

# RECUPERAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA EM RIOS A JUSANTE DE BARRAGENS ATRAVÉS DA IMPLEMENTAÇÃO DE UM REGIME DE CAUDAIS DE MANUTENÇÃO RIPÁRIA

## RIPARIAN VEGETATION RECOVERY AND CONSERVATION DOWNSTREAM OF DAMS THROUGH THE IMPLEMENTATION OF A RIPARIAN MAINTENANCE FLOW REGIME

### Rui P. Rivaes

Engenheiro Florestal (MSc) /// Centro de Estudos Florestais (CEF), Instituto Superior de Agronomia, ULisboa /// Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa /// e-mail: ruirivaes@isa.ulisboa.pt /// Tel. 213 653 489, Fax. 213 653 338

### Patricia M. Rodríguez-González

Engenheira Florestal (PhD) /// Centro de Estudos Florestais (CEF), Instituto Superior de Agronomia, ULisboa /// Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa /// e-mail: patri@isa.ulisboa.pt /// Tel. 213 653 492, Fax. 213 653 338

### António Albuquerque

Engenheiro Florestal (MSc) /// Centro de Estudos Florestais (CEF), Instituto Superior de Agronomia, ULisboa /// Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa /// e-mail: aalbuquerque@isa.ulisboa.pt /// Tel. 213 653 492, Fax. 213 653 338

### António N. Pinheiro

Engenheiro Civil (Professor Catedrático) /// Centro de Estudos de Hidrossistemas (CEHIDRO), Instituto Superior Técnico, ULisboa /// Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa /// e-mail: antonio.pinheiro@tecnico.ulisboa.pt /// Tel. 218 418 150 /// Associado da APRH nº 484

### Gregory Egger

Botânico (PhD) /// Environmental Consulting Klagenfurt, Bahnhofstrasse 39, 9020 Klagenfurt, Austria /// e-mail: gregory.egger@umweltbuero.at /// Tel: +43 463 516 614-28

### Maria T. Ferreira

Bióloga (Professor Catedrático) /// Centro de Estudos Florestais (CEF), Instituto Superior de Agronomia, ULisboa /// Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa /// e-mail: terferreira@isa.ulisboa.pt /// Tel. 213 653 487, Fax. 213 653 338 /// Associado da APRH nº 534

**RESUMO:** Em Portugal, a definição de caudais ecológicos é realizada maioritariamente com base nos requisitos de espécies aquáticas e desconsidera os restantes componentes bióticos do ecossistema fluvial. Tal abordagem exclui dos regimes de caudais ecológicos praticados a variabilidade interanual que governa os ciclos de vida longos, amputando ao método a perspetiva a longo prazo do ecossistema fluvial. Neste estudo averigua-se a possibilidade de gerir a vegetação ripária sob o efeito de regularização, através da libertação controlada de caudais pelas barragens. Os resultados mostram que a definição de caudais ecológicos focados na vegetação ripária não pode ser feita com base em normas de carácter geral. Os regimes de caudais de barragem propostos parecem ser capazes de manter o mosaico ripário, evitando o envelhecimento e a ocupação do habitat aquático por parte da vegetação ripária, sem causar impactos geomorfológicos severos. Estes regimes verificaram ser ainda uma perda pouco significativa na capacidade útil das albufeiras dos aproveitamentos analisados. Todavia, a sua implementação encontra-se fortemente prejudicada pelas estruturas de derivação presentes nos aproveitamentos estudados.

**Palavras-chave:** Caudais de lavagem, caudais ecológicos, gestão de barragens, gestão de ecossistemas fluviais, restauro fluvial, vegetação ripária

**ABSTRACT:** In Portugal, the definition of environmental flows is generally based on aquatic species requirements and disregards other biotic components of the fluvial ecosystem. Such approach excludes the interannual variability that rules longer lifecycles from the practiced environmental flows, therefore removing its long-term perspective of the fluvial system. In this study, one ascertains the possibility of managing riparian vegetation in regulated rivers by means of the controlled release of dam outflows. Results show that the definition of environmental flows focused on riparian vegetation cannot be performed merely on rules of thumb. The proposed dam outflow regimes appear to be capable of maintaining the riparian patch mosaic avoiding the aging and encroachment of riparian vegetation without severe geomorphologic impacts. These regimes revealed to be a minor loss to the considered reservoir's effective storage. Notwithstanding, the implementation of such flows is highly impaired by the dam outlet structures existing in the considered dams.

**Keywords:** Flushing flows, environmental flows, reservoir management, riverine ecosystem management, river restoration, riparian vegetation

# 1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de água doce encontram-se entre os mais ameaçados do planeta devido à degradação por alteração antrópica (Revenge *et al.*, 2000), na qual a modificação física de habitat resultante do represamento dos cursos de água se revela como um dos mais proeminentes fatores (Allan e Castillo, 2007). As barragens são construídas com o principal objetivo de retenção de água para suprir as necessidades humanas de abastecimento público, rega e produção de energia, tendo em consideração a segurança das populações a jusante. No entanto, acarretam consequências ambientais, retratadas por uma resposta ecológica proporcional à grandeza da alteração hidrológica que originam (Poff e Zimmerman, 2010). Por estas razões, a dicotomia entre proteger os ambientes fluviais enquanto se satisfazem as necessidades humanas permanece uma das mais pertinentes questões dos nossos tempos no que respeita a gestão dos recursos hídricos (Nilsson e Berggren, 2000).

Em Portugal, a definição de caudais ecológicos suportada pela modelação de habitat tem sido geralmente baseada nos requisitos de espécies aquáticas, maioritariamente peixes, desconsiderando assim outros componentes do ecossistema fluvial diretamente relacionados com o regime hidrológico. Tal abordagem põe de lado a variabilidade interanual dos regimes de caudais que governam os ciclos de vida longos, contornando a perspetiva a longo prazo do ecossistema fluvial, que deveria constituir um aspeto fundamental na gestão fluvial (Stromberg *et al.*, 2010). Por outro lado, quando são utilizados métodos não baseados nas relações entre habitat e caudal que reivindicam a consideração por outras comunidades, tanto a sua base ecológica como os resultados esperados raramente são testados, e por isso a sua eficácia mantém-se dúbia.

Neste sentido, o estudo da vegetação ripária assume a dianteira no eficiente alcance dos objetivos da gestão de caudais ambientais (terminologia que afigura um regime de caudais mais amplo, referindo-se à proteção e manutenção dos ecossistemas de água doce na sua globalidade, tal como definido na Declaração de Brisbane (2007), e que aglomera diferentes regimes de caudais ecológicos destinados a permitir as funções ecológicas da fauna e flora presentes na massa de água e suas margens), não só pela sua dinâmica sucessional ser um processo ativo de médio e longo

prazo que responde diretamente ao regime hidrológico e à sua perturbação (Junk *et al.*, 1989, Poff *et al.*, 1997, Richter *et al.*, 1997, Toner e Keddy, 1997, Mallik e Richardson, 2009), tornando-a num bom indicador das alterações ambientais (Nilsson e Berggren, 2000), mas também pela sua importância na conservação e recuperação dos ecossistemas aquáticos (Naiman e Décamps, 1997, Broadmeadow e Nisbet, 2004, Naiman *et al.*, 2005) e até mesmo na beneficiação das próprias comunidades aquáticas (Van Looy *et al.*, 2013).

