

UMA NOVA FERRAMENTA DE RESTAURO: APLICAÇÃO DE UM MODELO PREDITIVO DA EVOLUÇÃO DA VEGETAÇÃO RIPÍCOLA EM FUNÇÃO DAS ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS

*A NEW RESTORATION TOOL: A RIPARIAN VEGETATION PREDICTIVE
MODEL APPLIED TO HYDROLOGIC CHANGES*

Rui RIVAES

Eng. Florestal // Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa // Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // ruirivaes@isa.utl.pt

Patricia RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ

Eng. Florestal // Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa // Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // patri@isa.utl.pt

António ALBUQUERQUE

Eng. Florestal // Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa // Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // aalbuquerque@isa.utl.pt

Teresa FERREIRA

Professora associada com agregação // Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa // Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa // terferreira@isa.utl.pt

António PINHEIRO

Professor Catedrático // Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa // Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa // apinheiro@civil.ist.utl.pt

RESUMO: O sucesso dos projectos de restauro depende da visão espaço-temporal da dinâmica fluvial e suas comunidades. A vegetação ripária, constituindo um sistema de transição semiterrestre influenciado regularmente por água doce, apresenta-se como um bioindicador das alterações hidrológicas. Sendo possível quantificar a sua reacção ao regime hídrico, torna-se possível prever, através de modelação, a sua resposta baseada na dinâmica fluvial histórica. Apresenta-se um modelo de vegetação ripária aplicável a diferentes climas da Europa, em desenvolvimento no Instituto Superior de Agronomia e com parceria de entidades em Espanha e Áustria, cuja abordagem permite ultrapassar limitações até agora patentes nas abordagens de modelação convencionais. Propusemo-nos a analisar a precisão do modelo através de calibração, assim como, as potencialidades desta ferramenta em projectos de restauro fluvial. O modelo apresentou uma concordância com a realidade considerada boa, ou substancial, representando de forma adequada os efeitos da dinâmica fluvial na vegetação ripária.

Palavras-chave: dinâmica fluvial, modelação, regime hídrico, sucessão ecológica, vegetação ripária

ABSTRACT: *The success of restoration projects depends on the spatial-temporal vision of river dynamics and their communities. The riparian vegetation is a semiterrestrial transition system regularly influenced by freshwater and is considered as a bioindicator of hydrological changes. Being possible to quantify its response to water regime, it becomes achievable to predict its response, based on historical river dynamics, by modeling. It is presented a riparian vegetation model useful for the different climates of Europe, being developed in the Higher Institute of Agronomy in partnership with entities in Spain and Austria. This model approach aims to overcome limitations until now reflected in conventional modeling approaches. We set out to exhibit the model accuracy obtained through calibration, as well as the potential of this tool in river restoration projects. The classification accuracy of the model was considered good, or substantial, representing adequately the effects of river dynamics on riparian vegetation.*

Keywords: *ecological succession, flow regime, fluvial dynamics, modeling, riparian vegetation*

1. INTRODUÇÃO

O restauro dos ecossistemas ripários apresenta-se como uma importante tarefa da sociedade actual (Stromberg, 2001). Os projectos de restauro fluvial aumentam a par com a generalizada degradação dos sistemas ribeirinhos.

Um factor crítico a ter em conta no restauro destes ecossistemas é a visão espaço-temporal da dinâmica fluvial e suas comunidades. De facto, a escala espacial dos projectos de restauro mostra-se de extrema importância para o seu sucesso e as hipóteses de bons resultados aumentam notavelmente em projectos de larga escala (Lake *et al.*, 2007). A previsibilidade no restauro fluvial é potenciada com o progresso do conhecimento sobre os processos pelos quais os ecossistemas ripários se desenvolvem e são mantidos (Lake *et al.*, 2007), permitindo a construção de uma necessária visão de longo prazo para a avaliação das necessidades de conservação, cuja escala temporal é por vezes difícil de conciliar com a das tomadas de decisão do gestor (Stromberg *et al.*, 2010). Esta visão de longo prazo permite criar cenários alvo que validem e corroborem as acções e objectivos dos projectos de restauro. Se estes projectos não abordarem a caracterização da condição de referência e não apresentarem um cenário alvo baseado na avaliação da situação actual, tanto os factores que os influenciam como as oportunidades que apresentem não poderão ser consideradas viáveis (Arizpe *et al.*, 2008).

A vegetação ripária acompanha os cursos de água e apresenta-se como um sistema transicional entre as massas de água e os ecossistemas terrestres (Naiman e Décamps, 1997). A sua estrutura encontra-se fortemente relacionada com o regime de caudais, o factor mais importante na construção do mosaico de habitats desta comunidade (Hughes, 1997; Poff *et al.*, 1997; Richter *et al.*, 1997; Ward, 1998; Walker *et al.*, 2006), embora beneficie também largamente com uma correcta gestão realizada ao nível da bacia hidrográfica (Naiman *et al.*, 2005). Desta forma, a sua directa relação com o regime hidrológico potencia-lhes a capacidade de espelhar o estado das massas de água que delimitam, proporcionando uma medida de avaliação da qualidade ecológica destas (Poff *et al.*, 1997; Poff e Zimmerman, 2010).

Podendo determinar-se quantitativamente a reacção da vegetação ripária ao regime hidrológico, torna-se possível a construção de modelos de vegetação que prevêem a resposta desta comunidade baseada nas

séries históricas de caudais. Assim sendo, a criação de uma ferramenta que permita ao gestor vislumbrar o resultado das suas decisões num futuro próximo apresenta-se como uma realidade.

A maior parte dos modelos de vegetação ripária desenvolvidos até à data tratam apenas de uma ou poucas espécies e, embora tenham uma utilização efectiva a casos de estudo aplicados localmente, não podem ser directamente transpostos para outros rios ou regiões (Merritt *et al.*, 2010) devido à sua especificidade.

O estudo que se apresenta, inseriu-se num projecto ERA-NET IWRM (European Research Area-NET, Regional or National research programmes network on Integrated Water Resource Management) denominado "RIPFLOW - Riparian vegetation modelling for the assessment of environmental flow regimes and climate change impacts within the WFD", contou com parceiros em Espanha e Áustria e teve como objectivo principal a criação de um modelo dinâmico de habitats de vegetação ripária. O projecto contempla casos de estudo nos três países, permitindo a aplicação do modelo em sistemas lóticos de diferentes regiões.

Em Portugal, o modelo encontra-se aplicado a um caso de estudo, tendo como objectivo a sua calibração e a previsão da evolução temporal e espacial dos núcleos habitacionais de vegetação pela alteração do regime hidrológico, resultante da acção antrópica directa ou de alterações climáticas, de forma a possibilitar a sua implementação na avaliação do impacto do regime hidrológico na vegetação ripária, bem como, na definição de boas práticas na gestão da água conducentes à recuperação e melhoria do estado ecológico deste ecossistema.

