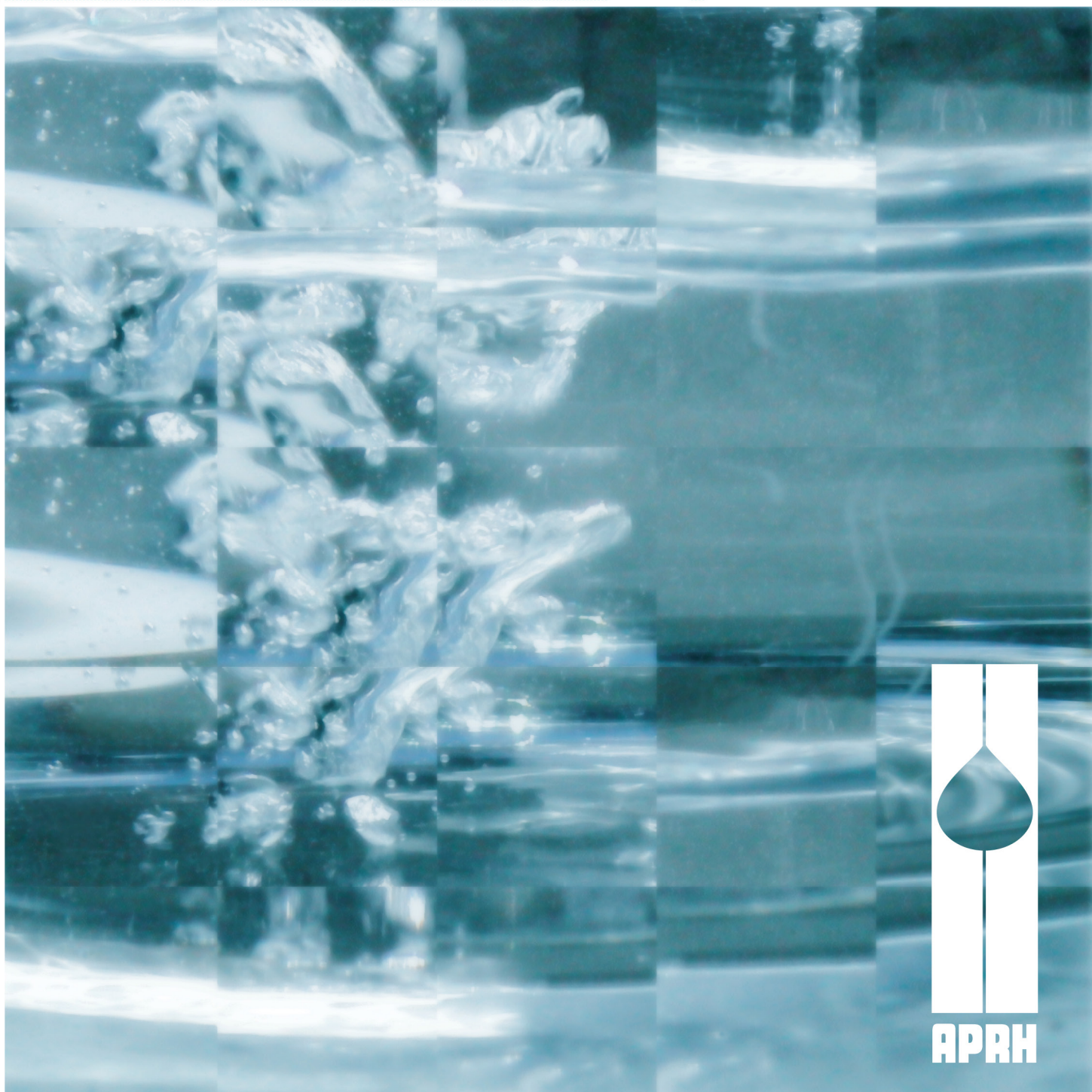


Recursos Hídricos

Revista da Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

NOVEMBRO 2015

{vol.36#02}



Proprietário

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

Diretor

José Simão Antunes do Carmo

Subdiretora

Maria Manuela Portela

Conselho de Direção

António Betâmio de Almeida
António de Carvalho Quintela
Luís Veiga da Cunha

Editores Científicos Associados

António Nascimento Pinheiro, IST, Portugal
João Paulo Lobo Ferreira, LNEC, Lisboa
João Soromenho Rocha, LNEC, Lisboa
José Manuel Pereira Vieira, UM, Portugal
Maria Manuela Portela, IST, Lisboa
Teresa Ferreira Cardoso, ISA, Portugal

Secretariado

Ana Estêvão
André Cardoso
Conceição Martins

Redação e Administração

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos
a/c LNEC
Av. do Brasil, 101
1700-066 Lisboa
PORTUGAL
Telefone 21 844 34 28 Fax 21 844 30 17
NIF nº 501063706

Periodicidade

Semestral

Design

Flatland Design

Publicação Subsidiada pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia

Os artigos publicados na Recursos Hídricos são identificados com DOI (Digital Object Identifier).

Registo na ERC nº 125584

Depósito legal nº 5838/84

ISSN 0870-1741

RECURSOS HÍDRICOS

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

NOVEMBRO 2015

vol. 36#02

3

NOTA SOBRE A EVOLUÇÃO DA "RECURSOS HÍDRICOS"

Maria da Conceição Cunha

5

EDITORIAL

José Simão Antunes do Carmo

7

EFEITOS DE FOGOS REPETIDOS NA CONCENTRAÇÃO E NA MOBILIZAÇÃO DOS NUTRIENTES DO SOLO

Liliana Santos /// Ana Machado /// Mohammadreza Hosseini /// Oscar González-Pelayo /// Celeste Coelho /// Jan Jacob Keizer

17

SPI E SEVERIDADE DA SECA EM CENÁRIOS DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS. APLICAÇÃO AO SUL DE PORTUGAL

Ana Paulo /// Sandra Mourato

33

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

Rui P. Rivaes /// Patricia M. Rodríguez-González /// António Albuquerque /// António N. Pinheiro /// Gregory Egger /// Maria T. Ferreira

47

INFORMAÇÕES PRELIMINARES SOBRE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS NO RIO PARAGUAI ENTRE A CIDADE DE CÁCERES E A ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA ILHA DE TAIAMÃ, PANTANAL SUPERIOR, MATO GROSSO, BRASIL

Célia Alves de Souza /// Gustavo Roberto dos Santos Leandro /// Juberto Babilônia de Sousa /// Maria Aparecida Pierangeli /// Evaldo Ferreira

57

PLANEJAMENTO TERRITORIAL E GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS: A ÁGUA ENQUANTO ATIVO ECOSOCIAL

Onildo Araujo da Silva

65

COLABORADORES

Os artigos publicados são da exclusiva responsabilidade dos autores.

Discussões relativas a artigos publicados neste número deverão ser enviadas à APRH até 31 de maio de 2016.

NORMAS PARA SUBMISSÃO DE ARTIGOS

Os autores interessados em publicar artigos técnico-científicos ou discussões de artigos anteriormente publicados na revista «Recursos Hídricos» deverão respeitar as seguintes normas:

1. Deve ser apresentado um original em papel A4 e em suporte informático do artigo redigido em língua portuguesa, utilizando a forma impessoal. O processador de texto a utilizar deverá ser Word (Microsoft). O título, o nome do(s) autor(es) e o texto do artigo devem ser guardados num ficheiro único e devidamente identificado (por exemplo, artigo.doc). As imagens devem ser entregues em separado (TIF ou GIF) com qualidade para impressão offset (300 dpi). O texto deve conter a indicação acerca da inserção das imagens. Os gráficos, esquemas e tabelas devem ser também apresentados em separado e editáveis, ou quando possível, no caso dos gráficos, devem ser apresentadas as tabelas numéricas que lhes deram origem. De preferência deve também ser apresentado um PDF do artigo completo de forma a esclarecer dúvidas face aos documentos recebidos.
2. O texto deve ser corrido a uma coluna, com espaçamento normal, e ter uma extensão máxima de 20 mil caracteres.
3. O título do artigo não deve exceder os 76 caracteres, devendo ser apresentado também em inglês.
4. A seguir ao título deve ser indicado o nome do(s) autor(es) e um máximo de 3 referências aos seus graus académicos ou cargos profissionais, assim como o número de associado, caso seja membro da APRH.
5. O artigo deverá ser antecedido de resumos em português e inglês (abstract) que não deverão exceder mil caracteres cada.
6. Devem ser indicados, de forma clara, os locais onde se pretendem inserir as figuras (desenhos ou fotografias, de preferência a cores). Os desenhos devem, de preferência, ser fornecidos em suporte magnético, em ficheiros individuais devidamente identificados (por exemplo, Figura1.doc, etc.) e numa cópia em papel A4.
7. As fotografias devem ser enviadas no papel original ou em diapositivos, devidamente identificados.
7. As referências bibliográficas no meio do texto devem ser feitas de acordo com a norma portuguesa NP-405 de 1996, indicando o nome do autor (sem iniciais) seguido do ano de publicação entre parêntesis. No caso de mais de uma referência relativa ao mesmo autor e ao mesmo ano, devem ser usados sufixos a), b), etc.
8. Os artigos devem terminar por uma lista de referências bibliográficas organizada por ordem alfabética do nome (apelido) do primeiro autor, seguido dos nomes dos outros autores, caso os haja, do título da obra, editor, local e ano de publicação (ou referência completa da revista em que foi publicada).
9. Só serão aceites discussões de artigos publicados até dois meses após a publicação do número da revista onde esse artigo se insere. As discussões serão enviadas ao autor do artigo, o qual poderá responder sob a forma de réplica. Discussões e réplica, caso exista, serão, tanto quanto possível, publicados conjuntamente.
10. O título das discussões e da réplica é o mesmo do artigo original acrescido da indicação Discussão ou Réplica. Seguidamente, deve constar o nome do autor da discussão ou da réplica de acordo com o indicado no ponto 4.
11. As normas para publicação de discussões e réplicas são as mesmas do que para a publicação de artigos.
12. Os artigos e as discussões (texto, disquete e ilustrações respectivas) devem ser enviados para a sede da APRH

Secretariado da APRH
A/c LNEC - Av. do Brasil, 101
1700-066 Lisboa
Portugal

NOTA SOBRE A EVOLUÇÃO DA “RECURSOS HÍDRICOS”

A revista Recursos Hídricos, quando foi criada há 36 anos, veio preencher uma importante lacuna no universo científico e técnico na área dos recursos hídricos em língua Portuguesa, tendo constituído durante alguns anos um meio privilegiado para a publicação de artigos desta área. Entretanto o panorama editorial alterou-se, assim como mudou o tipo de publicações procurado pelos potenciais autores. Face a esta situação, entendeu-se ser necessário repensar o perfil até agora adotado pela revista. Nesta nova fase, procurar-se-á que ela seja um instrumento de referência para a divulgação, análise e discussão das atividades a nível nacional e internacional no domínio dos recursos hídricos. Ao mesmo tempo, considera-se espaço para a disseminação de progressos do conhecimento e das

principais realizações profissionais dos técnicos portugueses. Pretende-se igualmente que a divulgação das atividades da APRH seja realizada de forma atrativa e substancial. Com este intuito serão nela incluídas sínteses dos objetivos e das conclusões dos eventos mais relevantes em que a APRH estiver envolvida.

Neste momento de mudança, queremos expressar ao Diretor cessante, o Professor José Simão Antunes do Carmo, o nosso reconhecimento pela dedicação demonstrada durante os longos anos em que exerceu o cargo.

Maria da Conceição Cunha
Presidente da Comissão Diretiva da APRH

EDITORIAL

Chegou para mim o tempo dos agradecimentos!

Quando em meados de 1998 o então Presidente da APRH, Engenheiro Joaquim Evaristo da Silva, me convidou para Diretor da *Recursos Hídricos*, estava eu bem longe de imaginar que o meu singular contributo para o sucesso desta Revista se iria prolongar por mais de dezassete anos. Naturalmente que isso só foi possível num contexto de renovada confiança que em mim depositaram as sucessivas Direções da APRH, sequencialmente presididas pelo Professor Doutor António Carmona Rodrigues, Professor Doutor António Bento Franco, Doutora Teresa Eira Leitão, Engenheiro José Vieira da Costa, Professor Doutor Jorge Saldanha Matos, Engenheira Alexandra Serra e Professor Doutor Rodrigo Proença de Oliveira.

Ao longo dos últimos quase dezoito anos como Diretor da *Recursos Hídricos* tive o grato privilégio de trabalhar com muitas e talentosas pessoas que voluntariamente e com grande empenho serviram a *Recursos Hídricos* sem nada receberem em troca. Ao ex-Subdirector, Professor Doutor José Manuel Guimarães Abreu, e todos os membros do ex-Conselho Redatorial da Revista, à atual Subdiretora, Professora Doutora Maria Manuela Portela, e aos atuais membros do Conselho de Direcção e da Comissão de Editores Científicos Associados, Professor Doutor António Betâmio de Almeida, Professor Doutor António de Carvalho Quintela, Professor Doutor Luís Veiga da Cunha, Professor Doutor António Nascimento Pinheiro, Investigador Coordenador João Paulo Lobo Ferreira, Investigador Coordenador João Soromenho Rocha, Professor Doutor José Manuel Pereira Vieira e Professora Doutora Teresa Ferreira Cardoso, e aos muitos revisores anónimos de artigos submetidos para possível publicação na *Recursos Hídricos* estou enormemente reconhecido. Guardo bem no fundo os inúmeros apoios e incentivos que recebi. De igual modo agradeço a todos os que me aconselharam e corrigiram porque isso terá evitado mais e maiores erros para além dos que cometi.