Neste estudo, averigua-se a possibilidade de gerir o mosaico ripário em ambiente regularizado, tendo em vista o restauro ou conservação desta comunidade com base em regimes de caudais de manutenção ripária obtidos a partir de resultados de modelação da vegetação, e analisam-se os efeitos geomorfológicos potencialmente nefastos da libertação desses caudais. Investiga-se ainda a adequabilidade das atuais diretrizes de caudais ecológicos comumente adotadas no nosso país, no que respeita à vegetação ripária e discute-se as possíveis implicações da aplicação destes regimes de caudais na gestão de albufeiras e no processo de planificação das estruturas de derivação da barragem, com o intuito de possibilitar a implementação de tais regimes de caudais.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Locais de estudo

Foram utilizados dois locais de estudo para averiguar a resposta da vegetação ripária aos regimes de caudais considerados, nomeadamente, um local com regime de caudais regularizado e outro com regime natural. Desta forma, estudou-se o comportamento da vegetação face a regimes de caudais provenientes de barragens a partir de duas situações hidrogeomorfológicas distintas (Figura 1).

O local de estudo regularizado, denominado "Monte da Rocha", fica situado perto da aldeia de Panóias, nas cabeceiras do rio Sado, aproximadamente 1 km a jusante da barragem que lhe dá o nome, a barragem de Monte da Rocha. Esta infraestrutura pertence à Associação de Regantes e Beneficiários de Campilhas e Alto Sado e está inserida no aproveitamento hidroagrícola do Alto Sado. Tem por finalidade o rebaixamento de pontas de cheia e o abastecimento de água à agricultura e à indústria, bem como a diversas povoações.

---

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em maio de 2015, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em outubro de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 2, 33-46, novembro de 2015.  
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n2-3

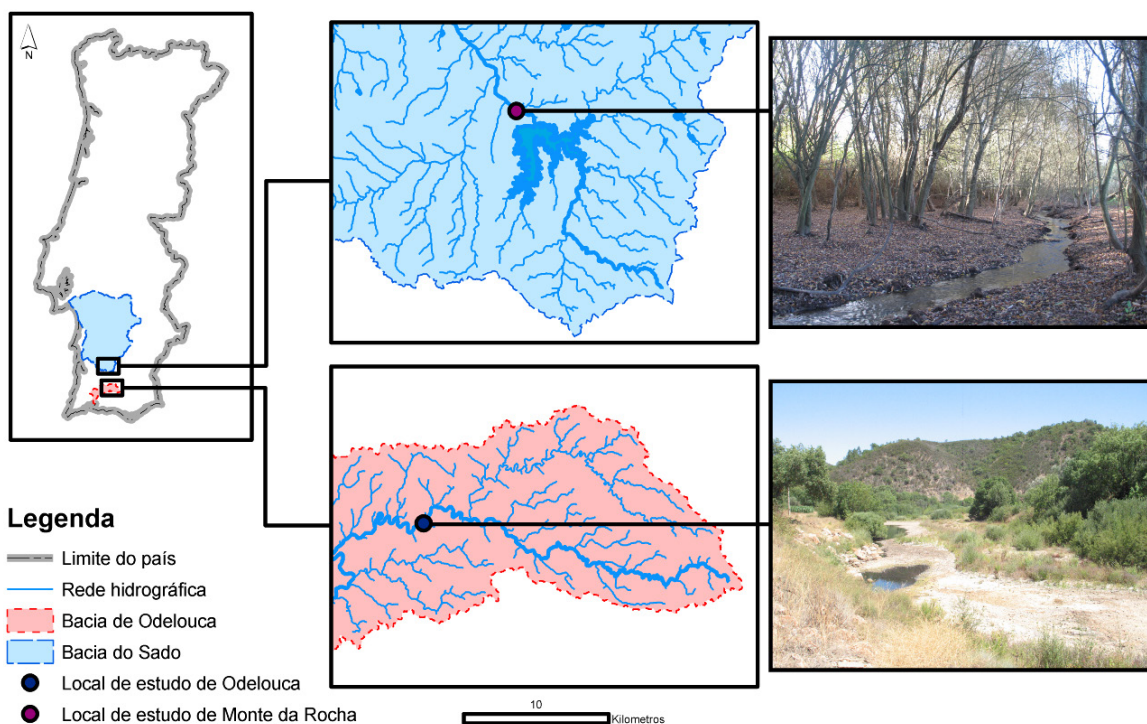


Figura 1 - Localização e caracterização dos locais de estudo de Monte da Rocha (rio Sado) e Odelouca (ribeira de Odelouca).

O troço de estudo em questão encontra-se sob o efeito da regularização de caudais há aproximadamente 40 anos, apresentando predominantemente ao longo do ano um caudal muito reduzido (0.01 m<sup>3</sup>/s) originado pela drenagem das estruturas da barragem, pontualmente aumentado durante o período de rega (0.03 m<sup>3</sup>/s) e sujeito à ocorrência de descargas de fundo e de superfície em situação de cheia.

O local de estudo não regularizado, denominado de "Odelouca", situa-se um pouco mais a Sul, perto da povoação de Ribeira, no troço de montante da ribeira de Odelouca e sujeito a um regime de caudais natural de grande variabilidade interanual, característico do clima mediterrânico.

Em ambos os locais de estudo, a galeria ripária apresenta uma composição similar, onde os salgueiros (*Salix sp.*) dominam, mas o freixo (*Fraxinus angustifolia* Vahl) e a tamargueira (*Tamarix africana* Poir) também apresentam áreas substanciais. Mais afastadas do curso de água, a contatar com a vegetação ripária, encontram-se estabelecidas espécies com carácter

terrestre, que na região se assumem pelos sobreiros (*Quercus suber* L.) e pelas azinheiras (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota*).

## 2.2. Modelo de vegetação

Para a modelação da vegetação foi utilizado o modelo dinâmico de vegetação ripária *CASiMiR-vegetation* (Benjankar *et al.*, 2011). Este modelo baseia o seu cálculo na relação existente entre parâmetros hidrológicos relevantes (Poff *et al.*, 1997) e as respostas da vegetação a alterações hidrológicas, nomeadamente, ao nível da guilda de resposta às alterações de caudal (Merritt *et al.*, 2010). É um modelo matemático de base empírica, dinâmico, determinístico e distribuído. O *output* do modelo são mapas de vegetação espacialmente explícitos dos polígonos de vegetação descritos por fase de sucessão ecológica. As vantagens da utilização deste modelo recaem na escolha da unidade de modelação - a fase de sucessão, que permite uma aplicação mais

generalizada do que outras abordagens, possibilitando mesmo a sua aplicação à escala da bacia (Merritt *et al.*, 2010). Para além disso, tem sido implementado com sucesso nas condições de clima mediterrânico, com resultados muito satisfatórios (ver García-Arias *et al.*, 2013, Rivaes *et al.*, 2011 e Rivaes *et al.*, 2013 para mais informação acerca da estrutura e performance do modelo).