O modelo utilizado neste projecto, presentemente ainda em desenvolvimento, assenta a sua modelação em guildas etárias, permitindo com esta abordagem ultrapassar muitas das limitações das convencionais abordagens de modelação (Merritt *et al.*, 2010). Simultaneamente, o modelo referido apresenta a capacidade de criar uma representação bidimensional dos polígonos de vegetação, não se limitando apenas a fornecer valores numéricos.

Neste contexto, o trabalho que se expõe apresenta como objectivos analisar o nível de precisão do modelo calibrado na previsão de cenários de vegetação, assim como, analisar as potencialidades desta ferramenta no planeamento e execução de programas e projectos de restauro fluvial.

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em Janeiro de 2011, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em Abril de 2011. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 32, Nº 1, 29-41, Maio de 2011.
© APRH, ISSN 0870-1741

2. METODOLOGIA

No presente capítulo apresenta-se a descrição da metodologia adoptada, simplificada no esquema metodológico presente na Figura 1, com o intuito de facilitar o acompanhamento da explicação efectuada. A selecção do local de estudo não foi considerada no presente esquema pela razão de que os factores que a determinam estão dependentes dos objectivos da modelação propostos.

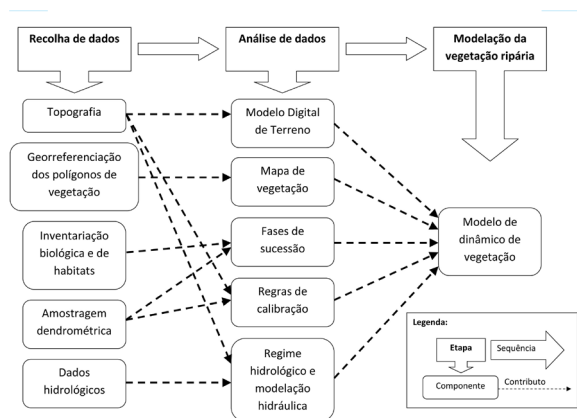


Figura 1 – Esquema metodológico para a aplicação do modelo dinâmico de vegetação.

2.1. Selecção do local de estudo

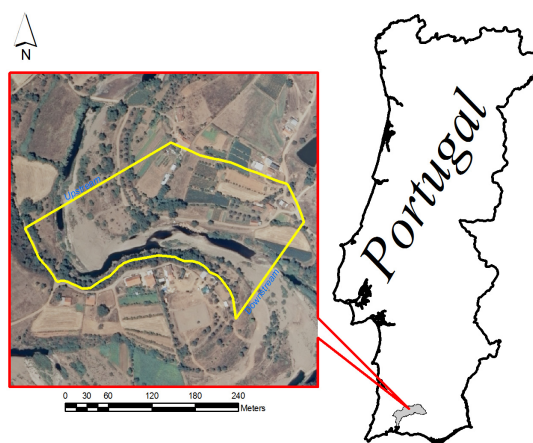
Para a selecção do local de estudo, foram usados três critérios fundamentais: apresentar ausência de regularização de caudais e a menor evidência possível de outras pressões humanas, presença de vegetação ripária em condições naturais e a existência de dados hidrométricos para o troço de rio em questão. Através de informação disponível para as bacias dos rios do Sul de Portugal relativa a uso do solo, regime hidrológico, flora e vegetação ripária, e com base nos reconhecimentos de campo realizados, escolheu-se um local na bacia da ribeira de Odelouca.

A bacia hidrográfica da ribeira de Odelouca está situada a Sul de Portugal, região do Algarve [entre as coordenadas 37°10'49"N, 8°29'54"W e 37°26'33"N, 8°12'16"W] apresenta uma área de 511km² e 93km de comprimento do curso principal, aproximadamente (Figura 2).

A precipitação média anual ronda os 750 mm, principalmente concentrada num período húmido de Outubro a Março, contrastando com um período muito seco nos meses remanescentes. Estes períodos muito diferenciados caracterizam o típico regime hídrico

mediterrânico, com cheias de Inverno e períodos estivais muito secos, que conduzem frequentemente à interrupção do escoamento superficial.

Oleito do rio desenvolve-se em formações sedimentares e metamórficas, nomeadamente arenitos, xistos e grauvaques. Por toda a bacia, a vegetação ripária é composta na generalidade por formações de freixos (*Fraxinus angustifolia* Vahl), salgueiros (*Salix salviifolia* Brot), tamargueiras (*Tamarix africana* Poir) e amieiros (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertner), estes últimos vegetando unicamente nos troços mais a jusante do rio, com maior disponibilidade hídrica. As florestas exteriores à mata ripária são dominadas por sobreiros (*Quercus suber* L.) e azinheiras (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota*).



Aerial foto source: Portuguese Geographic Institute (IGP)

Figura 2 – Enquadramento geográfico do local de estudo e da bacia de drenagem da ribeira de Odelouca em Portugal Continental.

2.2. Recolha de dados

A amostragem de campo foi realizada no Verão de 2009, incluindo o levantamento topográfico do trecho de estudo, a georreferenciação dos polígonos homogéneos de vegetação e a sua inventariação biológica e de habitats. O levantamento topográfico procurou registar todas as variações de cota superiores a 20 cm, de forma a captar todas as modificações na geomorfologia do canal possíveis de influenciar o mosaico de vegetação existente. Cada polígono foi georreferenciado e delimitado a recorrer a um GPS com correcção diferencial e precisão submétrica, caminhando ao longo do seu contorno. A inventariação biológica da vegetação e de habitats foi realizada por polígonos homogéneos de vegetação, cada um correspondendo a uma fase de sucessão.

As cinco fases de sucessão consideradas foram: inicial (IP), pioneira (PP), bosque sucessional jovem (YSWP), floresta estabelecida (EFP) e floresta madura (MFP). A fase inicial foi atribuída a todos os polígonos dominados por bancos de areia e cascalho escavados (menos de 50% de cobertura), ausentes de recrutamento de espécies arbóreas (Figura 3A). Os polígonos dominados por regeneração de espécies lenhosas, com uma cobertura máxima de 35% foram incluídos na classificação de fase pioneira (Figura 3B). A categoria de bosque sucessional jovem foi atribuída a polígonos com moderada biomassa em pé (menos de 35% de solo descoberto) dominados por microfanerófitos (tais como salgueiros e tamargueiras) (Figura 3C). Os polígonos que apresentaram grande cobertura de copado (menos de 20% de solo descoberto) e dominados por macrofanerófitos, como por exemplo o freixo, foram considerados de floresta estabelecida (Figura 3D). A fase de floresta madura foi considerada

em polígonos com a presença simultânea de sobreiros ou azinheiras, espécies arbóreas terrestres típicas da vegetação climática mediterrânica do local de estudo. A inventariação biológica da vegetação de cada polígono incluiu a identificação de espécies e sua abundância, por estratos de vegetação e classe de dominância. Na estratificação dos polígonos de vegetação foram considerados os estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo. Já na classificação de dominância, consideraram-se como indicadoras as espécies lenhosas dominantes representando a generalidade do polígono, outras espécies também com dominância no polígono mas representadas em menor proporção que as anteriores foram classificadas de co-dominantes e as espécies presentes com representatividade no polígono de uma forma dominada ou no sub-coberto foram classificadas de espécies companheiras. A inventariação de habitats realizada em campo avaliou, por polígono, a classificação de solo descoberto,



Figura 3 – Fases de sucessão consideradas na avaliação de vegetação e habitats. A – Fase inicial (IP), B – Fase Pioneira (IP), C – Fase de bosque sucessional jovem (YSWP), D – Fase de floresta estabelecida (EFP).

avaliada como a percentagem de solo no polígono sem cobertura aérea de vegetação e também a avaliação do substrato. Esta avaliação foi realizada a nível percentual (rocha, blocos, pedras, cascalho e gravilha, areia, vaza e solo) tendo sido visualmente estimadas e reunidas por tipos de classes dominantes, resultando em 13 tipos, dos quais foram retiradas amostras para análises de textura e matéria orgânica. As análises de solo permitiram a sua denominação pela classificação de textura definida pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 1993).