Também ao Secretariado da APRH é devida uma palavra de apreço pelo profissionalismo e dedicação que emprestam em todas as múltiplas funções que desempenham. São verdadeiramente os pilares que sustentam o atual prestígio da APRH e da *Recursos Hídricos* em particular.

A atual fase que atravessamos é particularmente difícil para a sobrevivência de revistas científicas

não indexadas (não ISI), como é ainda o caso da *Recursos Hídricos*, exigindo um crescente esforço de internacionalização, nomeadamente através da integração de elementos estrangeiros no Conselho de Direcção e na Comissão de Editores Científicos Associados, e a publicação regular de artigos em língua anglo-saxónica.

Só com estas mais-valias, a par com a integração da *Recursos Hídricos* em bases de dados internacionais de reconhecido prestígio, como a SCOPUS e a ISI Web of Science, e uma possível associação a revistas já indexadas, como a *Hydraulic Research* da AIRH, por exemplo, bem como um considerável aumento do número de citações em revistas indexadas, permitirá ultrapassar alguns dos atuais constrangimentos à procura e projeção que, em meu entender, a revista *Recursos Hídricos* já merecia.

Uma outra via a prosseguir poderá passar por uma avaliação rigorosa das revistas nacionais e o estabelecimento de uma classificação com reconhecimento académico e científico. A Fundação para a Ciência e a Tecnologia tem capacidade e poderá ter as necessárias competências para conduzir um processo desta natureza.

Será fácil admitir que mais (e talvez melhor) deveria ter sido feito, mas seja-me permitido lembrar que a face mais visível da obra apresentada é o resultado de ponderadas decisões que, no essencial, não poderiam comprometer a sustentabilidade da Associação. Neste contexto, parto com a consciência tranquila de missão cumprida. Para o património da APRH deixo a minha singela contribuição de 38 números e cerca de 250 artigos publicados na *Recursos Hídricos* no período em que fui Diretor.

A terminar, gostaria de desejar o maior sucesso à equipa que se seguirá na condução deste projeto, tendo presente que muito há ainda a prosseguir e a inovar, num contexto de muitas restrições e condicionalismos, mas deixando também claro que só será possível atingir tal desiderato através de uma cultura exigente e de qualidade, ultrapassando meras conjunturas e interesses de ocasião.

O Diretor da *Recursos Hídricos*
José Simão Antunes do Carmo

EFEITOS DE FOGOS REPETIDOS NA CONCENTRAÇÃO E NA MOBILIZAÇÃO DOS NUTRIENTES DO SOLO

EFFECTS OF REPEATED FIRES ON SOIL NUTRIENTS CONCENTRATION AND ON ITS MOBILIZATION

Liliana Santos

MSc; Bolseira de Investigação do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Ana Machado

MSc; Bolseira de Investigação do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Mohammadreza Hosseini

MSc; Bolseiro de Doutoramento da Universidade de Wageningen e do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Oscar González-Pelayo

PhD; Bolseiro de Pós Doutoramento do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Celeste Coelho

PhD; Professora Catedrática Jubilada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Jan Jacob Keizer

PhD; Bolseiro de Gestão de Ciência e Tecnologia do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

RESUMO: Numa localidade do concelho de Viseu, foram estudadas três zonas de pinhal com diferente histórico de incêndio, designadas como zona "Multifogos" (4 incêndios), zona "Unifogo" (1 incêndio) e zona "Controlo" (0 incêndios), no período de 1975-2012. Nestas zonas, estudaram-se as concentrações de azoto e de fósforo no solo mineral, um ano após incêndio, e a exportação de azoto total e de fósforo total por escorrência, à escala de microparcela, durante o segundo ano após incêndio.

Um ano após incêndio, não se observou uma influência negativa da frequência de incêndios nas concentrações de nutrientes no solo mineral nas zonas ardidas. Na zona "Multifogos", as perdas de nutrientes por escorrência foram uma ordem de grandeza superiores às da zona "Unifogo" e duas ordens de grandeza superiores às da zona "Controlo", no segundo ano após incêndio. O aumento da percentagem de coberto nas microparcelas teve maior impacto na redução de escorrência e de perda de nutrientes na zona "Multifogos".

Palavras-chave: Histórico de incêndio; Escorrência; Azoto; Fósforo; Microparcelas

ABSTRACT: In the municipality of Viseu, north-central Portugal, three pine sites with different fire history were studied, called "Multifogos" (4 fires), "Unifogo" (1 fire) and "Controlo" (0 fires), regarding the period between 1975 and 2012. At these sites, nitrogen and phosphorus concentrations in mineral soil were studied, one year after fire, as well as the total nitrogen and total phosphorus export by runoff, at micro-plot scale, during the second year after fire.

One year after fire, a negative influence due to fire frequency on nutrient concentrations in mineral soil wasn't observed, at the burnt sites. At "Multifogos" site, nutrient losses by runoff were one and two orders of magnitude higher than losses at "Unifogo" site and "Controlo" site, respectively, during the second year after fire. The increase of the cover on micro-plots had higher impact on the reduction of runoff and nutrient losses at "Multifogos" site.

Keywords: Fire history; Runoff; Nitrogen; Phosphorus; Micro-plots

1. INTRODUÇÃO

Em Portugal, o número de incêndios aumentou dramaticamente desde a década de 80 (Comissão Europeia, 2014). Uma das consequências deste aumento é a amplificação do risco de repetição de incêndios numa determinada área (Malkinson *et al.*, 2011) num curto período de tempo.

Estudos apontam para a perda cumulativa de nutrientes, em particular de azoto e de fósforo, com o aumento da frequência de incêndios, resultando num défice de nutrientes do solo (Gosalbo, 2006). A título de exemplo, Carreira *et al.* (1994) observaram que o aumento da frequência de incêndios conduzia à diminuição de azoto na camada do solo mineral (0 - 5 cm), em zona de mato, e Ferran *et al.* (2005) reportaram uma diminuição de fósforo no solo mineral (0 - 2.5 cm) a par do aumento da recorrência de incêndios.

Mais ainda, outros estudos demonstraram que após incêndio, ocorrem substanciais perdas de nutrientes que se encontram na camada superficial de cinzas devido à escorrência e erosão (Knoepp *et al.*, 2005). A maior exportação de nutrientes na forma solúvel ocorre nos primeiros 4 meses após incêndio (Ferreira *et al.*, 2005). Passado este período, os picos de mobilização e exportação de nutrientes ocorrem em sequência de eventos de precipitação fortes (Ferreira *et al.*, 2005). Em zonas de pinhal, as perdas de nutrientes podem persistir por 2 anos, pelo menos (Thomas *et al.*, 2000). O efeito dos fogos repetidos ainda não é suficientemente conhecido (Malkinson *et al.*, 2011). Em Portugal, apenas os trabalhos de Thomas *et al.* (2000) e Ferreira *et al.* (2005) referem as perdas de nutrientes, nas formas dissolvida e permutável, por escorrência após um incêndio.

No sentido de colmatar esta lacuna de conhecimento, o presente trabalho tem como objetivos estudar os efeitos da repetição de incêndios nas concentrações de azoto e de fósforo no solo mineral, e na mobilização de azoto total e de fósforo total por escorrência, à escala de microparcela. As concentrações de azoto e de fósforo no solo mineral foram analisadas um ano após incêndio e as perdas por escorrência durante o segundo ano, em três zonas de pinhal com diferente histórico de incêndio.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo situa-se na localidade de Várzea, concelho de Viseu, tendo sido selecionada devido à

ocorrência de um incêndio no início de Setembro de 2012, que consumiu cerca de 3000 ha (ICNF, 2012). A área pertence à bacia hidrográfica do rio Vouga. O clima é do tipo Csb, que corresponde a "clima temperado com Verão quente e suave", de acordo com a classificação climática de Köppen (IPMA, s.d). A temperatura média anual correspondente ao período 1981-2010 (dados provisórios) é de 14.0 °C, variando as médias mensais entre 7.1 °C (Janeiro) e 21.7 °C (Julho), medidas na estação sinóptica de Viseu (40° 40' N, 7° 54' O; a 443 m de altitude) (IPMA, s.d). A precipitação média anual (1980-2005) é de 1022 mm, com variação entre 523 mm e 1542 mm (estação udométrica de Calde, 40° 46' N, 7° 54' O; a 505 m de altitude) (SNIRH, s.d).

Na área de estudo, foram selecionadas três zonas com diferente histórico de incêndio no período de 1975-2012. Uma das zonas ardeu quatro vezes (1978, 1985, 2005 e 2012), sendo-lhe atribuída a designação de zona "Multifogos"; outra ardeu uma vez (2012) e designa-se por zona "Unifogo"; e, por último, a zona que não foi afetada por nenhum incêndio no período considerado é denominada de zona "Controlo".

Em cada zona foram selecionadas três encostas, que apresentam características semelhantes em termos de substrato rochoso, declive, uso do solo, tipo de vegetação e de solo, e orientação. As características de cada zona são apresentadas na Tabela 1.

Os solos são, predominantemente, cambisol húmico e umbrisol epilético, e, em menor extensão, leptosol úmbrico, dependendo da profundidade.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Desenho experimental e recolha de amostras

A amostragem de solo foi realizada um ano após a ocorrência do incêndio (setembro de 2013). Em cada uma das 9 encostas selecionadas, recolheram-se 6 amostras de solo: 2 amostras na base, a meio e no topo da encosta a distâncias aproximadamente constantes. As amostras correspondem à profundidade 0-5 cm do horizonte A. Após a recolha, as amostras foram imediatamente secas ao ar e peneiradas (<2 mm).

O estudo da exportação de nutrientes por escorrência foi realizado no segundo ano após incêndio (outubro de 2013 a setembro de 2014). Em cada encosta das zonas afetadas por incêndio ("Multifogos" e "Unifogo"), 3 pares de microparcelas de aproximadamente 0.25 m²,

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em fevereiro de 2015, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em maio de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 2, 7-16, novembro de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n2-1

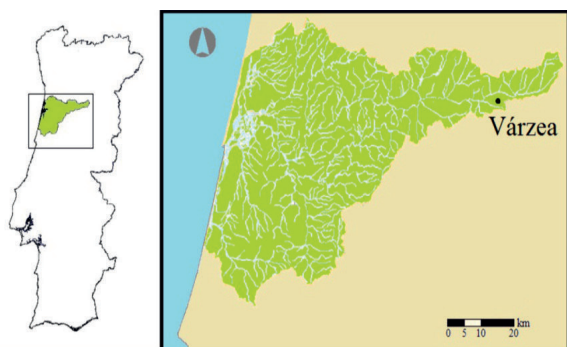


Figura 1 – Área de estudo com indicação da bacia hidrográfica do rio Vouga.

Tabela 1 – Características das zonas de estudo.

	Multifogos	Unifogo	Controlo
Altitude (m)	520 – 550	460 – 475	454 – 462
Coordenadas geográficas	40° 46' N; 7° 51' O	40° 45' N; 7° 51' O	40° 45' N; 7° 52' O
Declive (°)	12 – 17	9 – 12	12 – 15
Orientação (°)	180 – 190	190 – 200	190 – 240
Área (m ²)	3000 – 4800	1200 – 2000	91 – 400
Profundidade do solo (cm)	10 – 40	30 – 40	50
Textura [0-5] cm	Franco	Franco	Franco-arenoso
Densidade aparente (g/cm ³)	0.99 ± 0.16	0.90 ± 0.17	0.96 ± 0.14
pH	4.74 ± 0.03	4.68 ± 0.10	5.02 ± 0.10
Substrato rochoso	Xisto	Xisto	Xisto
Vegetação florestal predominante	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus pinaster</i>

que foram instaladas um mês após incêndio (outubro de 2012), estão dispostas desde a base até ao topo da encosta a distâncias aproximadamente constantes e com declives semelhantes entre si (Figura 2).



Figura 2 – Microparcela conectada a tanque de armazenamento (zona "Unifogo").

Na zona "Controlo", em cada encosta foram colocados 2 pares de microparcelsa respeitando as mesmas condições. As microparcelsa encontram-se ligadas a tanques de armazenamento, cuja capacidade varia entre 30 l e 60 l. As amostras foram recolhidas quando se tinha um volume de água igual ou superior a 0.2 l nos tanques e em intervalos de 1 ou 2 semanas, dependendo da ocorrência de precipitação. Foram utilizadas garrafas de 0.5 l de polietileno, previamente lavadas com ácido clorídrico (pH<2) e água bidestilada, para a recolha das amostras. As amostras foram colocadas em arcas térmicas e encaminhadas para laboratório, ficando armazenadas a 4 °C num frigorífico por um período não superior a 48 h até a respetiva análise ser levada a cabo. A precipitação total foi monitorizada através de pluviómetros, tendo-se 7 pluviómetros totalizadores e 5 automáticos, dispostos nas zonas de estudo.