## 2.3. Dados de entrada no modelo

### 2.3.1. Dados hidrológicos e meteorológicos

A informação hidrológica e meteorológica necessária para a construção dos dados de entrada no modelo foi obtida junto do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH, 2010), assim como junto da entidade gestora da barragem, no caso do local de estudo de Monte da Rocha. Com os dados compilados a partir de diferentes estações (Tabela 1 e Figura 2)

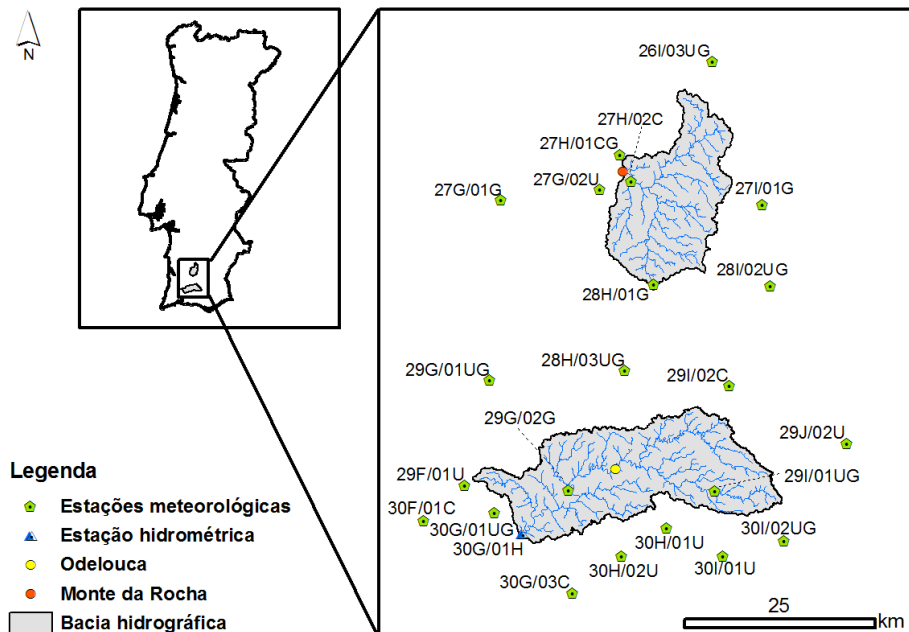
realizaram-se os estudos hidrológicos que permitiram definir os diferentes regimes de caudais considerados na modelação da vegetação.

Os dados fundamentais de informação hidráulica para entrada no modelo são a informação de micro-habitat referente a todo o local de estudo detalhada por uma quadrícula de células de 0.25m<sup>2</sup> de área, nomeadamente, a tensão de arrastamento (*shear stress*) do caudal máximo instantâneo anual, e o nível freático associado ao escoamento anual mínimo. Os dados referidos foram produzidos usando versões calibradas dos modelos HEC-RAS 4.1.0 (Brunner, 2008) e River2D 0.93 (Steffler *et al.*, 2002), tendo-se determinado a curva de vazão da secção a jusante dos locais de estudo com o primeiro, e modelado a tensão de arrastamento e cota de escoamento de cada um dos caudais considerados com o segundo. Os dados foram posteriormente tratados em ambiente *ArcGis™ 9.2* (Environmental Systems Research Institute, 2010), para responder aos requisitos do modelo de vegetação.

**Tabela 1** - Estações hidrométrica e meteorológicas consideradas para a construção dos dados de entrada no modelo de vegetação (Fonte: SNIRH, 2010).

Local de estudo considerado	Código da estação	Nome da estação	Tipo de estação	Período de dados (anos)	Índice de qualidade da estação*
Odelouca	30G/01H	Monte dos Pachecos	Hidrométrica	40	-
Odelouca	30F/01C	Monchique	Meteorológica	80	15
Odelouca	29F/01U	Cimalhas	Meteorológica	19	-
Odelouca	29G/01UG	Sabóia	Meteorológica	81	13
Odelouca	30G/01UG	Alferce	Meteorológica	54	13
Odelouca	29G/02G	São Marcos da Serra	Meteorológica	81	14
Odelouca	30G/03C	Barragem do Arade	Meteorológica	63	10
Odelouca	30H/02U	Vale de Barriga	Meteorológica	37	13
Odelouca	28H/03UG	Santana da Serra	Meteorológica	77	15
Odelouca	29I/01UG	São Barnabé	Meteorológica	48	13
Odelouca	30I/02UG	Sobreira	Meteorológica	70	15
Monte da Rocha	28H/01G	Aldeia de Palheiros	Meteorológica	81	15
Monte da Rocha	26I/03UG	Aljustrel	Meteorológica	81	11
Monte da Rocha	27I/01G	Castro Verde	Meteorológica	81	14
Monte da Rocha	27G/01G	Relíquias	Meteorológica	81	14
Monte da Rocha	27H/02C	Barragem do Monte da Rocha	Meteorológica	32	-
Monte da Rocha	27G/02U	Garvão (Montinho)	Meteorológica	21	-
Monte da Rocha	27H/01CG	Panóias	Meteorológica	79	15
Monte da Rocha	28I/02U	Rosário (Almodôvar)	Meteorológica	21	-

\*Qualidade da série anual: 5 a 8 – má qualidade, 9 a 12 – qualidade média ou razoável; >12 – grande fiabilidade.



**Figura 2** - Localização das estações hidrométrica e meteorológicas consideradas para a construção dos dados de entrada no modelo de vegetação referentes aos locais de estudo de Odelouca (amarelo) e Monte da Rocha (vermelho).

### 2.3.2. Definição dos regimes de caudais

Foram analisados três regimes de caudais em ambos os locais de estudo, nomeadamente, regime natural de caudais, regime regularizado sem caudal ecológico e regime regularizado com caudal ecológico, considerando uma série de 11 anos consecutivos para cada regime hidrológico (Figura 3).

Em ambos os locais de estudo, o regime natural de caudais foi usado para produzir os respetivos mapas esperados de vegetação ripária na condição natural, servindo de referência para a avaliação dos regimes seguintes.

O regime natural de caudais no local de estudo de Monte da Rocha foi estimado a partir de dados de precipitação horária, obtidos nas diversas estações meteorológicas selecionadas na bacia hidrográfica e na sua proximidade, utilizando o método do hidrograma unitário do *USA Soil Conservation Service - SCS* (Snider, 1972). Os caudais de ponta de cheia para este local de estudo foram calculados pelo mesmo método, a partir das curvas IDF (Intensidade-Duração-Frequência) da estação mais próxima (Brandão *et al.*, 2001).

No caso de estudo de Odelouca, tanto o regime natural de caudais como os caudais de ponta de cheia foram determinados a partir dos dados registados na estação hidrométrica de Monte dos Pachecos, localizada mais a jusante. A inferência dos dados foi realizada considerando a relação entre as precipitações anuais médias sobre as bacias dos locais considerados e a relação entre as áreas das respetivas bacias hidrográficas.