A amostragem dendrométrica dos polígonos de vegetação contou com a medição de diâmetros de caules, alturas e avaliação de idades. O diâmetro do caule foi obtido a partir dos três a quatro indivíduos mais grossos em cada polígono, medidos com uma suta e calculando a média dos diâmetros cruzados de cada indivíduo. A medição foi realizada ao nível do peito (DAP 1.3m) para exemplares com alturas superiores a 2m e perto do chão para exemplares inferiores. Os indivíduos multicaules foram medidos no caule de maior diâmetro. A medição de alturas foi realizada nos mesmos indivíduos através de um hipsómetro Blume-Leiss.

A datação dos polígonos foi realizada através de métodos de dendrocronologia. Foram verrumados três a quatro dos maiores indivíduos em cada polígono com uma verruma padrão de 5mm, realizando duas (três quando necessário) verrumadas perpendiculares, à altura de 1.3m em árvores adultas (Mäkinen e Vanninen, 1999). Dos indivíduos com um DAP inferior a 5cm, recolheram-se discos para calcular a idade e para indivíduos multicaules as amostras (verrumadas ou discos) foram retiradas do caule de maior diâmetro. A idade foi atribuída directamente a todos os exemplares onde era visível a medula. No caso contrário, foi feita a estimativa considerando o diâmetro da amostra, a largura média da casca e a largura do anel médio para os 10 primeiros anos de vida de cada espécie (obtido a partir da medição dos incrementos de anéis em amostras apresentando medula) (Rodríguez-González *et al.*, 2010).

Já em gabinete, realizou-se a recolha dos dados hidrológicos de base diária, obtidos a partir da estação hidrométrica de Monte dos Pachecos localizada na ribeira de Odelouca (SNIRH, 2010).

2.3. Análise de dados

O levantamento de campo realizado permitiu a recolha dos dados necessários para a análise das diferentes variáveis essenciais às modelações hidrodinâmica e de vegetação ripária. Os dados topográficos obtidos foram usados para criar o Modelo Digital de Terreno (MDT) do local de estudo em ambiente ArcGis, através

da criação de uma rede de triângulos irregulares (TIN). O registo e georreferenciação dos polígonos homogéneos de vegetação permitiram a criação do mapa de fases de sucessão de referência para 2009, fases essas que foram caracterizadas com tipos de vegetação e habitats específicos, evidentes nos dados da inventariação biológica e de habitats realizada.

Uma vez que o modelo de vegetação ripária utilizado reproduz a dinâmica fluvial exercida na vegetação ripária através da sua relação com variáveis de habitat pré-definidas, foi inicialmente efectuada uma análise exploratória no intuito de avaliar quais as variáveis que apresentavam maior explicação de variabilidade na diferenciação dos polígonos, por fase de sucessão, no local de estudo. Para o efeito, as principais características dos polígonos foram resumidas usando uma análise de componentes principais (PCA), de onde se considerou a altitude, altura em relação ao nível freático, idade e diâmetro médio das espécies indicadoras do polígono, como as variáveis mais significativas na sua diferenciação.

As variáveis área do polígono, altura em relação ao nível freático, idade e diâmetro médio, bem como, as classificações de textura e matéria orgânica obtidas, foram testadas por intermédio de uma análise de variância (ANOVA) no programa Statistica 7.0 (StatSoft, 2004), de modo a testar a existência de diferenças significativas entre as fases de sucessão para um nível de significância de $\alpha=0.05$.

Da informação hidrométrica da estação de Monte dos Pachecos, foram seleccionadas as cheias máximas anuais e determinado os períodos de retorno, com base na lei de Pearson III (melhor adaptação de três curvas testadas), verificada pelo teste χ^2 ($\alpha=0.05$). Os períodos de retornos das cheias permitiram determinar as zonas fluviais de talude e inundação, utilizadas como *input* no modelo de vegetação ripária e delimitadas pelas áreas inundadas pelas cheias ordinária (1.5 anos) e com período de retorno de 100 anos, respectivamente. Considerando os registos da estação de Monte dos Pachecos, calcularam-se os caudais (Q) que ocorreram no local de estudo, ponderando a relação existente entre a área (A) e a precipitação média anual (P) das bacias hidrográficas do local de estudo (Q_0) e da estação de Monte dos Pachecos (Q_H), de acordo com a equação 1.

$$Q_0 = Q_H \times \frac{A_0}{A_H} \times \frac{P_0}{P_H} \quad (1)$$

Procedeu-se, seguidamente, à modelação hidrodinâmica dos caudais de cheia, recorrendo a modelos específicos, uma vez que o modelo

de vegetação utilizado não incorpora um modelo hidrodinâmico específico, necessitando por isso que essa informação lhe seja fornecida. A determinação dos parâmetros hidráulicos a carregar no modelo dinâmico de vegetação (força de arrastamento e alturas do nível freático) foi realizada com recurso ao software River2D (Steffler *et al.*, 2006), um modelo hidrodinâmico bidimensional de elementos finitos, com aplicação em várias áreas da ecohidráulica. Este modelo necessita da altura do escoamento inicial na secção de jusante, para cada caudal, tendo-se recorrido por isso, para a estimação prévia deste valor, ao modelo unidimensional HEC-RAS 4.0 (Brunner, 2008).

A escolha de utilização do modelo River2D deve-se ao facto de os modelos dinâmicos bidimensionais permitirem determinar as velocidades médias de escoamento e as alturas de escoamento em cada ponto da malha de elementos finitos no trecho de curso de água em análise, tendo em consideração a heterogeneidade morfológica e de substrato do leito. Consequentemente, este tipo de modelos pode também ser utilizado na simulação de fenómenos de escoamento complexos resultantes de ilhas ou meandros, fornecendo resultados muito mais creíveis do que os modelos unidimensionais (Ghanem *et al.*, 1996). Para além das referidas vantagens, o River2D permite ainda a adequada visualização dos parâmetros hidráulicos, não só no resultado final, mas também durante todo o processo de modelação. Outra vantagem deste software é a possibilidade de exportar os *outputs* para utilização por outros softwares, como foi o caso exemplo da exportação para ArcGis™ 9.2 da ESRI®, para posterior utilização pelo modelo dinâmico de vegetação ripária.