Foi ainda analisada a evolução de coberto de 3 microparcelsas em cada encosta (topo, meio e base) das zonas afetadas por incêndio e 2 microparcelsas em cada encosta (topo e base) da zona "Controlo". Esta análise foi levada a cabo em quatro datas do segundo ano após incêndio: 6 de novembro (2013), 22 de janeiro, 3 de abril e 25 de junho (2014). Foram considerados três componentes como parte do coberto: pedras, detritos e vegetação; tendo-se calculado a percentagem de cada componente presente com base em fotografias de cada parcela.

3.2. Análise de amostras de solo

Foram analisadas 54 amostras de solo. Os parâmetros analisados em laboratório foram o fósforo (na forma de ortofosfato) e o azoto de Kjeldahl (nas formas de azoto orgânico e amoniacal). O fósforo foi analisado com base no método de Bray e Kurtz (1945) e o azoto segundo o método de Kjeldahl (Tecator, 1987).

Para a caracterização das encostas em termos de textura e de densidade aparente do solo, foram recolhidas 3 amostras do horizonte A (0-5 cm) por encosta. A textura foi analisada com base no método internacional de análise mecânica e avaliada segundo os critérios da "United States Department of Agriculture" (USDA) e a densidade aparente do solo foi determinada recorrendo à utilização de anéis de densidade, com um volume de 250 cm³. Para a determinação do pH do solo, foram recolhidas 3 amostras em cada zona de estudo relativas ao horizonte A e analisadas de acordo com o método adaptado de Ross (1995).

3.3. Análise de amostras de escurência

Foram recolhidas e analisadas 715 amostras de escurência relativas às três zonas de estudo. As amostras foram analisadas em termos de azoto total e fósforo total. O azoto total (gama de deteção: 0.1 - 5 mg/l N; comprimento de onda: 540 nm) e o fósforo total (gama de deteção: 0.01 - 1 mg/l PO₄-P e 0.5 - 5 mg/l PO₄-P; comprimento de onda: 720 nm) foram determinados seguindo os métodos mais recentes aprovados pela ISO (ISO 11905 e 13395; ISO 15681-1) e com recurso a um sistema de análise por injeção em fluxo da FOSS (FIAstar 5000 Analyser).

3.4. Análise estatística

O teste Kruskal-Wallis ($\alpha < 0.05$) foi aplicado na comparação de três grupos de dados. Quando se obtiveram diferenças significativas entre grupos, aplicaram-se os métodos de Tukey e de Dunn para

comparação dos grupos em pares. O método de Tukey aplicou-se quando os grupos apresentavam iguais dimensões e o método de Dunn aplicou-se quando esta condição não se verificava. Para conhecer a correlação entre duas variáveis, recorreu-se à Correlação de Spearman, r_s , ($\alpha < 0.05$).

4. RESULTADOS

4.1. Nutrientes no solo

As concentrações de azoto (nas formas orgânica e amoniacal) e de fósforo (na forma de ortofosfato) um ano após incêndio apresentam-se na figura 3.

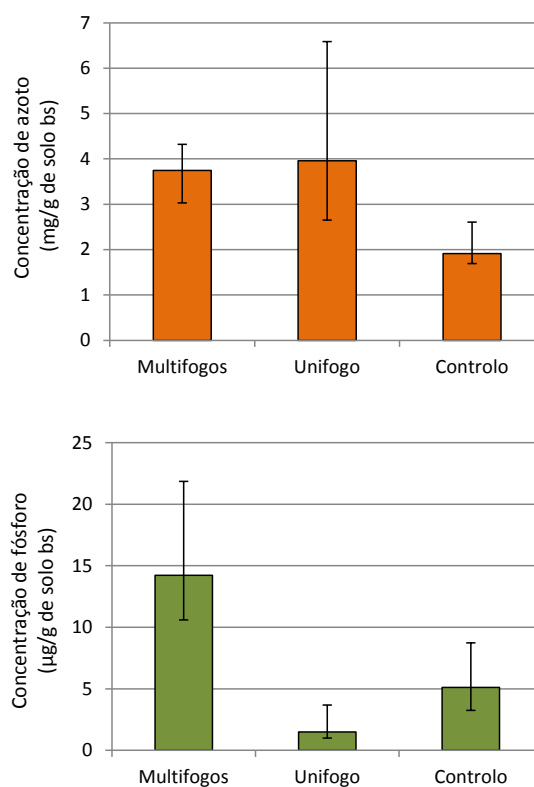


Figura 3 – Concentração de azoto (0-5 cm: mg/g de solo bs) [em cima] e de fósforo (0-5 cm: µg/mg de solo bs) [em baixo] no solo. Os resultados apresentam-se em mediana e percentis 75 e 25.

Nas três zonas de estudo, a concentração de azoto é superior em duas ordens de grandeza à concentração de fósforo.

Em termos de azoto, as zonas ardidas não diferem significativamente entre si (teste Tukey: $p > 0.05$), sendo a mediana da concentração obtida na zona "Multifogos" de 3.74 mg/g solo bs e a da zona "Unifogos" de 3.96 mg/g solo bs. A zona "Controlo" apresenta uma mediana de concentração de azoto cerca de 2 vezes menor que as restantes duas áreas (1.91 mg/g solo bs).

A concentração de fósforo na zona "Multifogos" (mediana: 14.22 $\mu\text{g/g}$ solo bs) é significativamente superior às das zonas "Unifogo" (mediana: 1.50 $\mu\text{g/g}$ solo bs) e "Controlo" (mediana: 5.11 $\mu\text{g/g}$ solo bs), sendo que estas últimas não diferem significativamente entre si (teste Tukey: $p > 0.05$).

4.2. Valores globais de escorrência e de exportação de nutrientes

Na figura 4 apresentam-se os valores globais de escorrência, de coeficiente de escorrência e de exportação de nutrientes.

Existem diferenças significativas entre as três zonas de estudo relativamente aos parâmetros mencionados (Teste de Kruskal-Wallis: $p < 0.001$). A zona "Multifogos" apresenta maior formação de escorrência, maior coeficiente de escorrência e maior exportação de azoto total e de fósforo total; seguida da zona "Unifogo", e, por último, da zona "Controlo".

A formação de escorrência na zona "Multifogos" é cerca de 694 mm, sendo 5 vezes superior à zona "Unifogo", cujo valor obtido é de aproximadamente 138 mm. Na zona "Controlo", a escorrência formada é

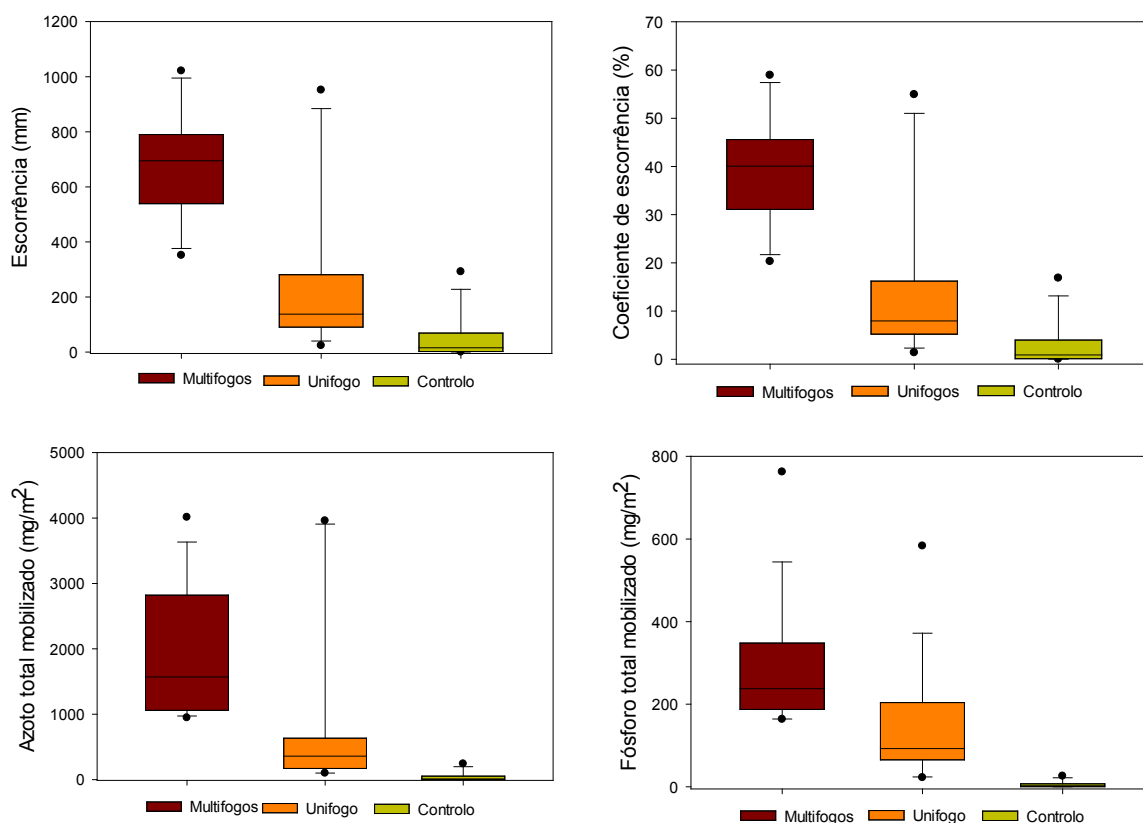


Figura 4 – Diagramas de caixa com a mediana dos valores globais de: escorrência (a), coeficiente de escorrência (b), azoto total mobilizado (c) e fósforo total mobilizado (d).

muito menor do que nas restantes zonas, com cerca de 15.5 mm.

O coeficiente de escorrência global na zona "Multifogos" (mediana: 40.1 %) é uma ordem de grandeza superior ao da zona "Unifogo" (mediana: 8.0 %) e duas ordens de grandeza superior ao da zona "Controlo" (mediana: 0.9 %).

Quanto aos nutrientes, verifica-se que houve muito maior exportação de azoto total do que de fósforo total em todas as zonas de estudo. A exportação de azoto total nas zonas "Unifogo" e "Controlo" representa cerca de 23 % e 0.7 %, respetivamente, da exportação ocorrida na zona "Multifogos". A exportação de azoto total e de fósforo total na zona "Unifogo" representa 23 % e 39 %, respetivamente, da exportação registada dos nutrientes na zona "Multifogos". Considerando ainda esta última zona, a exportação de azoto total e de fósforo total na zona "Controlo" representa 0.7 % e 1.1 %, respetivamente.

4.3. Variação temporal de escorrência e de exportação de nutrientes

A precipitação total registada durante o período de monitorização (Outubro de 2013 a Setembro de 2014) foi de 1734 mm, sendo superior à média anual relativa à estação udométrica mais próxima em cerca de 70% [Calde; SNIRH, 2014]. Registou-se maior precipitação (cerca de 43%) no segundo trimestre e menor precipitação no período compreendido entre julho e setembro de 2014.

No entanto, foi no primeiro trimestre que se obteve maior escorrência e exportação de nutrientes nas zonas aridas. Nestas mesmas zonas, a escorrência apresentou uma correlação muito forte com a precipitação (Spearman: $0.838 < r_s < 0.896$, $p < 0.05$), apresentando uma diminuição mais acentuada na zona "Multifogos" (Figura 5). Considerando os nutrientes (Figuras 6 e 7), nas zonas aridas existe uma boa correlação entre a perda de nutrientes e a precipitação (Spearman: $0.477 < r_s < 0.724$, $p < 0.05$) e a escorrência (Spearman: $0.670 < r_s < 0.814$, $p < 0.05$). Na zona "Multifogos", entre o primeiro e o segundo trimestre, regista-se uma grande redução da exportação de nutrientes, sendo esta redução de 62% no caso do azoto total e de 69% relativamente ao fósforo total. No período restante, a tendência decrescente de exportação de nutrientes é menos acentuada em ambas as zonas aridas. A mobilização dos dois nutrientes apresenta um comportamento muito similar nas três zonas de estudo. A zona "Controlo" apresenta uma tendência relativamente estável em termos de escorrência e de exportação de nutrientes ao longo do período de monitorização.

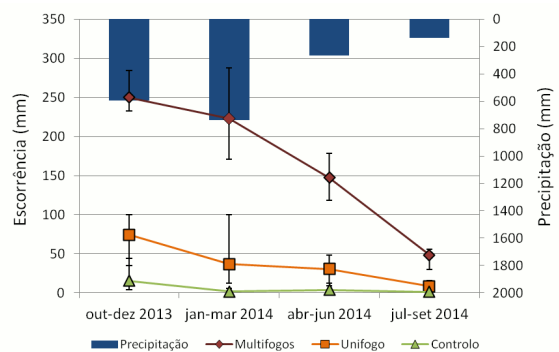


Figura 5 - Evolução trimestral da precipitação e da escorrência nas zonas de estudo. Valores apresentados em mediana e percentis 75 e 25.