No local de estudo de Monte da Rocha, considerou-se o regime de cheias atual como o regime regularizado sem caudal ecológico. No local de estudo de Odelouca, considerou-se o regime de caudais ecológicos atual, excetuando-se a libertação prevista das cheias com período de retorno de 2 anos, como o regime regularizado sem caudal ecológico (no que diz respeito aos requisitos de vegetação ripária), uma vez que estas cheias são as únicas descargas que no regime de caudais ecológicos atual poderão ter influência na manutenção do mosaico ripário e na prevenção da invasão do canal por parte da vegetação.

No que se refere ao regime regularizado com caudal ecológico para Monte da Rocha, este foi determinado

de acordo com a metodologia proposta em Alves *et al.* (2003), uma vez que este é o único método utilizado em Portugal a considerar diretrizes específicas no que respeita aos requisitos de vegetação ripária. Este método, baseado nos registos hidrológicos dos regimes de escoamento natural em cursos de água mediterrânicos, propõe, para limpeza da vegetação e manutenção do canal, uma descarga bianual que simule uma cheia com período de retorno de 2 anos, a descarregar no mês de maior escoamento médio (janeiro ou fevereiro).

Para o local de estudo de Odelouca, o regime regularizado com caudal ecológico foi definido tendo por base o regime de caudais proposto para a barragem de Odelouca (Alves, 2012; comunicação pessoal), localizada a jusante deste, com a consequente transposição dos volumes de caudal para o troço em estudo, considerando o fator de ponderação já mencionado, uma vez que o caudal anual máximo estabelecido para libertar nesta barragem foi determinado com base em métodos hidrológicos.

### 2.3.3. Dados de vegetação

Após análise da vegetação existente, foram consideradas fases de sucessão idênticas em ambos os locais de estudo, numa mesma série de sucessão compreendendo cinco fases, nomeadamente, fase inicial (IP), fase pioneira (PP), fase de bosque jovem (ES), fase de bosque estabelecido (EF) e fase de

bosque maduro (MF). A fase inicial é caracterizada por apresentar áreas de depósitos de areia e/ou gravilha com uma cobertura de vegetação inferior a 50%, assim como a ausência de recrutamento de espécies ripárias lenhosas. A fase pioneira é caracterizada por áreas de recrutamento destas espécies ripárias, apresentando indivíduos em desenvolvimento inicial originados por sementeira ou enraizamento de propágulos. A fase de bosque jovem caracteriza-se pela presença de indivíduos bem estabelecidos, maioritariamente espécies pioneiras microfanerófitas, tais como salgueiros e tamargueiras, em estágio de evolução mais avançado que a fase anterior. A fase de bosque estabelecido é encontrada em polígonos de vegetação composta por espécies mesofanerófitas adultas, tal como o freixo, e com um ou dois estratos sob coberto bem definidos. A fase de bosque maduro é caracterizada por uma cobertura similar à fase precedente mas com a emergência de espécies terrestres típicas da paisagem climática mediterrânica (Reille e Pons, 1992).

### 2.4. Modelação da vegetação

A modelação da vegetação foi realizada com versões calibradas do modelo de *CASiMiR-vegetation*, no qual os parâmetros de vegetação relacionados com a idade e altura ao nível freático mínimo foram sustentados na inventariação da vegetação local (ver García-Arias *et al.*, 2013 e Rivaes *et al.*, 2013). As

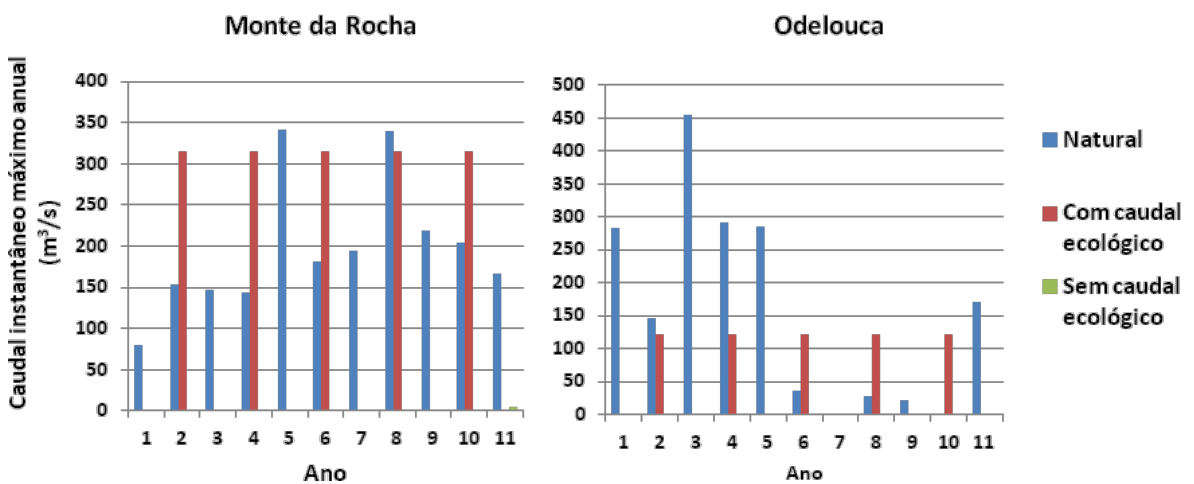


Figura 3 - Regimes de caudais instantâneos máximos anuais definidos para modelação nos locais de estudo considerados.

modelações foram realizadas por períodos de 11 anos consecutivos de cada regime hidrológico, tendo sido os mapas de vegetação ripária obtidos para os regimes regularizados comparados com os respetivos mapas de vegetação ripária obtidos para o regime natural, considerado como referência.

## 2.5. Análise de diferentes regimes de caudais de barragem

Para além dos regimes de caudais referidos, foram ainda testados diferentes regimes de cheias no local de estudo de Odelouca, combinando descargas com períodos de retorno de 1,5, 2, 3, 5 e 10 anos, numa combinação de cheias mais elevadas intervaladas por cheias menores. Desta forma, tentou-se determinar o regime de cheia mais eficiente neste local de estudo, de forma a restabelecer o mosaico de mata ripária mais próximo possível da condição de referência. Os resultados foram avaliados com recurso aos parâmetros estatísticos, *Kappa de Cohen* (Cohen, 1960) e raiz do erro quadrático médio (REQM). O coeficiente *Kappa* é um parâmetro amplamente utilizado na comparação de mapas, medindo a concordância por confrontação pixel a pixel. É uma medida estatística mais robusta que o simples cálculo da percentagem de casos concordantes, uma vez que tem em consideração a proporção de concordância que se deve meramente ao acaso. Por outro lado, a REQM é uma medida de precisão que mede a amplitude do erro, sendo mais sensível do que outras medidas do género por ser dependente da escala desse erro, aumentando proporcionalmente à magnitude da diferença entre valores previstos e observados. Desta forma, tentou-se não só avaliar a diferença entre mosaicos ripários dos mapas finais (usando o coeficiente *Kappa*), mas também analisar o desvio global das áreas ocupadas pelas diferentes fases de sucessão ao longo de todo o período de modelação, comparando anualmente o desvio à condição de referência (usando a REQM).