2.4. Modelação da vegetação ripária

A modelação da vegetação foi realizada recorrendo a um modelo dinâmico de vegetação ripária (Benjankar, 2009), um instrumento preditivo que se foca nos processos físicos ocorridos na zona de inundação dos cursos de água para determinar os seus efeitos no desenvolvimento na vegetação ripária. Funcionando como uma ferramenta em ambiente ArcGis™, o modelo apresenta-se consolidado em três grandes etapas de modelação (módulos): módulo de condição inicial, módulo dinâmico e módulo de visualização de *outputs* (Figura 4).

O módulo de condição inicial recria a paisagem de vegetação de acordo com a topografia e a altura da vegetação acima do nível freático, para utilização nos módulos seguintes. Este é um módulo estático, pois não considera as forças hidrodinâmicas de

arrastamento exercidas sobre a vegetação e apenas define a localização possível das fases de sucessão da vegetação recorrendo à topografia. Necessita de calibração para as distâncias verticais ao nível freático e para as idades das fases de sucessão. O módulo dinâmico reproduz os processos físicos que influenciam a sobrevivência e o recrutamento da vegetação ripária, resultando numa representação espacial dos polígonos de vegetação com actualização de base temporal anual. Para a reprodução dos processos físicos relativos à dinâmica fluvial, o módulo dinâmico considera a topografia, a altura em relação ao nível freático, a força de arrastamento induzida pelo escoamento e sua duração. As forças de arrastamento exercidas sobre a vegetação são modeladas por zonas (zona aquática, talude e inundação), cada uma com diferentes parâmetros de calibração previamente definidos no modelo. A zona aquática é definida como a área inundada pelo caudal de base anual, i.e., a zona que se encontra permanentemente submersa. No caso em estudo, o rio apresenta períodos de caudal nulo no Verão, pelo que a zona aquática foi atribuída aos pegos remanescentes no momento em que o caudal se anula. As zonas de talude e inundação foram definidas através das áreas inundadas pelas cheias com período de retorno de 1.5 e 100 anos, respectivamente. O modelo dinâmico é calibrado com a informação de calibração do modelo anterior, bem como com a informação da resistência de cada fase de sucessão à força de arrastamento devida ao escoamento (calibrado a partir da adaptação a Fisher e Dawson, 2003; Boavida, 2007; Wu e Mao, 2007) e ao efeito da duração da cheia (Egger *et al.*, 2009) para as zonas consideradas. Por fim, o módulo de visualização de *outputs* permite obter a série temporal desejada de mapas das fases de sucessão da vegetação com uma legenda pré-definida e comum a todos os mapas, para facilitar a análise dos resultados.

A modelação da vegetação teve como objectivo a calibração o modelo, com base na informação das séries de caudais médios diários para o período de 1999 a 2009, parâmetros hidráulicos modelados (alturas de escoamento e velocidade média em cada ponto da malha) e parâmetros de calibração relativos às fases de sucessão. Os resultados da modelação obtidos para 2009 foram comparados com o levantamento de campo realizado no mesmo ano e a exactidão da classificação foi avaliada pela comparação dos pixéis observados *versus* os modelados, em termos percentuais e com o coeficiente de concordância Kappa (Cohen, 1960) da matriz de confusão obtida.

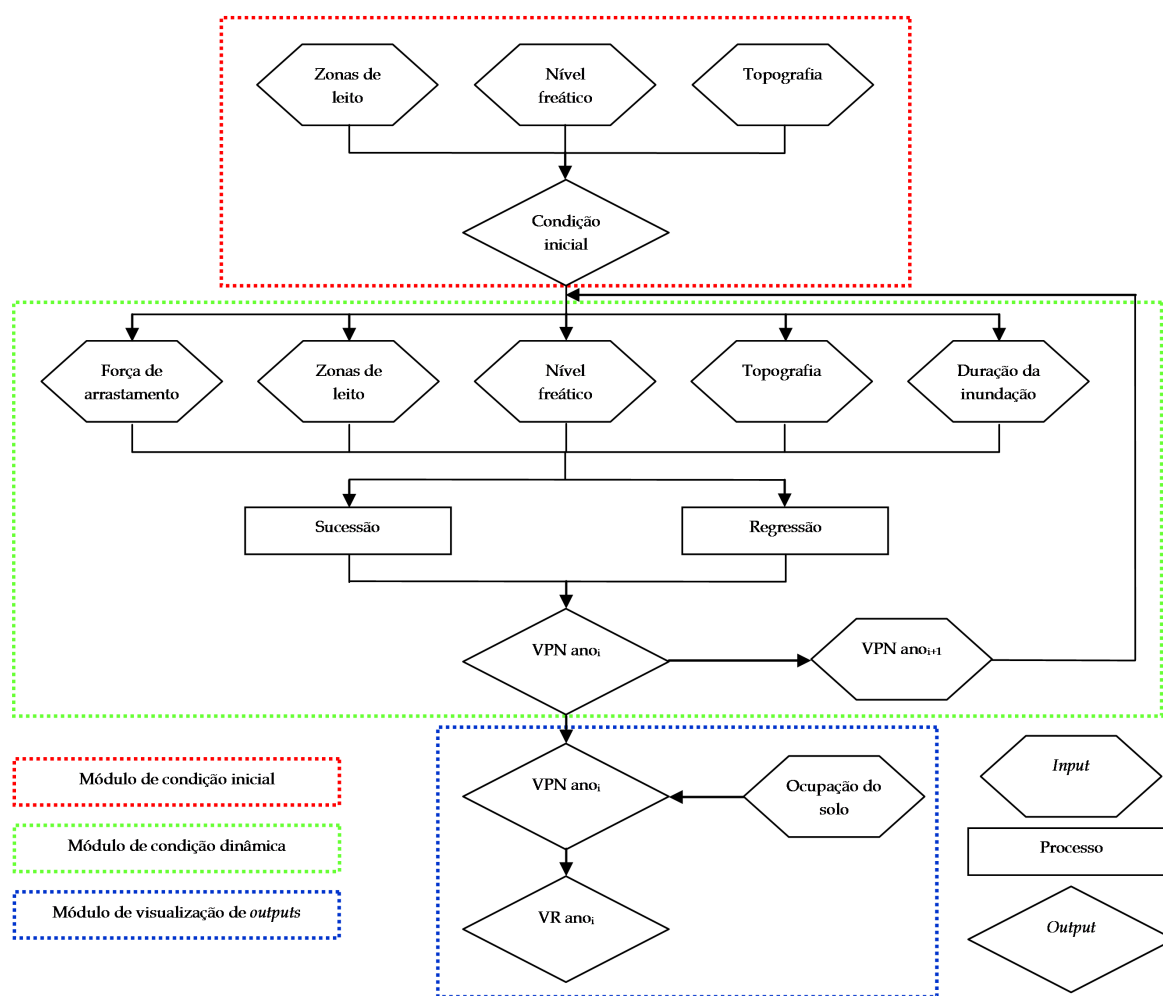


Figura 4 – Estrutura do modelo dinâmico de vegetação ripária utilizado (adaptado de Benjankar, 2009).