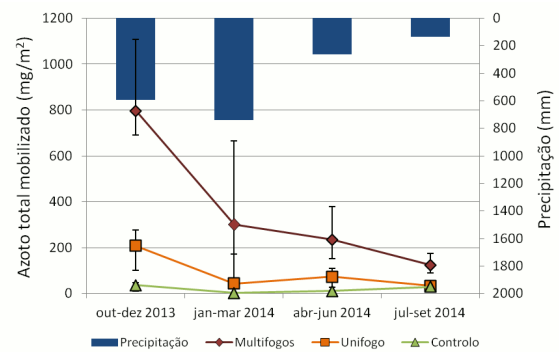


Figura 6 - Evolução trimestral da precipitação e da mobilização de azoto total nas zonas de estudo. Valores apresentados em mediana e percentis 75 e 25.

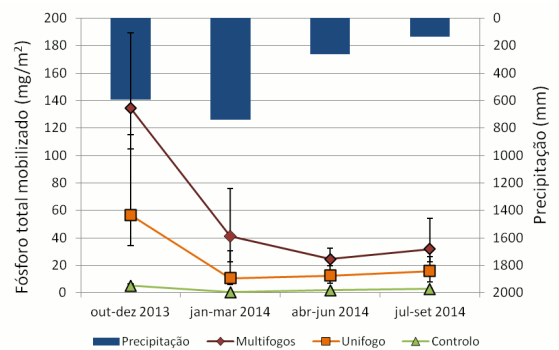


Figura 7 - Evolução trimestral da precipitação e da mobilização de fósforo total nas zonas de estudo. Valores apresentados em mediana e percentis 75 e 25.

4.4. Influência do coberto na escorrência e na exportação de nutrientes

A evolução da percentagem de coberto, que inclui as componentes pedras, detritos e vegetação, nas três zonas de estudo, é apresentada na figura 8.

Na zona "Controlo", a percentagem de coberto manteve-se estável no período considerado, sendo por esta razão que se focará o estudo da influência de coberto nas duas zonas aridas.

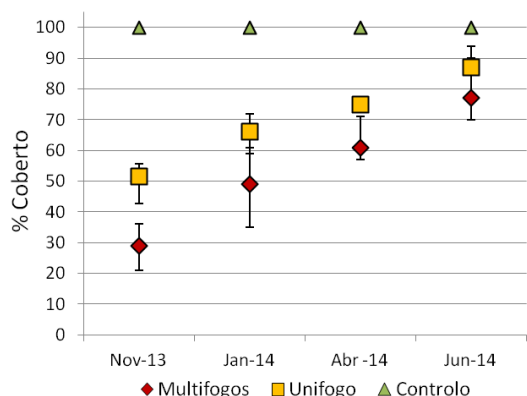


Figura 8 – Evolução da percentagem de coberto nas microparcelas nas zonas de estudo. Os resultados são apresentados em mediana e percentis 25 e 75.

Em ambas as zonas aridas, a percentagem de coberto aumenta, sendo superior na zona "Unifogo" em todo o período considerado. O aumento de coberto deveu-se principalmente à recuperação de vegetação, constituída essencialmente por *Pterospartum tridentatum*, *Calluna vulgaris* e *Erica umbellata*. No segundo ano após incêndio, havia uma considerável percentagem de detritos (maioritariamente na forma de caruma) na zona "Unifogo", que representava, em média, 30-40 % da área das microparcelas, enquanto na zona "Multifogos" essa componente era praticamente inexistente.

Para análise da influência do coberto na exportação de nutrientes e na escorrência, considerou-se o período compreendido entre outubro de 2013 e agosto de 2014 (figura 9).

Os resultados obtidos mostram que o aumento de coberto tem impacto na exportação de fósforo total considerando a precipitação na zona "Multifogos", sendo a correlação encontrada negativa e significativa (Spearman: $r_s = -0.543$, $p < 0.05$). O mesmo não

se verificou no caso do azoto total (Spearman: $r_s = -0.249$, $p > 0.05$) e de escorrência (Spearman: $r_s = -0.149$, $p > 0.05$), cujas correlações não são significativas.

Na zona "Unifogo", também não se encontra uma relação entre os parâmetros em análise e a evolução da percentagem de coberto (Spearman: $-0.083 < r_s < 0.139$, $p > 0.05$).

5. DISCUSSÃO

Conhecer a concentração e a distribuição espacial dos nutrientes no solo é importante na medida em que estes poderão constituir um fator limitante na recuperação do coberto vegetal original em zonas afetadas por incêndios (Caon, 2014), sendo o azoto e o fósforo nutrientes essenciais, cuja concentração e mobilização é afetada pelos incêndios (Ferran *et al.*, 2005).

Um ano após incêndio, a concentração de azoto no solo mineral nas zonas aridas é cerca de 2 vezes mais elevada do que a da zona "Controlo". Os resultados obtidos sugerem que, a curto prazo, a repetição de incêndios não influencia negativamente a concentração de azoto no solo. Também Iglesias (2010) obteve concentrações de azoto total superiores em zonas de pinhal aridas uma e duas vezes, cerca de 9 meses após o incêndio mais recente, para a profundidade 0-5 cm do horizonte A, apresentando a zona de um só incêndio uma concentração ligeiramente superior. Carreira *et al.* (1994) verificaram que o aumento da frequência de incêndios estava relacionado com menores concentrações de azoto total na profundidade 0-5 cm, numa zona semi-árida de mato, embora a zona afetada por um só incêndio tenha apresentado uma concentração de azoto ligeiramente superior à da zona de controlo. As zonas deste último estudo apresentavam um histórico de incêndio de 1, 2 e 3 ocorrências num período de 30 anos, tendo o estudo sido levado a cabo 13, 7 e 2 anos após as ocorrências de incêndio em cada zona, respetivamente. As diferenças encontradas entre os estudos poderão dever-se ao facto dos efeitos da frequência de incêndios poderem ter maior expressão apenas a médio e longo prazo.

Quanto ao fósforo, obteve-se maior concentração deste elemento na zona de fogos repetidos em comparação com as zonas de um só incêndio e controlo. Iglesias (2010) observou que as zonas de pinhal aridas uma e duas vezes apresentavam maior concentração de fósforo (na forma disponível) relativamente à zona controlo, na profundidade 0-5 cm do horizonte A. Por outro lado, Ferran *et al.* (2005) verificaram que concentração de fósforo (na forma disponível) na profundidade 0-2.5 cm tendia a diminuir com o aumento da frequência de incêndios.

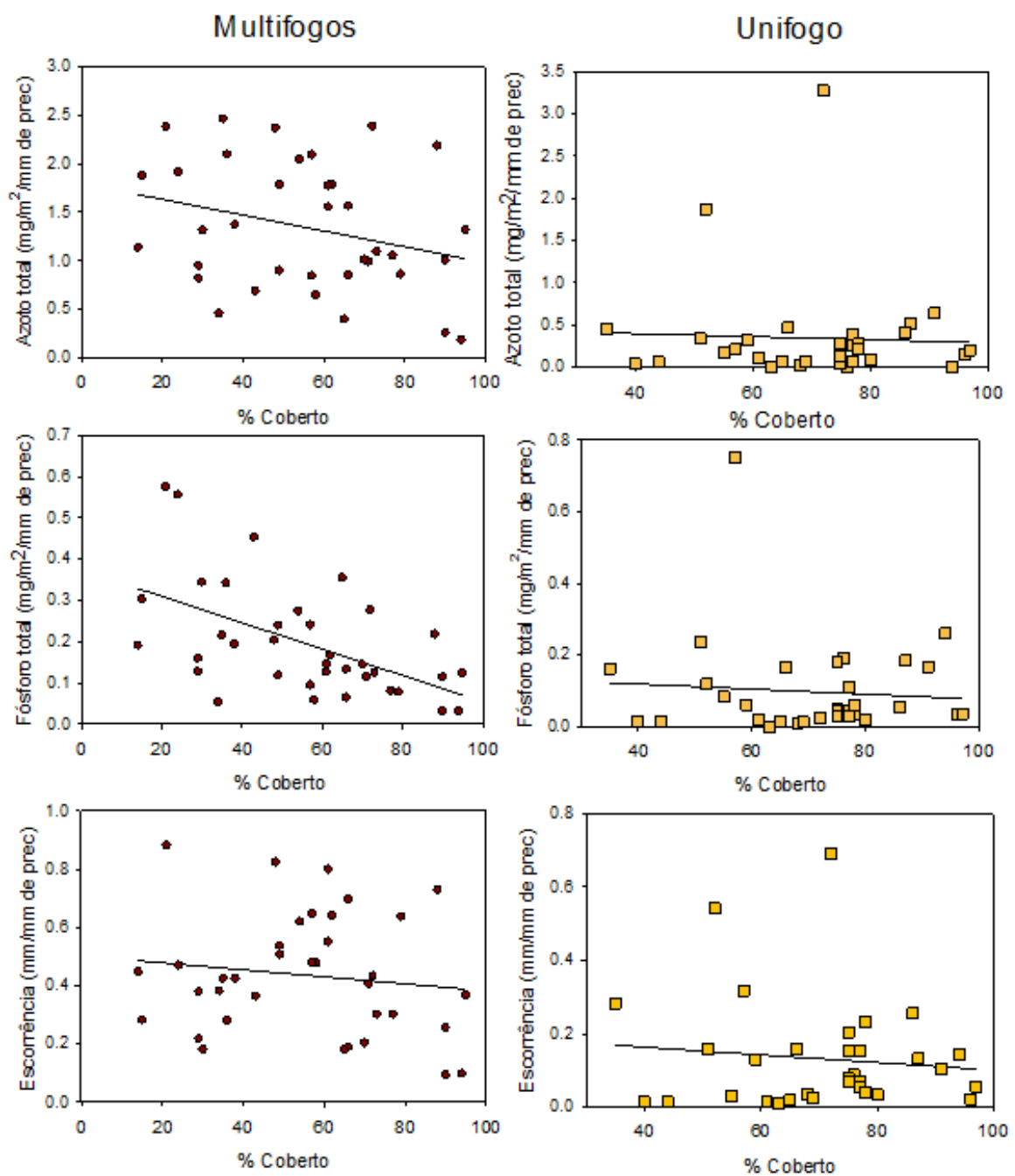


Figura 9 – Evolução da escorrência e da mobilização de azoto total e de fósforo total, considerando a precipitação, nas zonas afetadas por incêndio, em função da percentagem de coberto.

Relativamente à exportação de nutrientes por escorrência, verificou-se que o diferente histórico das zonas em estudo teve um papel preponderante nos resultados obtidos. Ou seja, quanto maior o número de incêndios, maior a suscetibilidade de haver perdas significativas de nutrientes, como azoto e fósforo. Do ponto de vista ambiental, estas perdas poderão gerar problemas de poluição a jusante, como eutrofização, sendo especialmente grave se existirem barragens e captações de água muito próximas das zonas queimadas (Ferreira *et al.*, 2010).

Comparando a exportação de nutrientes entre o primeiro (Varandas, 2014) e segundo ano após incêndio, verifica-se que houve uma redução em uma ordem de grandeza em ambas as zonas ardidas, à exceção do azoto total na zona "Multifogos", onde a diferença foi de duas ordens de grandeza. Segundo Thomas *et al.* (1999), uma das possíveis razões para o declínio da exportação de nutrientes ao longo do tempo está relacionada com a diminuição da camada de cinzas, devido à erosão.

De um modo geral, tem-se maior exportação de nutrientes nas zonas ardidas aquando de eventos de precipitação fortes, o que vai de encontro ao observado por Ferreira *et al.* (2005), que mostrou que as perdas de nutrientes são significativas nos primeiros 4 meses após incêndio e que os picos registados após esse período apenas ocorrem em eventos de precipitação fortes.

A diferença na resposta à evolução do coberto, essencialmente devida à recuperação de vegetação, em ambas as zonas ardidas poderá estar relacionada com a componente de detritos nas microparcelas (maioritariamente na forma de caruma). O facto de esta componente ter uma maior representatividade na zona "Unifogo" deverá fazer com que o efeito da recuperação da vegetação na escorrência e na exportação de nutrientes seja mascarado, pois a caruma já se encontrava a proteger uma grande superfície do solo, ao contrário do que sucedeu na zona "Multifogos", onde a recuperação da vegetação teve maior repercussão no curto prazo. De facto, é referido que a simples presença da caruma no solo proveniente dos pinheiros tem um impacte significativo nos processos hidrológicos, nas taxas de erosão e na exportação de nutrientes (Ferreira *et al.*, no prelo; Pannkuk e Robichaud, 2003).

A quase inexistência de caruma na superfície do solo da zona "Multifogos" enfatiza a influência negativa da ocorrência de incêndios frequentes, pois o intervalo entre os incêndios muitas vezes não é suficiente para que haja uma completa recuperação da vegetação. Assim, é natural que na zona "Multifogos" não haja caruma pois os pinheiros aí existentes tinham apenas

7 anos na data do incêndio, ao contrário da zona "Unifogo". Nesta zona, os pinheiros eram maiores, não tendo sido consumida grande parte das suas copas, de onde proveio a caruma que se depositou no solo.

6. CONCLUSÃO

Os principais objetivos deste estudo eram averiguar os efeitos da frequência de incêndios na concentração de azoto e de fósforo no solo e na mobilização destes por escorrência, em três zonas com distinto histórico de incêndio.