## 2.6. Análise de transporte de sedimentos

Em ambos os casos de estudo, os regimes de caudais de barragem considerados mais adequados para a vegetação ripária foram avaliados na sua capacidade de transporte de sedimentos, mais precisamente, na sua aptidão em influenciar a geomorfologia do canal. A análise do transporte de sedimentos foi realizada no modelo *HEC-RAS 4.1.0* (Brunner, 2008) através do módulo específico para o efeito. As cheias introduzidas no modelo consideraram uma variação de caudal relacionada com o tempo de concentração da bacia, seguindo um padrão de onda calculado pelo método do hidrograma unitário do *USA SCS* (Snider, 1972).

Foi ainda tido em consideração nesta modelação o fenómeno de *hungry water* (Kondolf, 1997), referente aos potenciais efeitos da libertação de volumes de água sem sedimentos em suspensão, devido à retenção destes na albufeira a montante, através da consideração de uma carga de sedimento nula na condição de fronteira de montante do modelo.

# 3. RESULTADOS

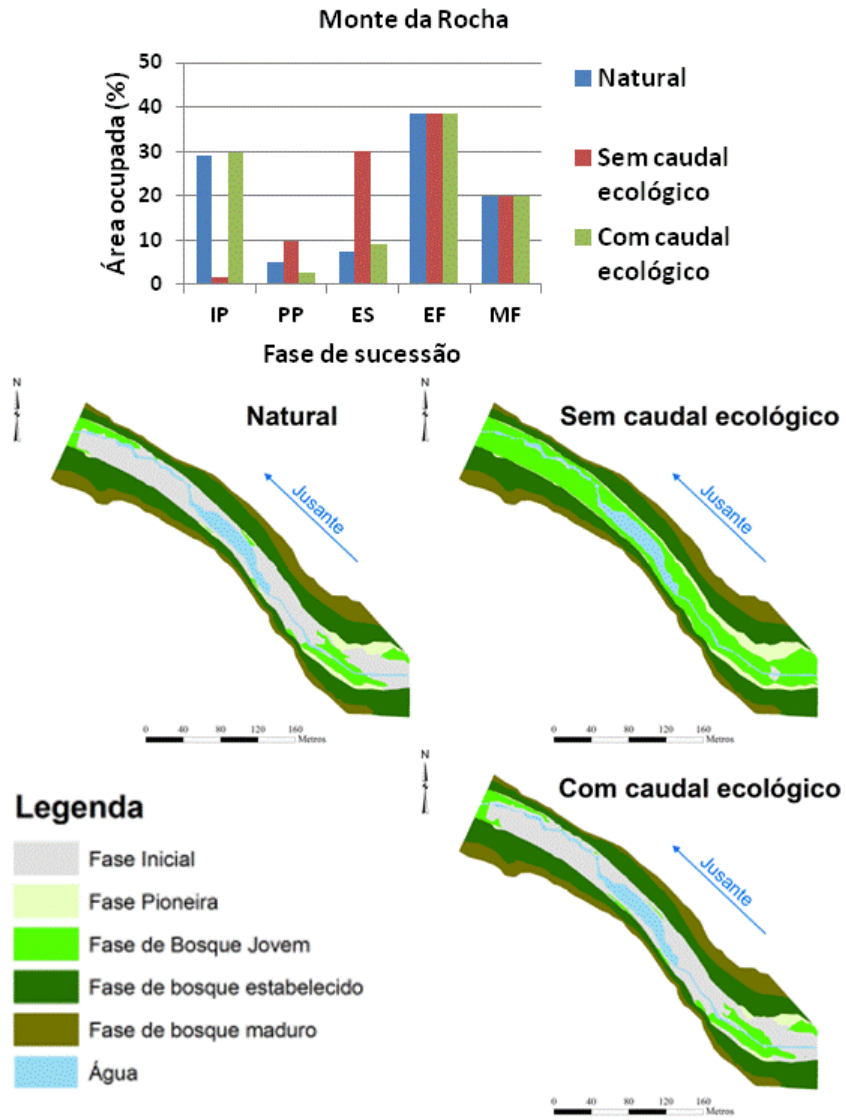
## 3.1. Modelação da vegetação

A Figura 4 mostra os resultados da modelação da vegetação ripária no local de estudo de Monte da Rocha. Como se pode observar, os três regimes de caudal considerados originam diversas combinações de área ocupada pelas diferentes fases de sucessão, principalmente na zona de canal, uma vez que a área das fases de sucessão na zona de inundação (EF e MF) nunca são afetadas por qualquer das descargas impostas. Verifica-se que o regime de caudais regularizado sem caudal ecológico permite a ocupação do canal por parte da vegetação, que se estabelece e desenvolve na ausência de perturbação fluvial. Desta forma, as áreas que eram ocupadas por fase inicial no regime natural são agora ocupadas por vegetação no estado de fase pioneira e de bosque jovem, representando um aumento de aproximadamente 5 e 23% da área total de estudo, respetivamente. Por outro lado, no regime regularizado com caudal ecológico, a ocupação do canal não se verifica, observando-se ainda um ligeiro aumento da área de fase inicial em detrimento da fase pioneira.

No que respeita aos resultados da modelação da vegetação ripária no local de estudo de Odelouca, verifica-se que uma vez mais, o regime de caudais regularizado sem caudal ecológico permite a colonização da área de canal e o conseqüente envelhecimento da vegetação até à fase de bosque estabelecido, sem qualquer retrogradação originada pela perturbação fluvial. Por outro lado, neste local de estudo, o regime de caudais regularizados com caudal ecológico não aparentam ser suficientes para impedir a propagação da vegetação na área de canal, verificando-se uma diminuição da área de fase inicial em cerca de 12% e conseqüente sucessão da vegetação retratada no aumento das fases de sucessão pioneira, bosque jovem e bosque estabelecido em, respetivamente, 9, 2 e 1%, aproximadamente (Figura 5).

