK, Capon SJ. (2006) Flow variability in dryland rivers: Boom, bust and the bits in between. *River Res Appl.*; 22: 179±186.

Bunn, S. E. and Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, Vol. 30, No. 4, pp. 492–507.

Burchell RW, Lowenstein G, DolphinWR, Galley CC, Downs A, Seskin S, (2002). *Costs of Sprawl*. Transportation Cooperative Research Program. Washington D.C.: National Academic Press. Report 74.

Callisto M, Moreti M & Goulart M (2001). Macroinvertebrados bentônicas como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 1(6):71-82.

Carpenter, S.R., Stanley, E.H. & Vander Zanden, M.J., (2011). State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 36(1), pp.75–99.

Carvalho EM & Uieda VS. (2004) Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(2):287-293.

Cassardo, C. (2014). Global warming and water sustainability. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 2). EDP Sciences.

Cowx, I.G. e Welcomme, R.L. (1998) *Rehabilitation of rivers for fish*. Blackwell. Sc. Publ. Fishing News Books. Oxford.

Cunha, DGF., Bottino, F. and Calijuri, MC. (2010). Land use influence on eutrophication-related water variables: Case study of tropical river with different degrees of anthropogenic interference. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 1, p. 35-45.

Daily GC, Alexander S, Ehrlich PR, Goulder L, Lubchenco J, Matson PA, Mooney HA, Postel S, Schneider SH, Tilman D, Woodwell GM (1997). Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2: 1-16.

Dewson, Z.S., James, A.B.W. & Death, R.G. (2007). Invertebrate community responses to experimentally reduced discharge in small streams of different water quality. *Journal of the North American Society* 26 (4): 754-766.

Downs, P.W., Kondolf, G.M., (2002). Post-project appraisals in adaptive management of river channel restoration. *Environ. Manag.* 29, 477-496.

Dudgeon, D. et al., (2005). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(02), pp.163–182.

Environment Agency (1998). River Habitat Quality the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. Guidance Manual. Environment Agency, Bristol. 86 pp

FAO (Food and Agriculture Organization). (2005). Habitat rehabilitation for inland fisheries: Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. FAO Fisheries Technical Paper.

Feld, C. K., S. Birk, D. C. Bradley, D. Hering, J. Kail, A. Marzin, A. Melcher, D. Nemitz, M. L. Pedersen, F. Pletterbauer, D. Pont, P. F. M. Verdonschot & N. Friberg, (2011). From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research* 44: 199–209.

Feio, Maria João, Ferreira, Verónica. (2019). Rios de Portugal, comunidades, processos e alterações. Imprensa da Universidade de Coimbra.

Finn MA, Boulton AJ, Chessman BC. (2009). Ecological responses to artificial drought in two Australian rivers with differing water extraction. *Arch Hydrobiol*; 175: 231±248.

Gleick, P. H. (Ed.). (2014). The world's water: The biennial report on freshwater resources. Island Press. (Vol. 8)

Gordon P, Richardson HW (2001). The sprawl debate: let markets plan. *Publius*. J Fed;31 (3):131–49.

Gordon, N. D. (2004). Stream hydrology: an introduction for ecologists. John Wiley and Sons.

Gore, J.A., (1985). The Restoration of Rivers and Streams. Theories and Experience. Butterworth Publishers, Boston.

Gregory, K.J., (2006). The human role in changing river channels. *Geomorphology* 79, 172e191.

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. Past – Palaeontological Statistics.

Harriet Moore and Ian Rutherford. (2014). The problem of river restoration persistence. Conference Paper.

Hellawell, J.M. (1997) The contribution of biological and chemical techniques to the assessment of water quality. *Freshwater Quality: defining the indefinable*. Scottish Natural Heritage. Edinburgh. Pp. 89-101.

Hilsenhoff, W.L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomol.* 20:31-39.

Hinrichsen, D., & Tacio, H. (2002). The coming freshwater crisis is already here. The linkages between population and water. Washington, DC: Woodrow Wilson International Center for Scholars, 1-26.

Hey RD. (1994). Environmentally sensitive river engineering. In *The Rivers Handbook*, Volume 2. Calow P, Petts G (eds). Blackwell: Oxford; 337–362.

Hoekstra, A.Y. and Mekonnen, M.M. (2012). The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, (9), pp. 3232–3237.

Hoiland, W. K., Rabe, F. W., & Biggam, R. C. (1994). Recovery of macroinvertebrate communities from metal pollution in the South Fork and mainstem of the Coeur d’Alene River, Idaho. *Water Environment Research*, 66(1), 84–88.

IEA (International Energy Agency). (2010). *Renewable Energy Essential: Hydropower*.

INAG. (2008). Protocolo de amostragem e análise para os Macroinvertebrados bentónicos. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água: Lisboa, Portugal.