Os resultados obtidos sugerem que, a curto prazo, a ocorrência de fogos repetidos não influencia negativamente a concentração de nutrientes no solo, sendo este resultado mais evidente no caso do fósforo. Verificou-se que quanto maior a frequência de incêndios, maior a exportação de nutrientes por escorrência. A exportação de nutrientes é expressiva aquando de eventos de precipitação fortes e tende haver um declínio desta perda ao longo do tempo.

A recuperação de vegetação e a presença de caruma têm potencial de redução da escorrência e da perda de nutrientes, sendo sugerida que é a caruma a principal responsável pelas diferenças encontradas entre as zonas ardidas.

No intuito de compreender melhor a temática da frequência de incêndios, recomenda-se que se estude a evolução das concentrações de nutrientes no solo a longo prazo e a exportação de nutrientes à escala de encosta e à escala de bacia hidrográfica.

BIBLIOGRAFIA

- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, Vol. 59, 39–46.
- Caon, L., Vallejo, V. R., Coen, R. J. & Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth Science Reviews*, Vol. 139, 47–58.
- Carreira, J. A., Niell, F. X. & Lajtha, K. (1994). Soil-nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands of varying fire history and successional stage. *Biogeochemistry*, Vol. 26, 189–209.
- Comissão Europeia (2014). *Forest Fires in Europe , Middle East and North Africa 2013*. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Report EUR 26791 EN.
- Durán, J., Rodríguez, A., Fernández-Palacios, J. M. & Gallardo, A. (2008). Changes in soil N and P availability in a *Pinus canariensis* fire chronosequence. *Forest Ecology and Management*, Vol. 256(3), 384–387.

- Ferran, A., Delitti, W. & Vallejo, V. R. (2005). Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): II. plant and soil nutrients. *Plant Ecology*, Vol. 177, 71–83.
- Ferreira, A. J. D., Coelho, C., Silva, J. S. & Esteves, T. (2010). Efeitos do fogo no solo e no regime hidrológico. In: F. Moreira, F. X. Catry, J. S. Silva e F. Rego (eds.), *Ecologia do Fogo e Gestão de áreas ardidas*, pp. 21–48, ISA Press, Lisboa, Portugal.
- Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., Boulet, A. K. & Lopes, F. P. (2005). Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, Vol. 14(4), 401–412.
- Ferreira, A. J. D., Prats, S., Coelho, C. O. A., Shakesby, R. A., Páscoa, F. M., Ferreira, C. S. S., Keizer, J. J. & Ritsema, C. (no prelo). Strategies to prevent forest fires and techniques to reverse degradation processes in burned areas. *Catena*.
- Gosalbo, M. E. (2006). Fire recurrence effects on *Pinus halepensis* Mill. communities of Catalonia. Tese de doutoramento, Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Espanha.
- ICNF. (2012). Relatório anual de áreas ardidas e incêndios florestais em Portugal Continental. Autoridade Nacional da Proteção Civil, Guarda Nacional Republicana, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. <http://www.icnf.pt/portal/florestas/dfci/Resource/doc/rel/2012/rel12>.
- Iglesias, M. T. (2010). Effects of fire frequency on nutrient levels in soils of Aleppo pine forests in southern France. *Lazaroa*, Vol.31, 147–152.
- IPMA. (s.d). Normais climatológicas. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Lisboa, Portugal. In: <http://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/> (acedido em agosto de 2014).
- IPMA. (s.d). Normais climatológicas - 1981-2010 (provisórias) - Viseu. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Lisboa, Portugal. In: <http://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/022/> (acedido em agosto de 2014).
- Knoepp, J. D., DeBano, L. F. & Neary, D. G. (2005). Soil Chemistry. In; D. G. Neary, K. C. Ryan e L. F. DeBano (eds.), *Wildland Fire in Ecosystems - Effects of fire on Soil and Water*, pp.53-72. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, GTR RMRS-GTR-42-volume 4.
- Malkinson, D., Wittenberg, L., Beerli, O. & Barzilai, R. (2011). Effects of Repeated Fires on the Structure, Composition, and Dynamics of Mediterranean Maquis: Short- and Long-Term Perspectives. *Ecosystems*, Vol. 14(3), 478–488.
- Pannkuk, C. D., & Robichaud, P. R. (2003). Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research*, Vol.39, 1333.
- SNIRH. (s.d). Dados de Base - Calde. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. In: http://snirh.apambiente.pt/snirh/_dadosbase/site/janela_verdados.php?sites=920685152&pars=4237&tmin=01/09/1980&tmax=04/01/2010 (acedido agosto de 2014).
- Tecator. (1987). Determination of Kjeldahl Nitrogen Content with Kjelttec System 1026. Application Note AN, 86/87 (1987:02.18). Kjelttec 1026 Manual, Tecator A B, Sweden.
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D. & Shakesby, R. A. (2000). Solutes in overland flow following fire in eucalytus and pine forests, northern Portugal. *Hydrological Processes*, Vol. 985, 971–985.
- Varandas, D. (2014). Efeitos dos fogos florestais repetidos na exportação de nutrientes. Tese de mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

SPI E SEVERIDADE DA SECA EM CENÁRIOS DE ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS. APLICAÇÃO AO SUL DE PORTUGAL

SPI DROUGHT SEVERITY UNDER CLIMATE CHANGE SCENARIOS. APPLICATION IN SOUTHERN PORTUGAL

Ana Paulo

Professora Adjunta /// Instituto Politécnico de Santarém, Escola Superior Agrária, Investigadora no Centro de Engenharia dos Biosistemas /// email: ana.paulo@desa.ipsantarém.pt

Sandra Mourato

Professora Adjunta /// Instituto Politécnico de Leiria - Escola Superior de Tecnologia e Gestão, Investigadora no Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas (ICAAM) /// email: sandra.mourato@ipleiria.pt

RESUMO: Relatórios recentes do IPCC indicam diminuição da precipitação na região mediterrânica. As secas poderão tornar-se mais intensas e/ou mais frequentes. O índice de seca SPI baseia-se na distribuição de probabilidades da precipitação. Valores negativos de SPI identificam uma seca e são classificados de acordo com uma escala de severidade. Iguais valores de SPI em diferentes períodos correspondem à mesma severidade relativa mas a alturas de precipitação diferentes. A conversão dos limiares das classes de seca do SPI em precipitação complementa a informação sobre a magnitude do fenómeno.

No Sul de Portugal estudou-se o efeito das alterações climáticas nas séries do SPI e na severidade da seca. Utilizaram-se três modelos regionais de clima, forçados por dois modelos globais e o cenário de emissões A2 no período 2071-2100. Produziram-se mapas de limiares de precipitação para visualizar alterações na severidade da seca. Os limiares de seca obtidos pelos modelos são inferiores aos equivalentes na série 1961-90 projetando alteração do padrão. Este estudo poderá apoiar medidas de adaptação na gestão dos recursos hídricos e medidas de mitigação dos impactos da seca.

Palavras-chave: Índice de seca SPI, limiares de severidade de seca, alterações climáticas, Sul de Portugal.

ABSTRACT: Late IPCC reports point out to a precipitation decrease in the Mediterranean region. Droughts may become more severe and/or more frequent. The drought index SPI is based on the probability distribution of precipitation. Negative SPI values are categorized according to a scale of drought severity. The same SPI values in distinct time periods express the same relative drought severity but different amounts of precipitation. Drought class thresholds transformed into precipitation amounts complement the information provided by SPI.

SPI and drought severity under climate change scenarios were studied for southern Portugal. SPI series were derived from precipitation projections of three regional climate models forced by two global climate models under A2 emission scenario for the period 2071-2100.

Precipitation thresholds obtained both for climate change scenarios and reference period were mapped aiming at a better visualization of the changes on drought severity. The precipitation thresholds projected by the models are consistently below the ones of the reference period. This study may contribute to support adaptation measures and to reduce drought impacts.

Keywords: SPI drought index, drought severity precipitation thresholds, climate change, Southern Portugal.

1. ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS

A seca resultada da diminuição significativa da precipitação durante um intervalo de tempo suficientemente longo. Decorre da variabilidade climática natural e também das alterações climáticas de origem antropogénica. Relatórios recentes do IPCC indicam uma diminuição da precipitação na região mediterrânica. As secas poderão no futuro vir a tornar-se mais intensas e/ou mais frequentes.

Estudos efetuados em Portugal utilizando registos históricos de precipitação são concordantes mostrando tendência para uma diminuição da precipitação em março (Mourato *et al.*, 2010; de Lima *et al.*, 2010), embora à escala anual essas tendências não sejam significativas (Paulo *et al.*, 2012.).

As projeções para o clima europeu entre 2071 e 2100 apontam para um aumento da temperatura e diminuição da precipitação anual, e também para um aumento da variabilidade interanual das duas variáveis, conduzindo a uma maior ocorrência de condições meteorológicas extremas.

A precipitação é a variável determinante na ocorrência de secas. O índice de seca SPI, Standardized Precipitation Index (McKee *et al.*, 1993) baseia-se unicamente na precipitação, motivo pelo qual foi escolhido para este estudo. Outros índices requerem mais variáveis climáticas ou hidrológicas frequentemente indisponíveis, com registos menos longos e muitas vezes com menor representatividade espacial. A priori não existe nenhum índice que possa ser considerado mais adequado que o outro, as informações que fornecem complementam-se. No entanto, a habilidade do índice SPI para identificar e quantificar a seca tornam-no uma ferramenta importante quando comparado com outros índices de seca (Keyantash e Dracup, 2002). O índice SPI é simples de calcular, é normalizado e, por esse motivo, integra sistemas de observação e monitorização de secas em todo o mundo. É um índice multi-escala o que o torna apto a quantificar desvios entre a precipitação acumulada em k meses e a precipitação esperada nesses meses. Embora classificado como índice de seca meteorológico, para escalas de tempo mais longas, 12 ou 24 meses poderá ser também um indicador de seca hidrológica a qual apresenta maior

tempo de resposta à deficiência de precipitação. Em Portugal foi inicialmente aplicado ao Sul do País (Paulo e Pereira, 2006) e posteriormente em estudos de variabilidade espacial e temporal das secas em todo o continente português (Santos *et al.*, 2010; Martins *et al.*, 2012). O índice de seca de Palmer e mais recentemente o SPI são disponibilizados regularmente na página de monitorização da seca meteorológica publicada pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

Os valores de SPI resultam da probabilidade de ocorrência da precipitação e são padronizados. O mesmo valor de SPI em locais diferentes, ou, no mesmo local, em períodos distintos, corresponde a alturas de precipitação distintas que podem ser estimadas por inversão do processo de cálculo (Paulo e Pereira, 2008a, 2008b; Portela *et al.*, 2012). Os valores negativos de SPI são classificados em seca extrema, seca severa, seca moderada ou seca ligeira (ou quase normal) de acordo com a escala de classificação adotada.

O estudo é efetuado para o Sul de Portugal numa área correspondente à bacia do Sado (7578km²), Mira (1589 km²) e Gadiana (11583 km²), considerando 34 postos udométricos, com dados diários de precipitação disponibilizados pelo SNIRH.

Neste trabalho obtiveram-se as séries do índice de seca SPI no período controlo (1961-1990) e no período cenário (2071-2100). O objetivo do trabalho consiste em avaliar o efeito das alterações climáticas na severidade da seca comparando os limiares de precipitação das classes de severidade SPI nos dois períodos e mapeando os resultados obtidos.

2. METODOLOGIA

2.1. Dados

Na área de estudo foram escolhidos 34 postos que dispõem de dados diários de precipitação para o período 1961-1990 (Mourato *et al.*, 2010) representados na Figura 1.

Às séries anuais e sazonais de precipitação foram aplicados quatro testes de homogeneidade: o teste padrão normal de homogeneidade de Alexandersson, o teste de Pettit, o teste de Von Neumann e o teste de Buishand. A análise mensal dos resultados permitiu identificar o mês de março como o mês onde se verificavam as não homogeneidades.

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em fevereiro de 2015, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em maio de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 2, 17-31, novembro de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n2-2

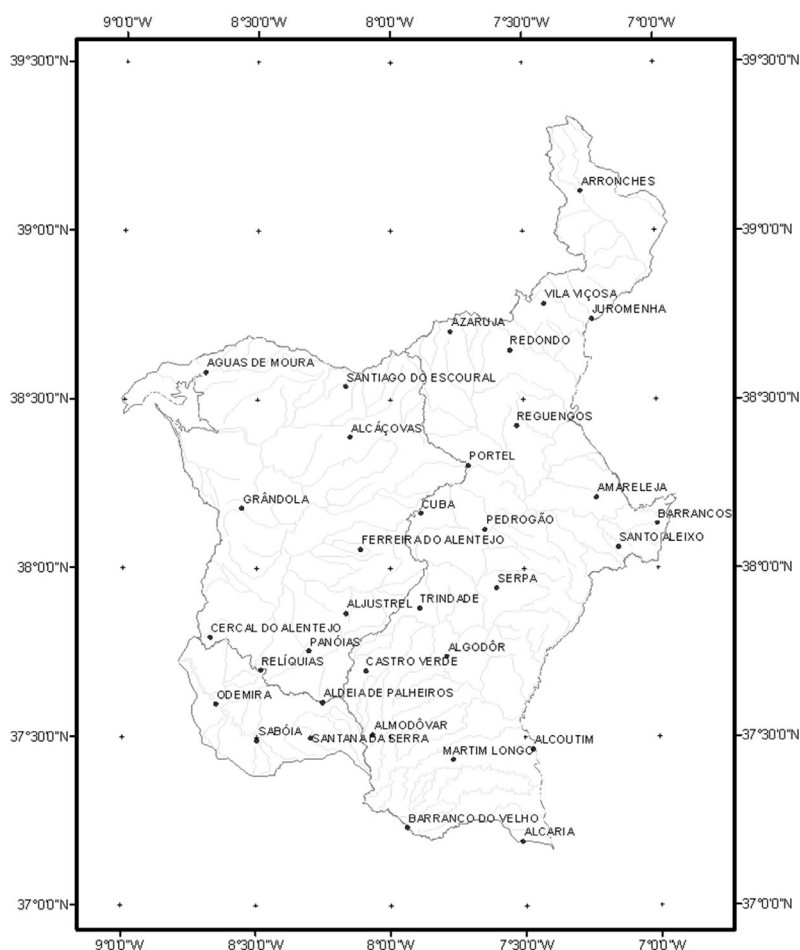


Figura 1 – Localização geográfica dos 34 postos udométricos estudados nas bacias hidrográficas do Sado, Mira e Guadiana.