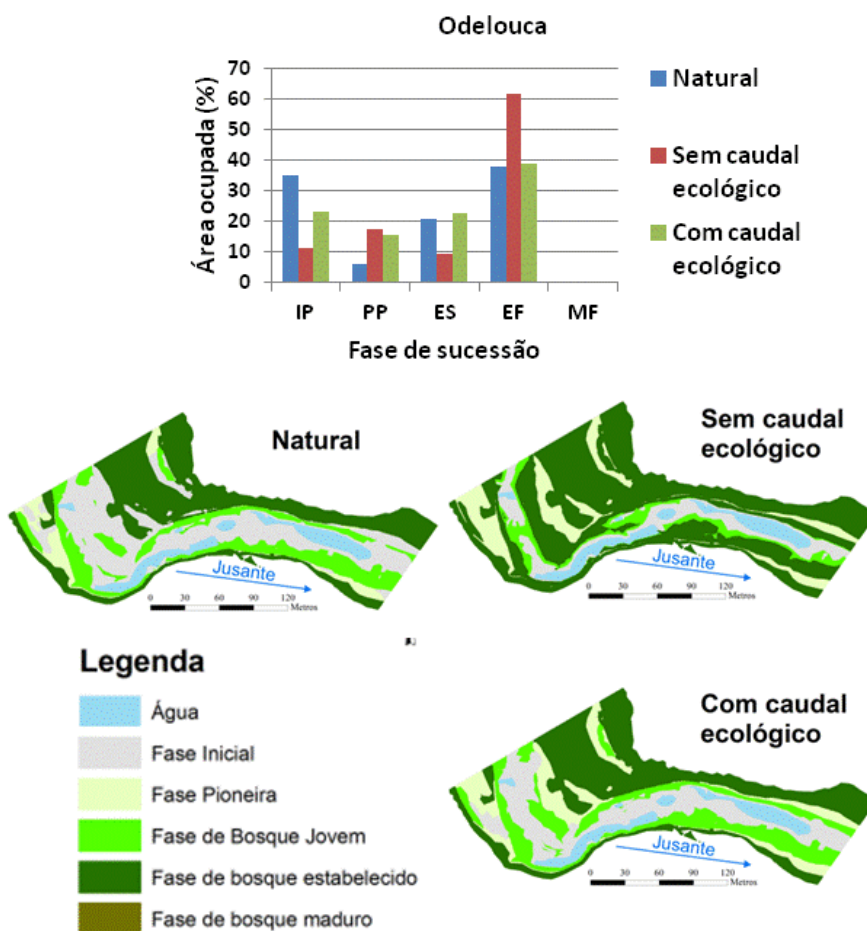
## 3.2. Análise de diferentes regimes de caudais de cheia descarregados pela barragem

Face aos resultados obtidos no capítulo anterior, relativos à modelação da vegetação, a análise de



**Figura 4** - Mapas de vegetação esperados para os regimes de caudais considerados no local de estudo de Monte da Rocha.





**Figura 5** - Mapas de vegetação esperados para os regimes de caudais considerados no local de estudo de Odelouca.

diferentes regimes de caudais de cheia apenas foi realizada para o local de estudo de Odelouca. Como se pode observar na Figura 6, de acordo com o parâmetro estatístico *Kappa*, o melhor regime de caudais proveniente da barragem no local de estudo de Odelouca seria composto por eventos de cheia com período de retorno de 10 anos, intercalados por cheias com 3 anos de período de retorno. Este parâmetro estatístico mostra que, de todos os regimes de cheias considerados, o regime referido é aquele que ao fim de 11 anos origina um mosaico de vegetação mais

próximo do natural (situação de referência). A análise da REQM sustenta também este resultado, uma vez que este regime de caudais alcança um lugar entre os cinco melhor classificados em termos de desvio em área das fases de sucessão ao longo de todo o período de modelação. Verifica-se assim, através desta medida de precisão que durante mais de uma década de regularização com os regimes considerados, o regime referido é dos que causa menores diferenças anuais nas áreas de ocupação das diferentes fases de sucessão que compõem o mosaico ripário.

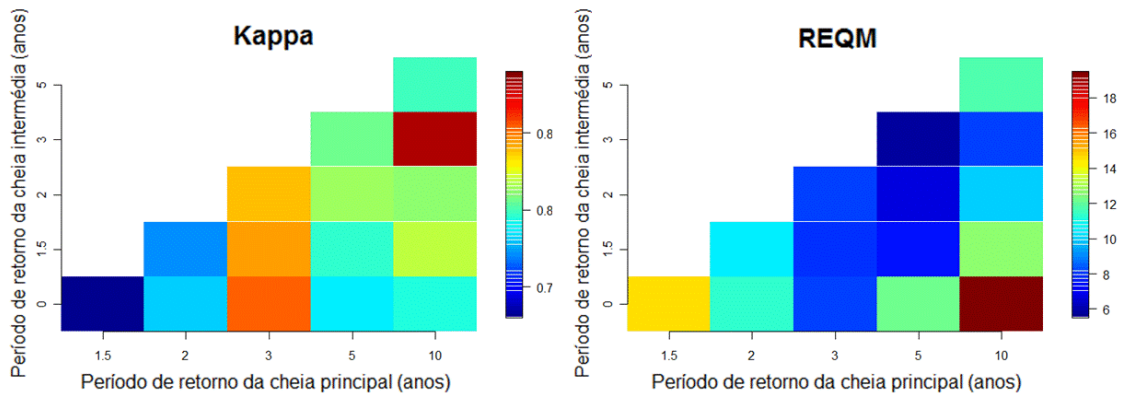


Figura 6 - Avaliação dos resultados da modelação de vegetação em função dos diferentes regimes de caudais de barragem.

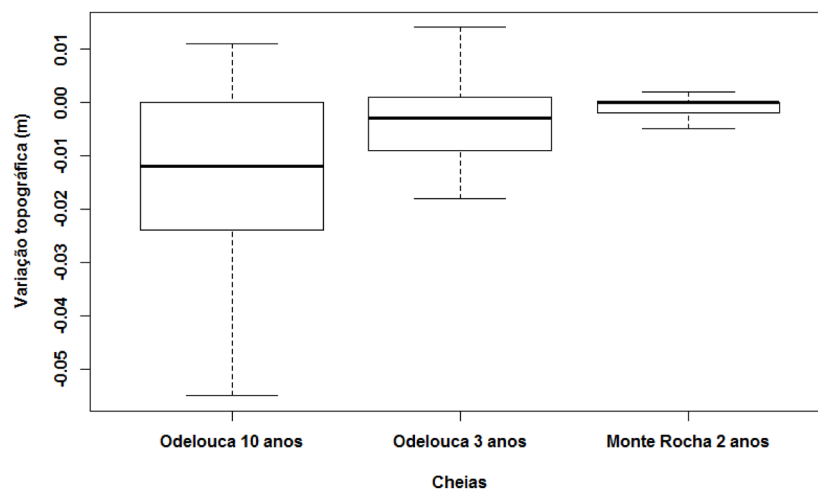


Figura 7 - Variação topográfica originada pelas cheias consideradas nos regimes de caudais de barragem adoptados em cada local de estudo (os rótulos do eixo das cheias fazem menção ao local de estudo e período de retorno das cheias consideradas).

### 3.3. Análise do transporte de sedimentos

Na Figura 7, pode-se verificar que os regimes de cheia, propostos em ambos os locais de estudo, originam efeitos geomorfológicos semelhantes embora de grandeza diferente, sendo o processo erosivo predominante em todos os casos. No local de estudo de Monte da Rocha, a erosão provocada pela descarga de um caudal de cheia com um período de retorno de 2 anos em dezembro-fevereiro, supera a sedimentação em 20% da área, enquanto 46% do canal permanece inalterado. Nesta situação, a variação média da topografia no local de estudo é uma erosão de 4 mm, variando pelo troço entre os 29 mm de erosão e os 3 mm de sedimentação.