3. RESULTADOS

3.1. Análise de dados

Foi possível encontrar uma sequência na disposição das fases de sucessão da vegetação num gradiente transversal ao rio, desde a zona de talvegue em direcção à vegetação terrestre exterior à mata ripária, correspondendo a cada fase diferentes espécies indicadoras, co-dominantes e companheiras.

A fase inicial de sucessão é caracterizada pela ausência de espécies lenhosas e, desta forma, sem qualquer espécie indicadora. A espécie co-dominante nesta fase foi a *Rumex induratus* (Boiss et Reut.). Para as fases PP e YSWP, as espécies indicadoras foram a tamargueira e o salgueiro, apresentando ainda nestas fases diversas

herbáceas definidas como espécies co-dominantes e companheiras. O freixo foi a espécie indicadora das fases EFP e MFP, nesta última, juntamente com o sobreiro e a azinheira. Estas duas fases de sucessão mais afastadas do rio apresentaram como espécies co-dominantes a tamargueira e a oliveira.

As análises de solo revelaram a presença de dois principais tipos estruturais, apresentando as fases EFP e MFP uma textura significativamente diferente das restantes mais jovens, relativamente à percentagem de substrato fino (ANOVA $F_{4,73}=5.4$, $p=0.00077$). Os polígonos situados na zona de talude foram caracterizados por um substrato composto maioritariamente por elementos grosseiros, enquanto os polígonos na zona de inundação apresentaram uma

textura mais fina, já com a presença de um horizonte de solo.

Os parâmetros altitude, altura em relação ao nível freático, idade e diâmetro médio do caule das espécies indicadoras resultaram da PCA como os factores mais importantes na distinção das fases de sucessão ($loadings > |0.75|$), com 70% da variação total explicada nos dois primeiros eixos. Este resultado corrobora a escolha da utilização das variáveis, idade e altura em relação ao nível freático, para a caracterização e distinção entre fases de sucessão por parte do modelo dinâmico de vegetação.

A área média dos polígonos na fase EFP foi significativamente diferente da MFP e essas duas significativamente diferentes das fases PP e YSWP (ANOVA $F_{4,79}=57.3$, $p<0.0001$), com áreas maiores para as fases menos perturbadas hidrologicamente. Da mesma forma, as fases de sucessão foram significativamente diferentes para as alturas em relação ao nível freático (ANOVA $F_{4,105800}=35.2$, $p<0.0001$), embora a fase inicial tenha apresentado uma gama de alturas ao nível freático sobreposta com as fases PP e YSWP (Figura 5). Esta sobreposição pode ser atribuída à perturbação fluvial a que as fases PP e YSWP estão sujeitas no canal, com

zonas mais expostas, onde o mosaico de vegetação é claramente moldado pela força de arrastamento dos caudais de cheia, que não permitem a evolução da fase inicial para as fases IP e YSWP que seriam de esperar considerando a altura em relação ao nível freático.

A fase EFP mostrou uma diferença significativa de idade relativamente às fases PP e YSWP (ANOVA $F_{4,59}=9.1$, $p=0.00001$). Apesar de não haver diferença de idades significativa entre as fases de sucessão PP e YSWP, pelo menos 75% dos polígonos de cada fase da sucessão apresentaram diferentes idades, i. e., os três primeiros quartis de idades dos polígonos da fase PP apresentaram idade inferior a 4 anos e os três últimos quartis dos polígonos da fase YSWP apresentaram mais de 5 anos de idade (Figura 6).

A clara distinção, observável nas figuras anteriores, entre fases de sucessão relativamente à altura em relação ao nível freático e idade dos polígonos permitiu a utilização dos limiares do primeiro e terceiro quartis como, respectivamente, limites mínimos e máximos nas regras de calibração do modelo dinâmico de vegetação utilizado.

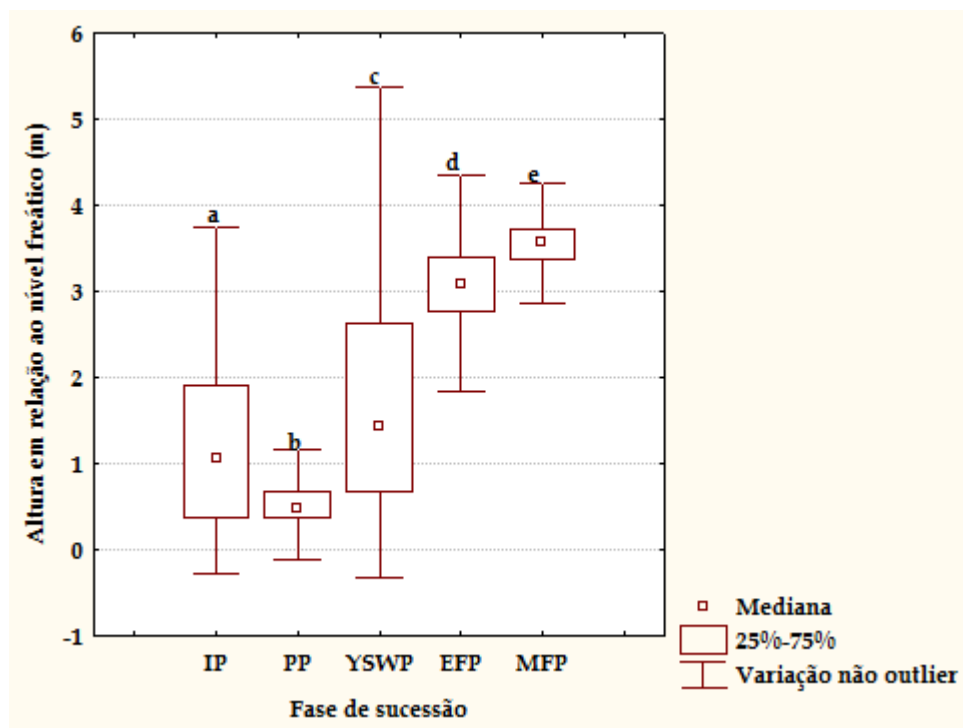


Figura 5 – Altura em relação ao nível freático dos polígonos observados por fase de sucessão (IP – Fase Inicial, PP – Fase Pioneira, YSWP – Fase de Bosque Sucessional Jovem, EFP – Fase de Floresta Estabelecida e MFP – Fase de Floresta Madura. As vogais representam grupos significativamente diferentes).