2.2. Modelos de clima

A construção de cenários utilizando uma gama de modelos (ensemble) permite a avaliação da incerteza das projeções [Déqué *et al.*, 2006; Lopez-Moreno *et al.*, 2007].

Neste estudo obtiveram-se projeções das séries de precipitação diária e temperatura média diária de três modelos regionais de clima (RCM) forçados por dois modelos globais de clima (GCM). Foram considerados os resultados destes modelos para o cenário de emissões A2 [Nakicenovic *et al.*, 2000; IPCC, 2001]. A resolução espacial dos RCM é de aproximadamente 50 km.

No cenário A2, descreve-se um mundo futuro muito heterogéneo onde a regionalização é dominante. É considerado um cenário de emissões médio-elevado. A integração dos RCM, considerando as condições fronteiras dos GCM, encontram-se disponíveis para 30 anos correspondentes ao período entre 1961 e 1990 (período de controlo) e ao período entre 2071 e 2100 (período cenário). As combinações entre os RCM e os GCM, considerados neste estudo, e respetivo acrónimo, pelo qual vão ser designados, encontram-se no Quadro 1.

Quadro 1 – Combinações de GCM e RCM e respetivos acrónimos.

Instituição	RCM	GCM	Acrónimo
Danish Meteorological Institute	HIRHAM	ECHAM4/OPYC A2	dmi_ec
		HadAM3H A2	dmi_hc
Hadley Centre – UK Met Office	HadRM3P	HadAM3P A2	hc
Swedish Meteorological and Hydrological Institute	RCAO	HadAM3H A2	smhi_hc
		ECHAM4/OPYC A2	smhi_ec

Comparando as variáveis climáticas registadas e o resultado das simulações de todos os modelos de clima para o período de controlo (1961-1990) conclui-se que os desvios dos resultados dos modelos de clima, relativamente aos valores observados, são significativos, variam na área de estudo e variam com os modelos de clima. Os modelos de clima apresentam valores da precipitação anual média em que o desvio relativo aos valores registados está no intervalo entre -10% nas zonas mais afastadas do mar e -80% nas zonas mais próximas da costa. Relativamente à temperatura média anual os modelos de clima sobrestimam a temperatura apresentando um desvio relativo aos valores registados entre +3.5°C no interior norte e +0.5°C no litoral sul. Relativamente à análise sazonal, os modelos de clima apresentam a mesma tendência, demonstrando a necessidade de correção de desvio a aplicar aos resultados dos modelos antes de serem usados como dados de base em estudos de impacto das alterações climáticas.

Os métodos de correção do desvio permitem determinar fatores corretivos dos resultados provenientes dos RCM ou dos GCM, utilizando estatísticas das séries registadas e das séries resultantes do modelo no período de controlo. No entanto, a correção de desvio pode ampliar as incertezas nas respostas para o clima futuro devido à diminuição da confiança na covariância espaço temporal das variáveis climáticas e a uma quebra dos princípios físicos. As respostas obtidas devem ser analisadas numa perspetiva de gama de incerteza (Mourato *et al.*, 2014). Neste estudo foram considerados dois modelos de correção do desvio, Delta Change (Arnell e Reynard, 1996) e Direct Forcing (Graham *et al.*, 2007).

O método Delta Change (da) assume que a variabilidade da série observada é mantida no período de controlo e é apenas corrigida pela evolução projetada pelos modelos de clima. Tem-se

$$P_{\text{cenário}} = P_{\text{obs}} \times \frac{\bar{P}_{\text{RCMcenário}}}{\bar{P}_{\text{RCMcontrolo}}} \quad (1)$$

em que:

$P_{\text{cenário}}$ – Precipitação diária corrigida (mm) no período cenário; P_{obs} – Precipitação diária registada (mm); $\bar{P}_{\text{RCMcenário}}$ – Precipitação média mensal (mm) projetada no período cenário; $\bar{P}_{\text{RCMcontrolo}}$ – Precipitação média mensal (mm) projetada no período de controlo.

O método Direct Forcing (df) assume que a variabilidade da série do período cenário é apenas corrigida com o desvio encontrado no período controlo entre o modelo e as observações,

$$P_{\text{cenário}} = P_{\text{RCMcenário}} \times \frac{\bar{P}_{\text{obs}}}{\bar{P}_{\text{RCMcontrolo}}} \quad (2)$$

em que:

$P_{\text{RCMcenário}}$ – Precipitação diária no modelo o período cenário (mm); \bar{P}_{obs} – Precipitação média mensal observada (mm).

2.3. Índice de seca SPI e limiares de precipitação

O SPI é um índice de seca que resulta do ajustamento de uma distribuição de probabilidades às séries de precipitação. A probabilidade de não-excedência da precipitação é transformada na variável normal reduzida, ou seja, no índice SPI (McKee *et al.*, 1993).

O SPI pode ser calculado em diferentes escalas temporais. A escala é o número de meses escolhido

para acumulação da precipitação mensal. Para uma dada escala obtêm-se de forma independente doze distribuições de probabilidade, uma para cada mês do ano. Assim, p.e. o SPI-3 em junho resulta da distribuição de probabilidades ajustada à série da precipitação do trimestre abril, maio e junho, enquanto que o SPI-3 em julho resultará do ajustamento à série de precipitação acumulada durante o meses de maio, junho e julho. Escalas mais curtas relacionam-se com os efeitos da seca nas reservas de água no solo e mais longas no escoamento e nas reservas subterrâneas. No cálculo do SPI têm sido usadas as distribuições gama (McKee *et al.*, 1993) ou Pearson-III (Guttman, 1999). Neste trabalho adotou-se a distribuição gama e consideraram-se as escalas temporais de 3 e 12 meses. A seca foi classificada em seca ligeira/quase normal ($-1 < \text{SPI} < 0$), moderada ($-1.5 < \text{SPI} \leq -1$), severa ($-2 < \text{SPI} \leq -1.5$) e extrema ($\text{SPI} \leq -2$) (McKee *et al.*, 1995).

Aos limites superiores das categorias de seca correspondem probabilidades de não excedência do índice normalizado SPI (Quadro 2). Essas probabilidades, por inversão do método de cálculo são transformadas em valores de precipitação recorrendo à distribuição gama ajustada à escala temporal e mês em causa. Esta metodologia foi aplicada no Sul de Portugal para estimar défices de precipitação (Paulo e Pereira, 2008 a, b) e posteriormente para obter superfícies limiares de precipitação (Portela *et al.*, 2012). Obtiveram-se os limiares de precipitação para cada categoria de seca, em todos os postos udométricos, para os dados observados no período controlo e para todos os modelos de clima no período cenário.

O SPI está amplamente divulgado e o seu uso é recomendado para monitorização da seca pela WMO (2012). No entanto vários autores sublinham a necessidade de avaliar a sua aplicação generalizada em climas com estação seca bem pronunciada e em estudos de alterações climáticas (Wu *et al.*, 2007; Sienz,

et al., 2011). As limitações do SPI, comuns a outros índices probabilísticos padronizados, relacionam-se com a dimensão da série de registos, com a escala temporal e com a natureza da distribuição adotada, i.e. a função de distribuição e o método de estimação dos parâmetros (Wu *et al.*, 2007; Mishra e Singh, 2010, Sienz *et al.*, 2011; Núñez *et al.*, 2014). Geralmente escolhe-se uma única função de distribuição, que é ajustada para cada mês estimando os parâmetros. Para monitorização e quantificação da seca em projeções climáticas futuras Sienz *et al.*, (2011) preconizam a seleção, para cada local, escala temporal e mês da distribuição mais adequada, deixando no entanto claro que uma melhor comparabilidade exige a adoção de uma distribuição comum. Para baixas escalas de tempo do SPI, a qualidade do ajustamento poderá diminuir pois a precipitação acumulada em intervalos de tempo inferiores a 3 meses, e.g. 1, 2 ou mesmo 3 meses, por exemplo em junho, julho e agosto ou julho, agosto e setembro, em clima mediterrânico, é frequentemente nula e nestas condições o SPI resulta de uma mistura de duas distribuições (McKee *et al.*, 1993) que será tanto mais fiável quanto mais longa for a série de registos (Wu *et al.*, 2007). Na maior parte dos estudos não são realizados testes de ajustamento às distribuições. No presente estudo avaliou-se a bondade do ajustamento da precipitação à distribuição gama e do SPI à distribuição normal.

3. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Por aplicação das equações e algoritmos de cálculo do SPI obtiveram-se as séries temporais de SPI-12 e SPI-3 e os parâmetros da distribuição gama em cada mês, estação udométrica e cenário climático.

Testou-se o ajustamento da precipitação à distribuição gama através dos testes não paramétricos de Anderson-Darling (AD), Kolmogorov-Smirnov (KS) e Cramer-von-Mises (CVM). Considerou-se um nível de significância de 5%. Para uma escala de 12 meses, no período controlo o mês de novembro apresenta um mau ajustamento tendo sido rejeitado simultaneamente pelos testes AD e CVM em 4 dos 34 postos udométricos embora pelo teste KS não tenha havido rejeições. Globalmente para os 5 cenários climáticos com correção Delta Change os meses de junho e novembro foram os mais críticos com taxas de rejeição na ordem dos 10% para os testes AD e CVM. Mais uma vez pelo teste KS não houve rejeições. Corrigindo os modelos de clima pelo método Direct Forcing verificou-se uma boa aderência da precipitação a 12 meses à distribuição gama em todos os cenários climáticos.

Quadro 2 - Limite superior das categorias de seca SPI e probabilidades de não excedência (McKee *et al.*, 1995).

Categoria de seca	SPI	Probabilidades acumuladas
Ligeira/Quase normal	0	0.5000
Moderada	-1	0.1587
Severa	-1.5	0.0668
Extrema	-2	0.0228

Para a precipitação acumulada a 3 meses a qualidade de ajuste é inferior. No período controlo o mês de novembro é o que apresenta pior aderência pelos testes AD e CVM. Considerando os 5 cenários e o método de correção do desvio Delta Change o ajustamento da distribuição gama nos meses de maio, novembro e junho foi rejeitado em 15 a 20% dos postos pelos testes AD e CVM. Com o método de correção do desvio Direct Forcing os meses críticos foram agosto e setembro e apenas o RCM HadRM3P revelou uma boa aderência à função gama em todos os meses à exceção de dezembro. O teste KS apresentou taxas de rejeição inferiores a 5% para os dois métodos de correção dos desvios.

A distribuição Pearson III com parâmetros estimados pelos momentos-L (Gutman, 1999) já utilizada em Portugal por Santos *et al.*, [2010] foi testada não havendo melhorias nos ajustamentos. Estes resultados indicam que algumas conclusões, nomeadamente para SPI-3 ou escalas inferiores no Sul de Portugal, deverão ser encaradas como aproximações.

A qualidade de ajuste dos índices SPI-12 e SPI-3 à distribuição normal foi avaliada através do teste KS. A hipótese de normalidade [0,1] de SPI-12 foi aceite em todos os meses e locais quer no período de controlo quer para os cenários climáticos. Apenas para o índice SPI-3 se verificaram rejeições mas com uma taxa inferior a 5%.

A influência da técnica de correção de desvio dos modelos climáticos no índice SPI exemplifica-se na Figura 2 para Arronches. A série temporal de SPI-12

em Arronches, na série observada e nos 5 modelos de clima com correção Delta Change são bastante próximas evidenciando o carácter padronizado do índice SPI e a correção aplicada. O método Direct Forcing introduz maior variabilidade nas séries.

A frequência conjunta das classes de seca severa e extrema do SPI-12 no posto udométrico de Arronches apresenta maior concordância entre as observações no período controlo e os modelos do Danish Meteorological Institute com correção Delta Change, e entre as observações no período controlo e os modelos Swedish Meteorological and Hydrological Institute com correção Direct Forcing (Figura 3). Menores concordâncias podem observar-se para a categoria quase normal ($-1 < SPI < 1$) que engloba as categorias de seca ligeira e humidade ligeira.