InvestBraga. (2017). Strategy plan for Braga Economic development, 2014-2016.

Jähnig, S. C., K. Brabec, A. Buffagni, S. Erba, A. W. Lorenz, T. Ofenböck, P. F. M. Verdonschot & D. Hering, (2010). A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *Journal of Applied Ecology* 47: 671–680.

Jähnig, S. C. & A. W. Lorenz, (2008). Substrate-specific macroinvertebrate diversity patterns following stream restoration. *Aquatic Sciences* 70: 292–303.

Jenkinson, R., Barnas, K., Braatne, J., Bernhardt, E., Palmer, M., Allan, J., National River Restoration Science Synthesis, (2006). Stream restoration databases and case studies: a guide to information resources and their utility in advancing the science and practice of restoration. *Restor. Ecol.* 14, 177-186.

Johnson MP. (2001). Environmental impacts of urban sprawl: a survey of the literature and proposed research agenda. *Environ Plann A*; 33(4):717–735.

Johnson L. Western. (1997). Sydney and the desire for home. *Aust J Soc Issues*; 32(2):115–28.

Kasanko M, Barredo JI, Lavalle C, McCormick N, Demicheli L, Sagris V. (2006). Are European cities becoming dispersed? *Landsc Urban Plan*; 77:111–30.

Kondolf, G.M., Micheli, E.R., (1995). Evaluating stream restoration projects. *Environ. Manag.* 19, 1e15.

Kondolf, G.M., (1998). Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Lee, SM., Lee, SB., Park, CH. and Choi, J., (2006). Expression of heat shock protein and hemoglobin genes in *Chironomus tentans* (Diptera, chironomidae) larvae exposed to various environmental pollutants: a potential biomarker of freshwater monitoring. *Chemosphere*, vol. 65, no. 6, p. 1074-1081.

Lepori, F., D. Palm, E. Braˆnnaˆs & B. Malmqvist, (2005). Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* 15: 2060–2071.

Lorenz, A. W., S. C. Jaˆhnig & D. Hering. (2009). Re-meandering German lowland streams: qualitative and quantitative effects of restoration measures on hydromorphology and macroinvertebrates. *Environmental Management* 44: 745–754.

Louhi, P., H. Mykraˆ, R. Paavola, A. Huusko, T. Vehanen, A. Maˆki-Petaˆys & T. Muotka. (2011). Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications* 21: 1950–1961.

Luck GW, Daily GC, Ehrlich PR. (2003). Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 331-336.

Mackie, G.L. (2001). *Applied Aquatic Ecosystem Concepts*. Kendall/Hunt Publishing Company. xxv. ISBN 0-7872-7490-9. 744 pp.

Malmqvist, B. (2002). Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47, 679–694.

Marques MGSM, Ferreira RL & Barbosa FAR (1999). A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual Do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2):203-210.

Mckie, BG., Schindler, M, Gessner, M. O. and Malmqvist, B. (2009). Placing biodiversity and ecosystem functioning in context: environmental perturbations and the effects of species richness in a stream field experiment. *Oecologia*, vol. 160, no. 4, p. 757-770. PMID:19390869.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC. Island Press.

Meirelles-Pereira, F., Marotta, H. and Esteves, FA. (2005). Eutrofização artificial em corpos límnicos e a economia capitalista moderna: uma análise capitalista. In Roland, F., Cesar, D. and Marinho, M., eds. *Lições de Limnologia*. São Carlos: Rima Editora. p. 75-92.

Mueller, M., J. Pander & J. Geist, (2014). The ecological value of stream restoration measures: an evaluation on ecosystem and target species scales. *Ecological Engineering* 62: 129–139.

Naeem, S., L.J. Thopson, S.P. Lawler, J.H. Lawton, R.M. Woodfin. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems nature, 368, pp. 734-737.

Nakamura, K., Tockner, K., Amano, K., (2006). River and wetland restoration: lessons from Japan. *Bioscience* 56, 419e429.

Nienhuis, P.H., and Leuven, R.S.E.W. (2001). River restoration and flood protection: Controversy or synergism? *Hydrobiologia*. 444, pp. 85–99.

Ode, P. R., Rehn, A. C., & May, J. T. (2005). A quantitative tool for assessing the integrity of southern coastal California streams. *Environmental Management*, 35(4), 493–504.

Ouyang, T., ZHU, Z. and KUANG, Y. (2006). Assessing Impact of Urbanization on River Water Quality In The Pearl River Delta Economic Zone, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 120, no. 1-3, p. 313-325.

Petersen, J. C., Justus, B. G. & Meredith, B. J. (2014). Effects of land use, stream habitat, and water quality on biological communities of wadeable streams in the Illinois River Basin of Arkansas. *Principles and tools for protecting Australian rivers: Land & Water Australia*.

Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K., and Hughes, R.M.. (1989). Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters.

Postel, S. & Richter, B. (2003) *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*, Island Press, Washington, DC.

Revenga, C. and Kura, Y. (2003). *Biodiversity of Inland Water Ecosystems*, Technical Series. Montreal.

Ribeiro L.O. & Uieda V.S. (2005). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(3): 613-618.

Richter, B. (2014). *Chasing Water: A Guide for Moving from Scarcity to Sustainability*. Island Press.

Sánchez-Montoya MM, Puntó T, Suarez ML, Vidal-Abarca MR, Rieradevall M, Poquet JM, (2007). Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biol*; 52: 2240±2255.

Schulz, UH. and Martins-Junior, H. (2001). *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS. Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 61, no. 4, p. 615-22.

Simião-Ferreira, J., DeMarco JUNIOR, P, Mazão, GR. and Carvalho, AR., (2009). Chironomidae assemblage structure in relation to organic enrichment of an aquatic environment. *Neotropical Entomology*, vol. 38, no. 4, p. 464-471.

Sousa R. (2017). *Técnicas de Engenharia Natural como ferramenta de RAD*. Laboratório de Engenharia Natural UFSM.

Speed R. et al. (2016). *River restoration, Strategic approach planning and management*. Published by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization 7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP, France

Squires G.D. (2002). *Urban sprawl: causes, consequences and policy responses*. Washington D.C.: The Urban Institute Press.

Sundermann, A., C. Antons, N. Cron, A. W. Lorenz, D. Hering & P. Haase, (2011). Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 56: 1689–1702.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie* (Vol. 15). Paris: CNRS editions.

Tánago, M.G., Jalón, D.G. (2007). Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos. Ministerio de Medio Ambiente. 148 – 151.

Tenenbaum (2010). Newsweek magazine summed up what it called a “global freshwater crisis”. U.S. Los Angeles Times.

WWAP. (2003). United Nations World Water Assessment Programme. The World Water Development Report 1: Water for People, Water for Life. UNESCO: Paris, France.

Vieira, M. C. R. (2000). Absorção de metais pesados nas partículas em suspensão nas águas naturais. Influência das características físico-químicas das superfícies. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Verdonschot, P. F. M., B. M. Spears, C. K. Feld, S. Brucet, H. Keizer-Vlek, A. Borja, M. Elliott, M. Kernan & R. K. Johnson, (2013). A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia* 704: 453–474.

Wahl, C. M., A. Neils & D. Hooper, (2013). Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology* 58: 2310–2324.

Warne, A. G., L. A. Toth, and W. A. White (2000), Drainage-basin-scale geomorphic analysis to determine reference conditions for ecologic restoration – the Kissimmee River, Florida, *Geol. Soc. Am. Bull.*, 112,884–899.

Weigelt, A. Weigelt, W.W. Weisser, N. Buchmann, M. Scherer Lorenzen. (2009). Biodiversity for multifunctional grasslands: Equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems *Biogeosciences*, pp. 1695-1706.

Wohl, E., P. L. Angermeier, B. Bledsoe, G. M. Kondolf, L. MacDonnell, D. M. Merritt, M. A. Palmer, N. L. Poff, and D. Tarboton (2005). River restoration, *Water Resour. Res.*, 41.

Zhang, H. (2007). The orientation of water quality variation from the metropolis river-Huangpu River, Shanghai. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 127, no. 1-3, p. 429-434.

Zimmermann, C.M. and Zamora, P.G.P. (2008). Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). Ponta Grossa, PR, Brazil. *Química Nova*, vol. 31, no.7.