No caso de estudo de Odelouca, a descarga de uma cheia com período de retorno de 3 anos causa uma variação do canal média de menos 22 mm, sendo a erosão esperada em 57% no canal contra apenas 32% de assoreamento. No entanto, a erosão nunca supera os 193 mm e a deposição limita-se a 19 mm. Da mesma forma, as previsões para a cheia mais elevada com período de retorno de 10 anos mostram que 68% do leito do rio irá ser erodido, sendo previsível que apenas 25% sofra assoreamento. Ainda assim, a variação média do canal originada por esta cheia é de menos 32 mm, com locais a erodir até 221 mm e outros a assorear no máximo 11 mm.

## 4. DISCUSSÃO

O trabalho que se apresenta, permite avaliar a capacidade de regimes de caudais libertados pelas barragens na gestão da dinâmica espaciotemporal da vegetação ripária, bem como o papel subjacente que podem desempenhar como ferramenta de recuperação do mosaico ripário em cursos de água regularizados.

A influência do regime de caudais ecológicos estimado pela metodologia proposta em Alves *et al.*, (2003) para Monte da Rocha aparenta ser suficiente para cumprir a sua finalidade, parecendo incorporar cheias com dimensão aceitável para permitir o rejuvenescimento da vegetação ripária e impedir a invasão do canal, neste caso específico. Ainda assim, esta pode ser uma circunstância excecional, uma vez que as intensidades de precipitação nesta região podem atingir valores muito elevados.

Na verdade, a mesma metodologia aplicada no caso de estudo de Odelouca parece ser um tanto insuficiente, onde para o mesmo regime de caudais, é perceptível uma diminuição da retrogradação da vegetação e um amadurecimento para estágios evolutivos mais avançados. Assim, somos levados a supor que, numa postura conservadora, tal regime de caudais

ecológicos seria insuficiente para manter o mosaico natural da vegetação ripária e, portanto, regimes de caudais com menor preocupação com os requisitos da vegetação ripária sentenciarão estas comunidades à degradação a médio prazo.

A análise do regime de caudais de cheia a ser libertado pela barragem no local de estudo de Odelouca aponta para um regime de caudais específico, composto pela descarga de cheias com período de retorno de 10 anos intervaladas por cheias com período de retorno de 3 anos, i.e., a libertação de uma cheia com período de retorno de 3 anos em cada triénio e uma cheia com período de retorno de 10 anos em cada década. Tal resultado é completamente plausível, considerando que tais frequências de inundação são capazes de influenciar a vegetação nesse sentido (Scott *et al.*, 1997, Friedman e Lee, 2002, Braatne *et al.*, 2007, Richter e Thomas, 2007, Peake *et al.*, 2011, Ibáñez *et al.*, 2012), chegando a conseguir inibir a invasão do canal pela vegetação (Miller *et al.*, 2013).

A partir dos resultados obtidos pelo modelo *CASiMiR-vegetation* não é possível determinar a melhor altura do ano hidrológico para a libertação das cheias preconizadas, uma vez que esta ferramenta trabalha a uma escala anual. Todavia, por uma questão de mimetização do regime natural, estes caudais deverão ser libertados em alturas do ano em que naturalmente as maiores cheias anuais ocorreriam nessa bacia, que no nosso clima Mediterrânico ocorrem normalmente entre dezembro e fevereiro (e.g. Ramos e Reis, 2001). A análise simplificada (1D) de transporte de sedimentos demonstra que as descargas consideradas não deverão causar sérios impactos geomorfológicos. Embora o déficit de sedimentos criado pelas barragens a jusante poder originar a incisão do leito do rio (Rollet *et al.*, 2013), verifica-se que para estes regimes de caudais esse não é o caso. A erosão é de facto o processo predominante em ambos os locais de estudo, mas são estimadas reduzidas erosões médias no período de uma década. Estes resultados são corroborados por trabalhos que confirmam a responsabilidade das grandes alterações geomorfológicas do canal ser atribuída a cheias de baixa magnitude, mas de frequência elevada (Wolman e Miller, 1960, Nolan *et al.*, 1987).

Os referidos regimes de cheias que são considerados adequados para os locais de estudo de Monte da Rocha e Odelouca representam, respetivamente, um volume médio anual de 4.5 e 2.3 hm<sup>3</sup>, constituindo cerca de 10.8 e 3.2% do escoamento médio anual que ocorre nas secções de estudo (41.8 hm<sup>3</sup> em Monte da Rocha e 71.3 hm<sup>3</sup> em Odelouca). No que diz respeito à gestão de barragens, esses volumes de água representam uma perda anual que se pode considerar

pouco significativa (4.5 e 1.7%, respetivamente) na capacidade útil das albufeiras referidas (99.5 hm<sup>3</sup> e 134 hm<sup>3</sup>, respetivamente). Todavia, a sua aplicabilidade é fortemente prejudicada pelas estruturas de derivação da barragem existentes em ambos os casos. A incapacidade da barragem de Monte da Rocha em libertar pela descarga de fundo (com capacidade máxima de 80 m<sup>3</sup>/s) o caudal máximo pretendido (315 m<sup>3</sup>/s), e a inexistência de um descarregador de cheias com comportas, torna quase impossível conseguir tal libertação de caudais pela barragem deliberadamente. Por outro lado, na barragem de Odelouca, apesar da sua descarga de fundo (com capacidade máxima de 53 m<sup>3</sup>/s) ser incapaz de efetuar tais descargas (171 e 290 m<sup>3</sup>/s), o descarregador de cheias pode realizar essa função se a albufeira se encontrar num nível adequado que seja controlado pelas comportas. Portanto, para tornar possível a implementação dos regimes de caudais de manutenção ripária, é necessário ponderar essas questões ainda na fase de projeto das estruturas de derivação da barragem, de forma a dotar o aproveitamento com a capacidade de descarga necessária para implementar o regime de caudais ecológicos adequado a este elemento biológico.

Por fim, os resultados obtidos sugerem que os caudais libertados por barragens podem desempenhar um papel importante na manutenção e recuperação do mosaico de vegetação ripária, como medida de mitigação dos efeitos da regularização. A integração e compatibilização destes resultados com o resto dos elementos biológicos permitirá definir um regime mais adequado para a gestão e restauro fluvial.

## AGRADECIMENTOS

O estudo apresentado foi realizado com o apoio projeto europeu RIPFLOW, financiado pelo programa IWRM ERA-net. Patricia María Rodríguez-González beneficiou de uma bolsa de pós-doc (FCT, SFRH/BPD/47140/2008) e Rui Pedro Rivaes de uma bolsa de doutoramento, patrocinada pela Universidade de Lisboa (ULisboa). Os autores agradecem a Mário Tavares do Instituto Nacional de Recursos Biológicos (INRB) pelo apoio logístico.

## BIBLIOGRAFIA

Allan, J. D. e Castillo, M. M. (2007). *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Dordrecht, NL, Springer.

Alves, M. H., Bernardo, J. M., Matias, P. e Martins, J. P. (2003). *Caudais ecológicos em Portugal*. Lisbon, PORTUGAL, Instituto da Água.

Alves, M. H. (2012). Caudais de Odelouca. [mensagem de correio eletrónico]. 12 de Junho de 2012. Comunicação pessoal.