A inversão do processo de cálculo permitiu obter os limiares de precipitação acumulada a 3 e 12 meses, correspondentes aos limites das classes de seca no SPI-3 e SPI-12. O ciclo anual do limiar de precipitação correspondente a seca severa ($SPI = -1.5$) para as escalas de 3 e 12 meses em Arronches e Barrancos é apresentado nas Figuras 4 e 5.

A 'seca severa' nos cenários de alterações climáticas corresponde a alturas de precipitação muito inferiores no período controlo. Ao contrário do SPI-12, em que os limiares de precipitação quase não variam com os meses, com o SPI-3 os limiares refletem a sazonalidade da ocorrência de precipitação. O ciclo anual dos limiares de precipitação relativos a seca severa mostra grandes diferenças entre a série observada e os modelos.

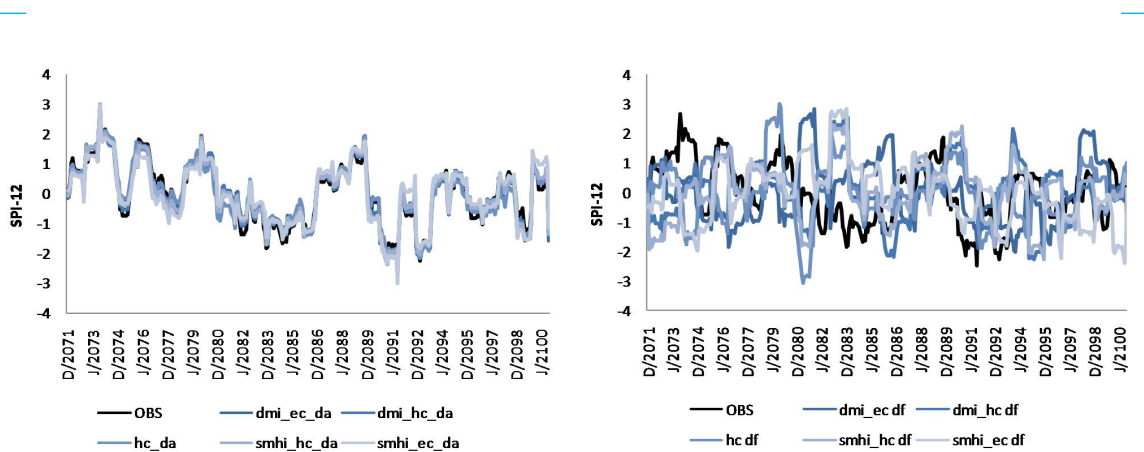


Figura 2 – Comparação, no posto udométrico de Arronches, do SPI-12 determinado para a série observada e para todos os modelos de clima no período 2071-2100 para as duas técnicas de correção do desvio (Delta Change, à esquerda, e Direct Forcing, à direita).

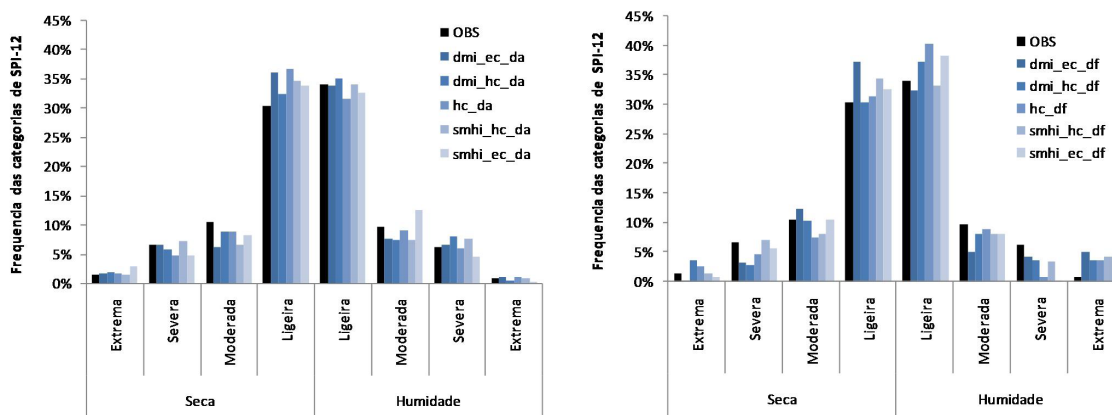


Figura 3 – Distribuição do SPI-12 por categorias na série observada e em todos os modelos de clima no período cenário, para as duas técnicas de correção do desvio (Delta Change, à esquerda, e Direct Forcing, à direita) no posto udométrico de Arronches.

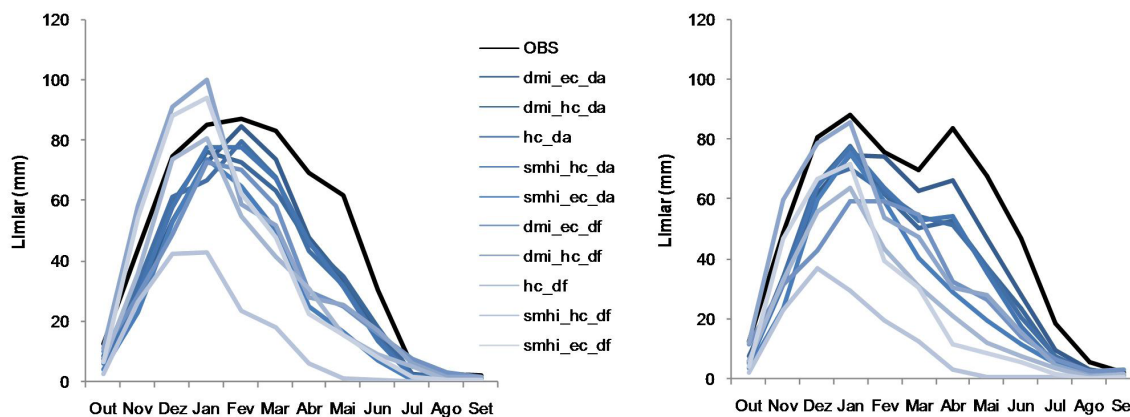


Figura 4 – Inversão de SPI-3=-1.5. Ciclo anual do limiar de seca severa na série observada e em todos os modelos de clima e todas as técnicas de correção do desvio, para os postos udométricos de Arronches (direita) e Barrancos (esquerda).

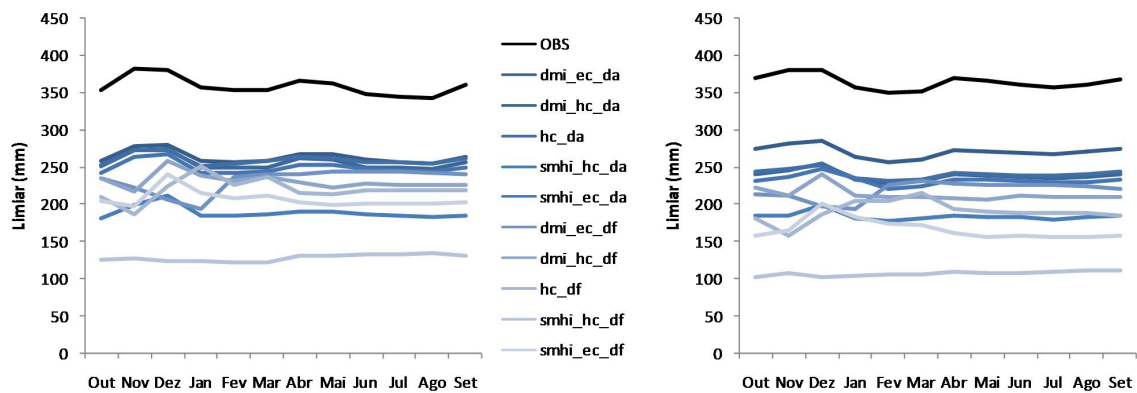


Figura 5 – Inversão de SPI-12=-1.5. Ciclo anual do limiar de seca severa na série observada e em todos os modelos de clima e todas as técnicas de correção do desvio, para os postos udométricos de Arronches (direita) e Barrancos (esquerda).

As superfícies de precipitação foram obtidas através da aplicação da técnica de interpolação espacial IDW (Inverse Distance Weighting) às precipitações limiares de seca nos 34 postos udométricos considerados.

Os mapas dos limiares de precipitação acumulada em 3 meses consecutivos de seca severa no RCM HadRM3P com os dois métodos de correção do desvio mostram que com o método Direct Forcing é projetada uma diminuição mais severa da precipitação (Figuras 6 e 7). Nos trimestres dezembro-fevereiro, janeiro-março e fevereiro-abril a diferença é evidente.

Precipitações acumuladas inferiores a 30 mm de agosto a outubro classificam toda a área em estudo em seca severa. O mesmo acontece nos períodos consecutivos de 3 meses em que o mês final é junho, julho, agosto e setembro, razão pela qual os mapas não são apresentados.

Os mapas e resultados seguintes referem-se apenas ao método de correção Delta Change. Na generalidade dos postos e modelos de clima a aplicação do método Direct Forcing conduz a limiares SPI inferiores.

O limiar de seca severa a 3 meses aumenta com o avanço do ano hidrológico, de outubro a janeiro apresentando padrões espaciais distintos (Figura 7). Nas bacias do Sado e do Mira os limiares são superiores aos obtidos na bacia do Guadiana. Tal significa que uma seca severa na bacia do Guadiana é identificada para alturas de precipitação acumulada em 3 meses inferiores às das bacias do Sado e do Mira. A variação mensal do limiar de seca severa SPI-12 para o modelo RCM HadRM3P é mais baixa do que a do SPI-3 pois os limiares referem-se a precipitação

acumulada em 12 meses (Figura 8). Constatase que grande parte da bacia portuguesa do Guadiana apresenta limiares de precipitação inferiores às das bacias do Sado e do Mira.

Os meses de dezembro e março são de especial importância na monitorização/identificação da seca. Na agricultura de sequeiro as culturas de outono/inverno e as pastagens estão dependentes da ocorrência de precipitação no fim do outono. O SPI-3 em dezembro resulta da precipitação acumulada em outubro, novembro e dezembro e limiares de precipitação correspondentes a seca moderada ou a seca severa são indicadores de risco para cereais e pastagens. O SPI-3 em março traduz a precipitação acumulada no período de janeiro a março. A disponibilidade de água no solo durante este período é decisiva pois coincide com as fases de afilhamento e de crescimento ativo dos cereais de sequeiro. O regadio depende das reservas de água armazenadas até ao fim do inverno. Esta dependência é maior nas bacias do Sado e Mira onde a capacidade de armazenamento é menor. Nas albufeiras hidroagrícolas com baixa capacidade de regularização interanual, o volume de água armazenado obedece a um ciclo anual atingindo o mínimo em setembro ou outubro, no fim da campanha de rega, e um máximo em março ou abril, no início da nova campanha. No fim de março início de abril espera-se que as reservas superficiais e subterrâneas garantam as necessidades de rega durante os meses de verão. Por este motivo os limiares de precipitação do SPI-3 correspondentes a seca severa em março, são indicadores de risco para a agricultura de regadio.

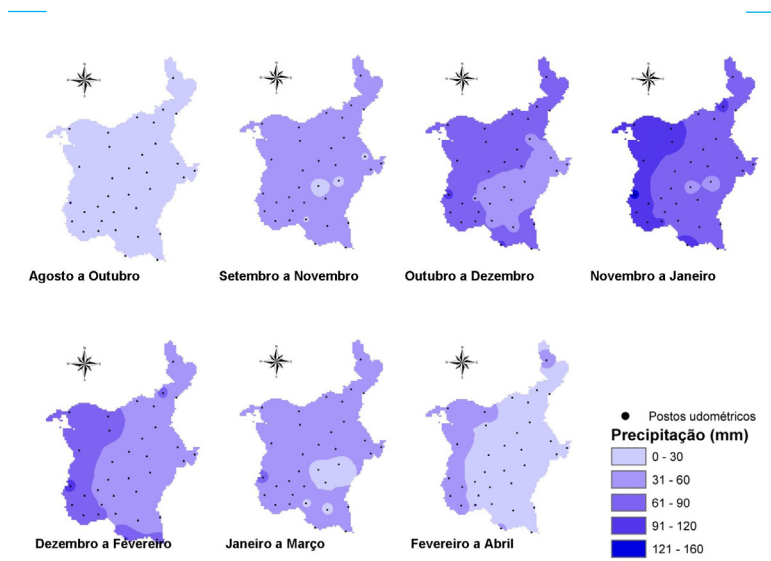


Figura 6 – Superfícies das precipitações (mm) correspondentes ao limiar de seca severa (SPI=-1.5) obtidas com as séries de precipitação do modelo RCM HadRM3P corrigido pela técnica Direct Forcing, em períodos de 3 meses consecutivos.