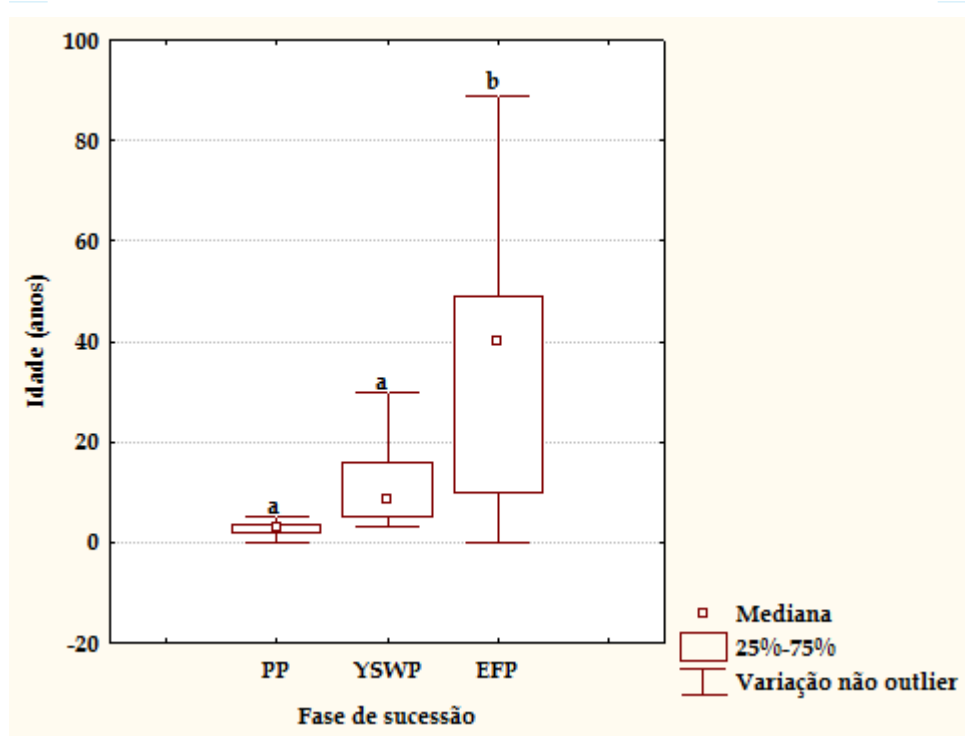


Figura 6 – Idade dos polígonos observados por fase de sucessão (IP – Fase Inicial, PP – Fase Pioneira, YSWP – Fase de Bosque Sucessional Jovem, EFP – Fase de Floresta Estabelecida e MFP – Fase de Floresta Madura. As vogais representam grupos significativamente diferentes).

3.2. Modelação da vegetação ripária

Confrontando os mapas de sucessão calibrado modelado com o observado verifica-se uma igualdade, ao nível do pixel, de aproximadamente 60%, ou seja, verificando pixel a pixel, mais de metade dos pixéis simulados foram confirmados com o levantamento realizado, tanto a nível de sucessão como na localização geográfica (Figura 7). Examinando as diferentes zonas fluviais consideradas pelo modelo, pode verificar-se que a zona de inundação apresenta na generalidade apenas uma fase de sucessão, a de Floresta Estabelecida, originada pela menor perturbação fluvial, com polígonos de vegetação maiores e mais velhos, ocupados por espécies com maior resistência ao stress hídrico que conseguem vegetar em áreas com maior distância ao nível freático. Da mesma forma, o modelo prevê também, para a quase totalidade da zona de inundação, a presença da fase de sucessão de Floresta Estabelecida, devido aos factores anteriormente anunciados.

A grande diferença visível entre o modelado e o observado nesta zona fluvial prende-se com o facto de o modelo prever a presença de uma área de fase

Pioneira e de Bosque Sucessional Jovem, na zona mais a montante da margem esquerda da ribeira, ao contrário do que foi observado. De facto, esta previsão resulta de uma alteração da topografia nesse local, originada pelo desvio dos caudais de cheia causado por um açude abandonado existente a montante da área de estudo. Esta perturbação origina o desvio periódico de parte do caudal escoado para fora do canal, correndo pela zona de inundação e provocando o arrastamento de sedimentos, com conseqüente rebaixamento da topografia nesse local, que, aliado à passagem frequente de veículos verificada nesse local, não permite a evolução da sucessão das séries de vegetação. Aquando do levantamento de campo, pela sua pouca expressão e por ser uma zona de perturbação antrópica, esta área foi incluída dentro de um polígono maior de fase de Floresta Estabelecida. Contudo, uma vez que a modelação hidráulica ignorou esta perturbação a montante, a par com o facto de o modelo ponderar as cotas existentes e desconsiderar as perturbações antrópicas presentes, faz com que sejam atribuídas nesta esta zona fases de sucessão diferentes da fase de sucessão envolvente.

No que respeita à zona de talude, a grande perturbação fluvial a que estes polígonos estão sujeitos dificulta largamente a sua modelação, reduzindo a qualidade dos resultados obtidos. Deste modo, apesar de, na generalidade o modelo recriar as faixas de vegetação existentes ao longo do curso do rio de forma correcta, o modelo sobrestima a presença de bosque sucessional jovem onde foi observada a existência de fase inicial. Este facto pode ser atribuído a factores de stress hídrico atenuados pelas considerações tomadas no delineamento do processo de modelação. Na verdade, uma vez que esta versão de software requer a existência de uma zona aquática para utilizar o algoritmo de cálculo, esta foi considerada através dos pegos obtidos para caudal nulo. No entanto, observou-se que, posteriormente ao levantamento de campo, muitos dos pegos existentes secaram, evidenciando um decréscimo ainda mais acentuado do nível freático para valores inferiores aos tolerados pelas espécies que caracterizam esta fase de sucessão, e que não foi considerado pelo modelo.

Mesmo assim, a comparação entre as áreas ocupadas pelas fases de sucessão observadas no terreno e as modeladas, que originou a matriz de confusão presente na Tabela 1, obteve um valor de coeficiente de concordância Kappa, ponderado quadraticamente, de 0.61. Para este valor de Kappa considera-se que o modelo apresenta uma robustez de concordância boa (Altman, 1991) ou substancial (Landis e Koch, 1977).

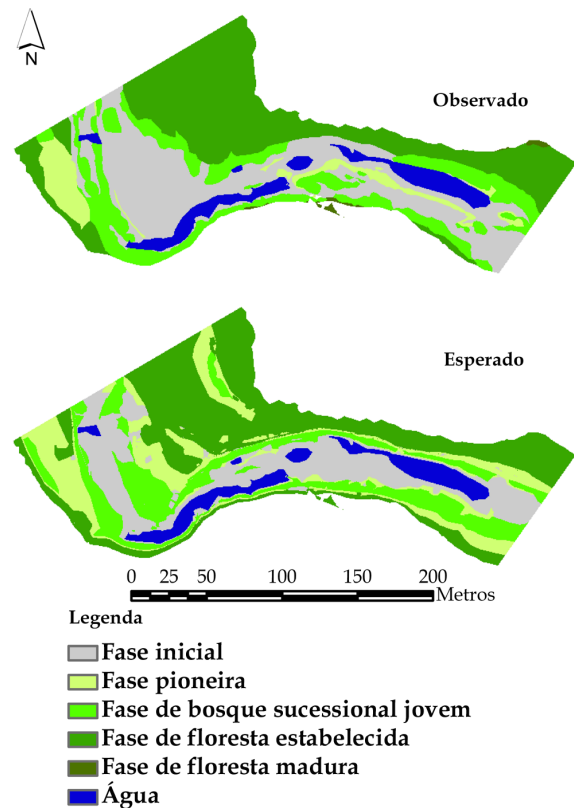


Figura 7 – Comparação do resultado do modelo calibrado com a realidade.