## Anexos

| Ordem          | Tolerância | Táxon            | Dissimilaridade | Contrib. % | Cumulativo % | Média M. | Média R. | Média J. |
|----------------|------------|------------------|-----------------|------------|--------------|----------|----------|----------|
| Diptera        | 8          | Chironomidae     | 14,55           | 21,13      | 21,13        | 32,8     | 83,8     | 68,3     |
|                | 8          | Oligochaeta      | 14,17           | 20,59      | 41,72        | 16,2     | 104      | 50,5     |
| Ephemeroptera  | 6          | Caenidae         | 12,91           | 18,75      | 60,47        | 9,6      | 72,2     | 76,8     |
| Turbellaria    | 4          | Dugesidae        | 10,38           | 15,08      | 75,56        | 78,6     | 7,33     | 3,67     |
| Diptera        | 6          | Simuliidae       | 6,905           | 10,03      | 85,59        | 55,2     | 1,5      | 4,5      |
| Ephemeroptera  | 5          | Baetidae         | 3,99            | 5,797      | 91,38        | 23,2     | 5,33     | 10       |
| Trombidiformes |            | Hydracarina      | 1,108           | 1,609      | 92,99        | 0,4      | 2,5      | 5,67     |
| Odonata        | 6          | Calopterygidae   | 0,6689          | 0,9718     | 93,97        | 0        | 4,17     | 1        |
| Diptera        | 3          | Tipulidae        | 0,5776          | 0,8392     | 94,8         | 0,6      | 0,5      | 3,5      |
| Ephemeroptera  | 1          | Ephemerellidae   | 0,5169          | 0,7509     | 95,56        | 1,2      | 0,333    | 3        |
| Gastropoda     | 8          | Physidae         | 0,3766          | 0,5471     | 96,1         | 0        | 1,5      | 1,83     |
| Odonata        | 3          | Gomphidae        | 0,289           | 0,4199     | 96,52        | 0,2      | 1,67     | 1,33     |
| Odonata        | 8          | Coenagrionidae   | 0,2694          | 0,3913     | 96,91        | 0        | 2,33     | 0        |
| Diptera        | 6          | Anthomyiidae     | 0,2441          | 0,3546     | 97,27        | 0        | 1,67     | 0        |
| Coleoptera     | 5          | Halipidae        | 0,1772          | 0,2575     | 97,86        | 0        | 1,33     | 0        |
| Hemiptera      | 5          | Gerridae         | 0,1444          | 0,2098     | 98,07        | 0        | 1        | 0        |
| Trichoptera    | 4          | Hydropsychidae   | 0,1371          | 0,1992     | 98,27        | 0,2      | 0,167    | 0,833    |
| Coleoptera     | 4          | Elmidae          | 0,1228          | 0,1784     | 98,45        | 0,6      | 0,167    | 0,167    |
| Gastropoda     | 6          | Lymnaeidae       | 0,09627         | 0,1399     | 98,59        | 0        | 0,5      | 0,167    |
| Gastropoda     | 6          | Hydrobiidae      | 0,09314         | 0,1353     | 98,72        | 0        | 0,167    | 0,5      |
| Coleoptera     | 5          | Dryopidae        | 0,08578         | 0,1246     | 98,85        | 0        | 0,667    | 0        |
| Coleoptera     | 5          | Hydrophilidae    | 0,07738         | 0,1124     | 98,96        | 0,4      | 0,167    | 0        |
| Coleoptera     | 5          | Hydraenidae      | 0,07508         | 0,1091     | 99,07        | 0        | 0        | 0,5      |
| Odonata        | 3          | Cordulegastridae | 0,07176         | 0,1042     | 99,17        | 0        | 0,5      | 0        |
| Gastropoda     | 7          | Planorbidae      | 0,06687         | 0,09714    | 99,27        | 0        | 0,333    | 0,167    |
| Trichoptera    | 4          | Leptoceridae     | 0,06532         | 0,0949     | 99,36        | 0        | 0,667    | 0        |
| Hemiptera      | 5          | Veliidae         | 0,06532         | 0,0949     | 99,46        | 0        | 0,667    | 0        |
| Bivalvia       | 6          | Sphaeriidae      | 0,04152         | 0,06032    | 99,52        | 0        | 0,333    | 0        |
| Diptera        | 8          | Psychodidae      | 0,04076         | 0,05921    | 99,58        | 0,2      | 0,167    | 0        |
| Trichoptera    | 4          | Hydroptilidae    | 0,03614         | 0,05251    | 99,63        | 0        | 0,167    | 0,167    |
| Hemiptera      | 5          | Notonectidae     | 0,03244         | 0,04713    | 99,68        | 0        | 0,167    | 0        |
| Diptera        | 6          | Ephydriidae      | 0,03112         | 0,04522    | 99,72        | 0        | 0        | 0,167    |
| Diptera        | 4          | Athericidae      | 0,0292          | 0,04243    | 99,77        | 0,2      | 0        | 0        |
| Trichoptera    | 1          | Rhyacophilidae   | 0,0292          | 0,04243    | 99,81        | 0,2      | 0        | 0        |
| Diptera        | 6          | Empididae        | 0,02793         | 0,04058    | 99,85        | 0        | 0,167    | 0        |
| Ephemeroptera  | 3          | Leptophlebiidae  | 0,02793         | 0,04058    | 99,89        | 0        | 0,167    | 0        |
| Diptera        | 6          | Ceratopogonidae  | 0,02478         | 0,036      | 99,93        | 0        | 0        | 0,167    |
| Trichoptera    | 3          | Limnephilidae    | 0,0176          | 0,02557    | 99,95        | 0        | 0,167    | 0        |
| Coleoptera     | 4          | Helophoridae     | 0,0176          | 0,02557    | 99,98        | 0        | 0,167    | 0        |
| Diptera        | 4          | Rhagionidae      | 0,01633         | 0,02372    | 100          | 0        | 0,167    | 0        |