Benjankar, R., Egger, G., Jorde, K., Goodwin, P. e Glenn, N. F. (2011). Dynamic floodplain vegetation model development for the Kootenai River, USA. *Journal of Environmental Management* 92(12): 3058-3070. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.07.017.

Braatne, J. H., Jamieson, R., Gill, K. M. e Rood, S. B. (2007). Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the Yakima River, Washington, USA. *River Research and Applications* 23(3): 247-267. DOI: 10.1002/rra.978.

Brandão, C., Rodrigues, R. e Pinto da Costa, J. (2001). Análise de fenómenos extremos: precipitações intensas em Portugal Continental. Lisboa, INAG: 56.

Broadmeadow, S. e Nisbet, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology & Earth System Sciences* 8(3): 286-305. DOI: 10.5194/hess-8-286-2004.

Brunner, G. W. (2008). HEC-RAS, River Analysis System. Davis CA, USA, US ARMY CORPS OF ENGINEERS, HYDRAULIC ENGINEERING CENTER.

Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* XX(1): 37-46. DOI: 10.1177/001316446002000104.

Declaração de Brisbane (2007). The Brisbane Declaration. Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. Declaration of the 10<sup>th</sup> International Riversymposium and International Environmental Flows Conference, Brisbane, AUS.

Environmental Systems Research Institute, I. E. (2010). ArcGis 9.2. California, ESRI.

Friedman, J. M. e Lee, V. J. (2002). Extreme floods, channel change, and riparian forests along ephemeral streams. *Ecological Monographs* 72(3): 16. DOI: 10.1890/0012-9615(2002)072[0409:EFCCAR]2.0.CO;2.

García-Arias, A., Francés, F., Ferreira, T., Egger, G., Martínez-Capel, F., Garófano-Gómez, V., Andrés-Doménech, I., Politti, E., Rivaes, R. e Rodríguez-González, P. M. (2013). Implementing a dynamic riparian vegetation model in three European river systems. *Ecohydrology* 6(4): 635-651. DOI: 10.1002/eco.1331.

Ibáñez, C., Caiola, N., Rovira, A. e Real, M. (2012). Monitoring the effects of floods on submerged macrophytes in a large river. *Science of The*

- Total Environment* 440: 132-139. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.07.073.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. e Sparks, R. E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. International Large River Symposium, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Kondolf, G. M. (1997). Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management* 21(4): 533-551.
- Mallik, A. U. e Richardson, J. S. (2009). Riparian vegetation change in upstream and downstream reaches of three temperate rivers dammed for hydroelectric generation in British Columbia, Canada. *Ecological Engineering* 35(5): 810-819. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.12.005.
- Merritt, D. M., Scott, M. L., Poff, L. N., Auble, G. T. e Lytle, D. A. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology* 55: 206-225. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x.
- Miller, K. A., Webb, J. A., Little, S. C. e Stewardson, M. J. (2013). Environmental Flows Can Reduce the Encroachment of Terrestrial Vegetation into River Channels: A Systematic Literature Review. *Environmental Management*: 1-11. DOI: 10.1007/s00267-013-0147-0.
- Naiman, R. J. e Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- Naiman, R. J., Décamps, H. e McClain, M. E. Eds., (2005). Riparia - Ecology, conservation and management of streamside communities. London, UK, Elsevier academic press.
- Nilsson, C. e Berggren, K. (2000). Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *Bioscience* 50(9): 783-792. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0783:aorecb]2.0.co;2.
- Nolan, K. M., Lisle, T. E. e Kelsey, H. M. (1987). Bankfull discharge and sediment transport in northwestern California. Erosion and sedimentation in the Pacific Rim, Corvallis, Oregon, USA, International Association of Hydrological Sciences.
- Peake, P., Fitzsimons, J., Frood, D., Mitchell, M., Withers, N., White, M. e Webster, R. (2011). A new approach to determining environmental flow requirements: Sustaining the natural values of floodplains of the southern Murray-Darling Basin. *Ecological Management & Restoration* 12(2): 128-137. DOI: 10.1111/j.1442-8903.2011.00581.x.
- Poff, L. N., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. e Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *Bioscience* 47(11): 769-784.
- Poff, L. N. e Zimmerman, J. K. H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55: 11.
- Ramos, C. e Reis, E. (2001). As cheias no sul de Portugal em diferentes tipos de bacias hidrográficas. *Finisterra*, XXXVI (71): 61-82.
- Reille, M., e Pons, A., (1992). The ecological significance of sclerophyllous oak forests in the western part of the Mediterranean basin: a note on pollen analytical data, in *Quercus ilex* L. ecosystems: function, dynamics and management, Advances in vegetation science, Springer Netherlands, 13-17, 1992.
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K. e Payne, R. Eds., (2000). Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems. Washington, DC, World Resources Institute.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V. e Wigington, R. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Richter, B. D. e Thomas, G. A. (2007). Restoring environmental flows by modifying dam operations. *Ecology and Society* 12(1): 12.
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Ferreira, M. T. e Pinheiro, A. (2011). Uma nova ferramenta da restauração: aplicação de um modelo preditivo da evolução da vegetação ripícola em função das alterações hidrológicas. *Recursos Hídricos* 32(1): 29-41.
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G. e Ferreira, M. T. (2013). Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology* 6(3): 413-424. DOI: 10.1002/eco.1287.
- Rollet, A. J., Piégay, H., Dufour, S., Bornette, G. e Persat, H. (2013). Assessment of consequences of sediment deficit on a gravel river bed downstream of dams in restoration perspectives: application of a multicriteria, hierarchical and spatially explicit diagnosis. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.2689.
- Scott, M. L., Auble, G. T. e Friedman, J. M. (1997). Flood dependency of cottonwood establishment along the Missouri River, Montana, USA. *Ecological Applications* 7(2): 677-690. DOI: 10.2307/2269530.

- Snider, D. (1972). Hydrology. *in* National Engineering Handbook. USA, Soil Conservation Service.
- SNIRH (2010). National Water Resources Information System, Instituto da Água, I. P. (INAG).
- Steffler, P., Ghanem, A., Blackburn, J. e Yang, Z. (2002). River2D. Alberta, CANADA, University of Alberta.
- Stromberg, J. C., Tluczek, M. G. F., Hazelton, A. F. e Ajami, H. (2010). A century of riparian forest expansion following extreme disturbance: Spatio-temporal change in Populus/Salix/Tamarix forests along the Upper San Pedro River, Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 259: 1181-1198. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.01.005.
- Toner, M. e Keddy, P. A. (1997). River hydrology and riparian wetlands: a predictive model for ecological assembly. *Ecological Applications* 7: 236-246.
- Van Looy, K., Tormos, T., Ferréol, M., Villeneuve, B., Valette, L., Chandesris, A., Bougon, N., Oraison, F. e Souchon, Y. (2013). Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.*(408): 06. DOI: 10.1051/kmae/2013041.
- Wolman, M. G. e Miller, J. P. (1960). Magnitude and Frequency of Forces in Geomorphic Processes. *The Journal of Geology* 68(1): 54-74. DOI: 10.2307/30058255.