Tabela 1 – Matriz de confusão resultante da comparação entre as fases de sucessão modeladas para 2009 e as encontradas no terreno na mesma data. A intersecção das linhas com as colunas da matriz apresenta o número de pixéis que respeitam a condição de classificação das fases de sucessão observadas e modeladas. A negrito encontram-se os casos onde houve concordância em ambas as classificações.

		Modelado					Total observado
		Inicial	Pioneira	Bosque sucessional jovem	Floresta estabelecida	Floresta madura	
Observado	Inicial	14731	5625	10786	2134	0	33276
	Pioneira	2441	3750	498	574	0	7263
	Bosque sucessional jovem	6788	4619	8372	4233	0	24012
	Floresta estabelecida	376	5683	1569	33030	0	40658
	Floresta madura	0	29	1	562	0	592
	Total modelado	24336	19706	21226	40533	0	105801

Uma vez que as etapas de sucessão se encontram numa linha condutora contínua, sem salto de etapas e fronteiras difusas, o erro de modelação nos pixéis não concordantes tem que ser ponderado ao nível da sua magnitude, i. e., para um dado pixel observado de fase pioneira (PP), obter um pixel modelado de floresta madura (MFP) é muito mais preocupante do que obter um pixel modelado de fase de bosque sucessional jovem (YSWP). De facto, os pixéis modelados, não confirmados pelo observado e de erro superior a uma etapa de sucessão, representaram apenas cerca de 25% do total de pixéis modelados. Quando se compara apenas a zona de inundação, esse valor diminui ainda mais, nomeadamente, cerca de 5.8 e 20%, para o erro total e na zona de inundação, respectivamente (Figura 8).

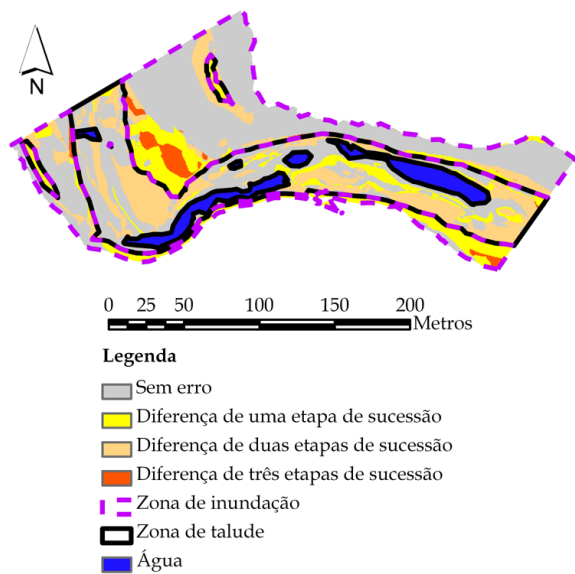


Figura 8 – Magnitude do erro entre modelado e observado.

4. DISCUSSÃO

As espécies ripárias nativas encontraram-se dispostas numa sequência de sucessões onde foi possível o seu mapeamento e consequente ajustamento ao regime de caudais (Vadas e Sanger, 1997; Naiman *et al.*, 2005; Willms *et al.*, 2006). Este mapeamento permite a calibração e utilização do modelo dinâmico de vegetação utilizado, uma vez que as fases de sucessão

ripárias mapeadas provaram ser significativamente distintas entre si, apresentando diferentes posições relativas à altura em relação ao nível freático bem como diferentes idades.

O zonamento encontrado pode ser relacionado com as características biológicas das referidas espécies e agregadas em guildas etárias, ultrapassando restrições até agora impostas pela abordagem convencional de modelação, como é o caso da, agora possível, aplicação abrangente a diferentes bacias hidrográficas.

A calibração do modelo obteve uma classificação de concordância considerada boa, ou substancial, comprovando as suas potencialidades no que respeita à correcta modelação da evolução dos núcleos de vegetação ripária através do regime hídrico.

A possibilidade de prever a configuração dos polígonos de vegetação por resposta ao regime hídrico configura uma dimensão importante para efeitos de gestão, incluindo a previsão de cenários de vegetação futuros ou passados, directrizes ambientais para a definição de regimes de caudais ambientais a jusante de barragens, planos de restauro fluvial ou avaliações de qualidade ecológica (Figura 9).

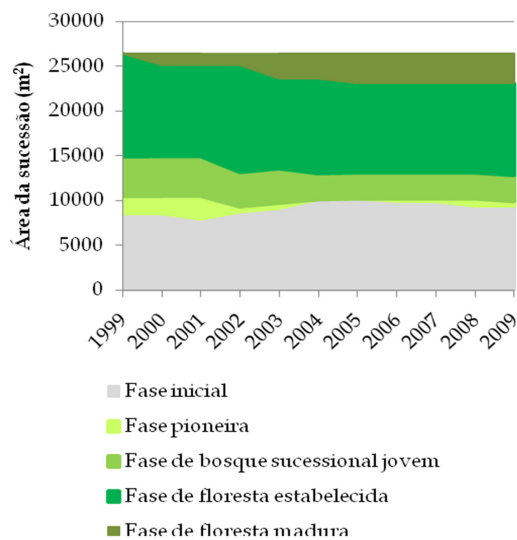


Figura 9 – Exemplo da modelação da resposta da vegetação ripária, em área, a um cenário de alteração hidrológica (neste caso trata-se da regularização de caudal para um valor constante anual de 20m³/s).

Primeiramente, o modelo poderá facultar ao gestor a informação relativa à disposição natural da vegetação ripária potencial, com a noção detalhada por tipos de vegetação e faixas etárias. Posteriormente, com incorporação do regime hídrico a considerar, o gestor poderá visualizar *a priori* a evolução espaço-temporal de certa espécie, grupo de espécies ou tipo de vegetação, em determinado lugar, segundo esse regime hidrológico, adquirindo a noção de locais prioritários de restauro, técnicas mais apropriadas ou localizações específicas para determinados tipos de vegetação.

O modelo que se apresentou consegue fornecer uma visão espaço-temporal da dinâmica fluvial e consequente relação com a vegetação ripária, possibilitando aumentar o sucesso dos projectos de requalificação por redução da incerteza que lhe está associada, conciliar a visão a longo prazo com a escala temporal das tomadas de decisão do gestor e, por fim, validar e corroborar as acções e os objectivos dos projectos a implementar.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado sob o patrocínio do projecto europeu RIPFLOW – “Riparian vegetation modelling for the assessment of environmental flow regimes and climate change impacts within the WFD”, financiado pelo programa GIRH ERA-NET. Patricia Rodríguez-González beneficiou de uma bolsa de pós-doutoramento da Fundação para a Ciência e Tecnologia, SFRH/BPD/47140/2008.

Os ortofotomapas apresentados foram gratuitamente cedidos pelo IGP – Instituto Geográfico Português, no âmbito do programa FIGEE.

O trabalho de campo foi logisticamente apoiado pelo Eng. Mário Tavares, pertencente ao Instituto Nacional dos Recursos Biológicos.

BIBLIOGRAFIA

- Altman, D. G. (1991). *Practical Statistics for Medical Research*. London, UK: Chapman & Hall.
- Arizpe, D.; Mendes, A.; Rabaça, J. E.; Döring, M.; Tockner, K.; Yuste, J. A. F.; Santa-Maria, C. M.; Cortes, R. M.; Dimopoulos, P.; Zogaris, S.; Bermeier, E.; Sanz, D. B.; Jálón-Lastra, D. B.; Almansa, J. C. L.; Marchamalo, M.; Matínez, P. V.; Godinho, F. N.; Sousa, P. S.; Roché, J.; Frochot, B.; Mira, A.; Décamps, H.; Naiman, R. J.; McClain, M. M.; Pinto-Correia, T.; Zogaris, S.; Bjorkland, R.; Bjorkland, R. H.; Chatzinikolaou, Y.; Giakoumi, S.; Economou, A. N.; Saraiva, M. G.; Sousa, A. M. O.; Johansen, G.; Godinho, C.; Leal, G.; Mota, A. C.; Moreira, I.; Curiel, P. B.; Freitas, C.; Morgado, K.; Sangalli, P.; Sanz, D. B.; Monteiro, A.; Fabião, A.; Fabião, A. D.; Faria, C.; Ribeiro, A.; Peixoto, R.; Ferreira, M. T.; Almeida, M. H.; Espírito-Santo, D.; Hipólito, R.; Ferreirinha, J. C.; Nunes, V.; Céu, J. R.; Pais, F.; Zogaris, S.; Hatzirvassanis, V.; Loi, I.; Vlamis-Gardikas, A.; Catita, D. e Ilhéu, A. (2008). *Sustainable riparian zones - a management guide*. Alpiarça, PRT: Câmara Municipal de Alpiarça.
- Benjankar, R. (2009). *Quantification of reservoir operation-based losses to floodplain physical processes and impact on the floodplain vegetation at the Kootenai river, USA*. Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy with a Major in Civil Engineering. University of Idaho, Moscow, USA. 288 pp
- Boavida, I. (2007). *Análise bidimensional na determinação dos caudais ecológicos - aplicação do modelo River2D*. Thesis submitted for the degree of Master in hydraulic and hydric resources. Instituto Superior Técnico, Technical University of Lisbon, Lisbon. 177 pp
- Brunner, G. W. (2008). *HEC-RAS, River Analysis System 4.0.0*. US ARMY CORPS OF ENGINEERS, HYDRAULIC ENGINEERING CENTER, Davis CA, USA, www.hec.usace.army.mil
- Cohen, J. (1960). “A coefficient of agreement for nominal scales”, *Educational and Psychological Measurement*, XX, 37-46. doi 10.1177/001316446002000104
- Egger, G.; Exner, A.; Jorde, K. e Benjankar, R. (2009). *Impacts of reservoir operations on succession and habitat dynamics: calibration of a dynamic floodplain vegetation model for the kootenai river, USA*. 7th ISE & 8th HIC. Chile
- Fisher, K. e Dawson, H. (2003). *Reducing uncertainty in river flood conveyance - roughness review*. Lincoln, UK: Department for Environment, Food & Rural Affairs, Environment Agency.
- Ghanem, A.; Steffler, P.; Hicks, F. e Katopodis, C. (1996). “Two-dimensional hydraulic simulation of physical habitat conditions in flowing streams”, *Regulated Rivers: Research & Management*, 12, 185-200.
- Hughes, F. M. R. (1997). “Floodplain biogeomorphology”, *Progress in physical geography*, 21, 501-529.
- Lake, P. S.; Bond, N. e Reich, P. (2007). “Linking ecological theory with stream restoration”, *Freshwater Biology*, 52, 597-615.
- Landis, J. R. e Koch, G. G. (1977). “The measurement of observer agreement for categorical data”, *Biometrics*, 33, 159-174.
- Mäkinen, H. e Vanninen, P. (1999). “Effect of sample selection on the environmental signal derived from tree-ring series”, *Forest Ecology and Management*, 113, 83-89.
- 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
- Naiman, R. J. e Décamps, H. (1997). "The ecology of interfaces: Riparian zones", *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28, 621-658.
- Naiman, R. J.; Décamps, H. e McClain, M. E. (2005). *Riparia - Ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier academic press.
- Poff, L. N.; Allan, J. D.; Bain, M. B.; Karr, J. R.; Presteggaard, K. L.; Richter, B. D.; Sparks, R. E. e Stromberg, J. C. (1997). "The natural flow regime", *Bioscience*, 47, 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.
- Richter, B. D.; Baumgartner, J. V. e Wigington, R. (1997). "How much water does a river need?", *Freshwater Biology*, 37, 231-249.
- Rodríguez-González, P. M.; Stella, J. C.; Campelo, F.; Ferreira, M. T. e Albuquerque, A. (2010). "Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe", *Forest Ecology and Management*, 259, 2015-2025. doi 10.1016/j.foreco.2010.02.012
- StatSoft (2004). *Statistica 7*. www.statsoft.com
- Steffler, P.; Ghanem, A.; Blackburn, J. e Yang, Z. (2006). *River2D* University of Alberta, Alberta, CANADA,
- Stromberg, J. C. (2001). "Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism", *Journal of Arid Environments*, 49, 17.
- 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*, 5 January 2010, 8.
- USDA, S. S. D. S. (1993). *Soil survey manual*. Washington, US: U. S. Department of Agriculture, U.S. Gov. Print.
- Vadas, R. L. e Sanger, J. E. (1997). "Lateral zonation of trees along a small Ohio stream", *Ohio J. Sci.*, 97, 107-112.
- Walker, K. F.; Sheldon, F. e Puckridge, J. T. (2006). "A perspective on dryland river ecosystems", *Regulated Rivers: Research & Management*, 11, 85-104.
- Ward, J. V. (1998). "Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation", *Biological Conservation*, 83, 269-278.
- Willms, C. R.; Pearce, D. W. e Rood, S. B. (2006). "Growth of riparian cottonwoods: a developmental pattern and the influence of geomorphic context", *Trees*, 20, 8.
- Wu, R. e Mao, C. (2007). "The assessment of river ecology and habitat using a two-dimensional hydrodynamic and habitat model", *Journal of Marine Science and Technology*, 15, 322-330.