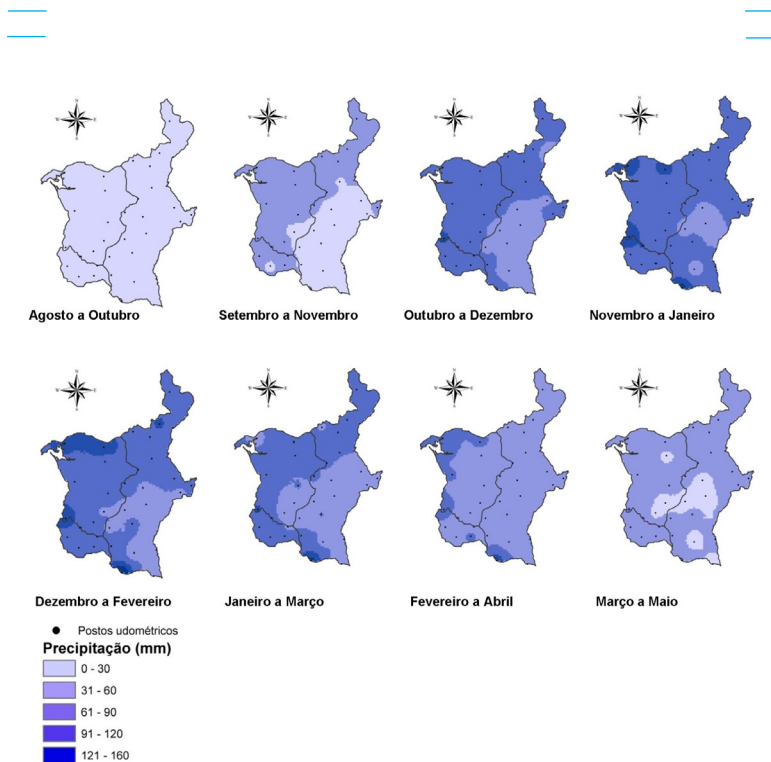


Figura 7 – Superfícies das precipitações (mm) correspondentes ao limiar de seca severa (SPI=-1.5) obtidas com as séries de precipitação do modelo RCM HadRM3P corrigido pela técnica Delta Change, em períodos de 3 meses consecutivos.

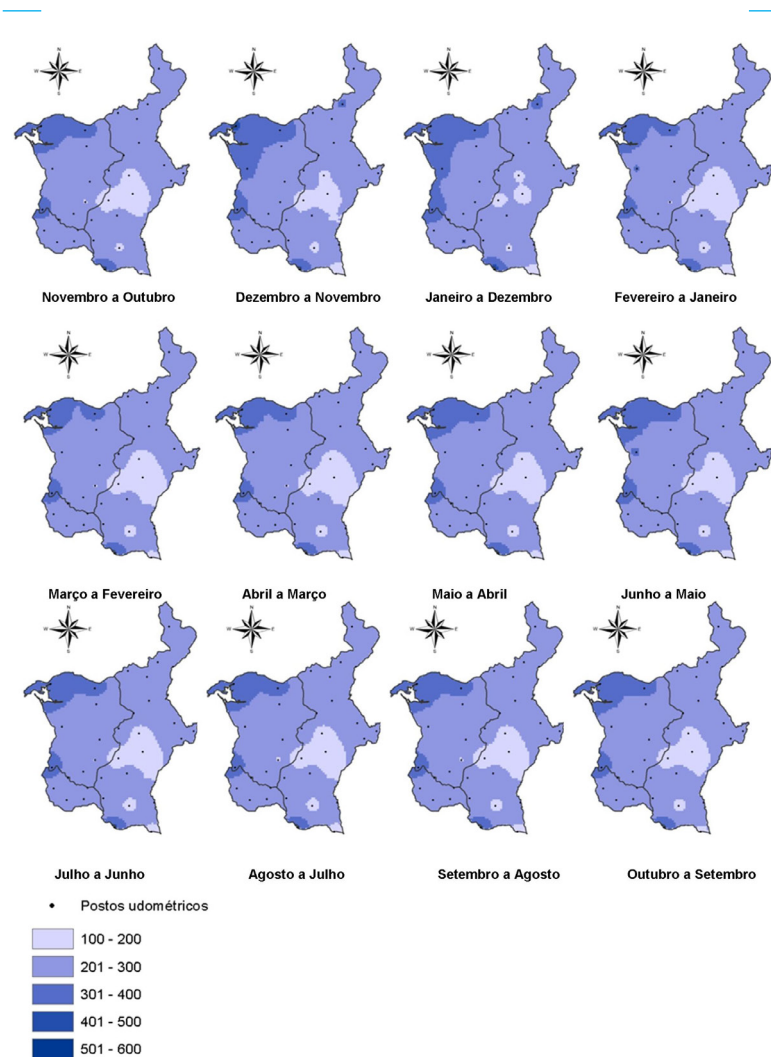


Figura 8 – Superfície das precipitações (mm) correspondentes ao limiar de seca severa [SPI=-1.5] obtidas com as séries de precipitação do modelo RCM HadRM3P corrigido pela técnica Delta Change, em períodos de 12 meses consecutivos.

A Figura 9 mostra as precipitações limiares de seca severa em março e dezembro a 3 meses de acumulação, em todos os modelos de clima e postos udométricos; para o período controlo apresenta-se também o limiar de seca extrema. O limiar de seca severa da série observada é superior, em todos os postos udométricos aos limiares das séries dos modelos climáticos.

Os mapas da Figura 10 mostram as superfícies limiares de precipitação correspondentes a seca severa em março e em dezembro considerando o

período controlo e todos os modelos de clima no período cenário a 3 meses de acumulação. Em março a superfície correspondente à classe 0-30 mm é sempre menor no período controlo. Em dezembro a superfície correspondente à classe de precipitação mais elevada, 120-150 mm, representada no período controlo é inexistente ou muito baixa nos modelos de clima.

O SPI-12 é um indicador do estado das reservas superficiais e do escoamento. Os períodos críticos coincidem com o mês de março, no fim do inverno,

em que se espera que as reservas tenham sido repostas. Os limiares de seca severa no período controlo, com valores que variam entre os 300 e os 500 mm são superiores aos obtidos com os modelos de clima, em todos os postos udométricos (Figura 11). Adicionalmente verifica-se que na maioria dos postos os limiares de seca severa nos modelos de clima são inferiores aos limiares de seca extrema (SPI-12=-2) das observações no período controlo, os quais variam entre 200 e 400 mm.

Os limiares de precipitação em março das observações no período controlo são superiores a todos os modelos de clima no período cenário (Figura 12). No período controlo é identificada na bacia do Sado uma seca severa para 500 a 600 mm de precipitação acumulada nos meses de abril a março a norte e oeste e 400 a 500 mm a leste. Em todos os modelos de clima exceto para o dmi_ec as superfícies limiares de precipitação de seca severa estão identificadas para valores de precipitação acumulada inferiores a 200 mm em áreas consideráveis da bacia do Guadiana.

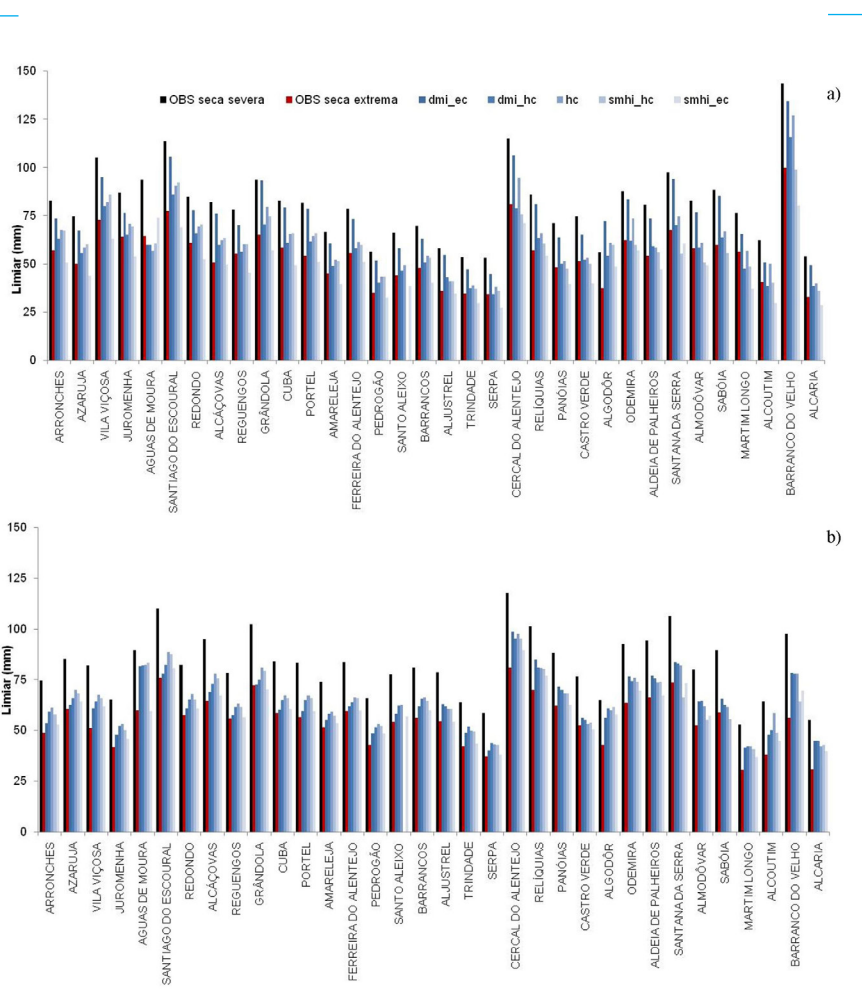


Figura 9 – Inversão de SPI-3=-1.5. Limiar de seca severa nos meses de a) Março e b) Dezembro considerando as observações no período controlo, todos os modelos de clima (correção de desvio – Delta Change) e todos os postos udométricos.

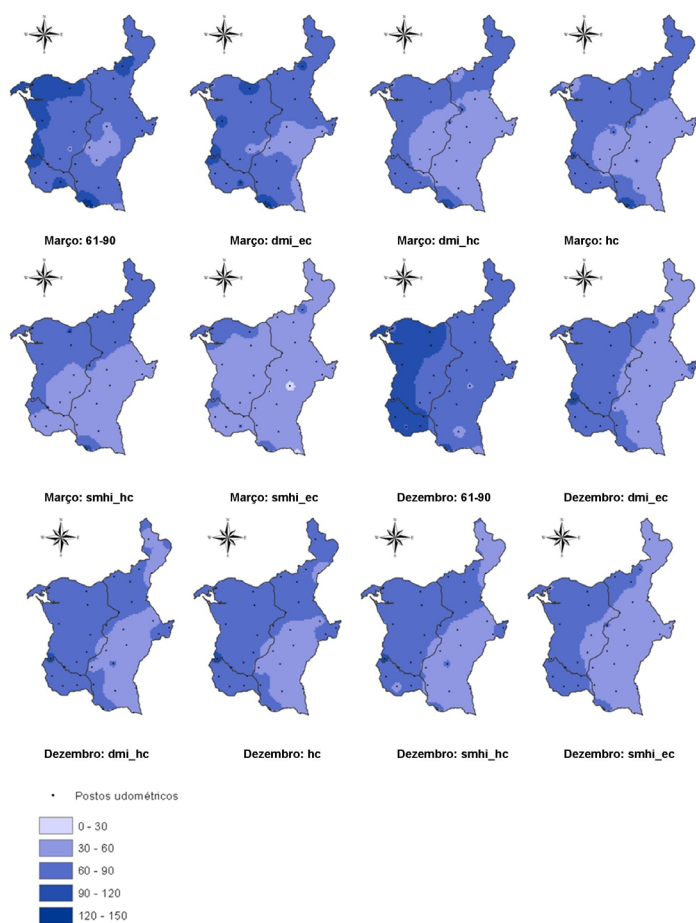


Figura 10 – Superfície das precipitações (mm) correspondentes ao limiar de seca severa (SPI=-1.5) nos meses de Março e Dezembro considerando as observações no período controlo e todos os modelos de clima (correção de desvio – Delta Change) no período cenário, em períodos de 3 meses consecutivos.

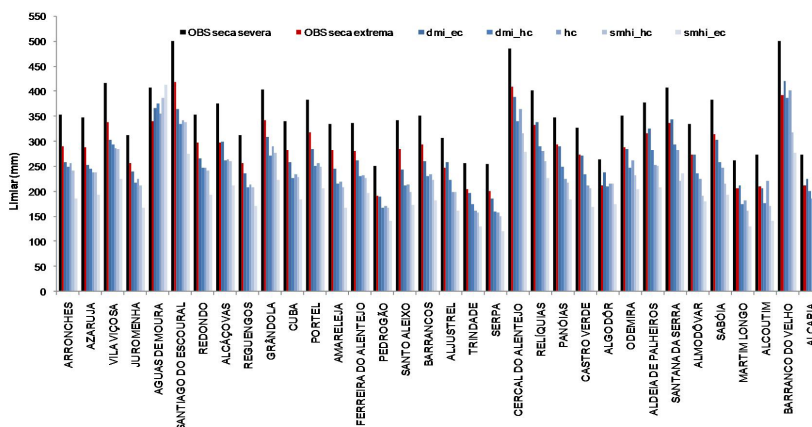


Figura 11 – Inversão de SPI-12=-1.5. Comparação em todos os postos udométricos do limiar de seca severa no mês de Março para todos os modelos de clima no período controlo e os limiares de seca severa e seca extrema das observações.

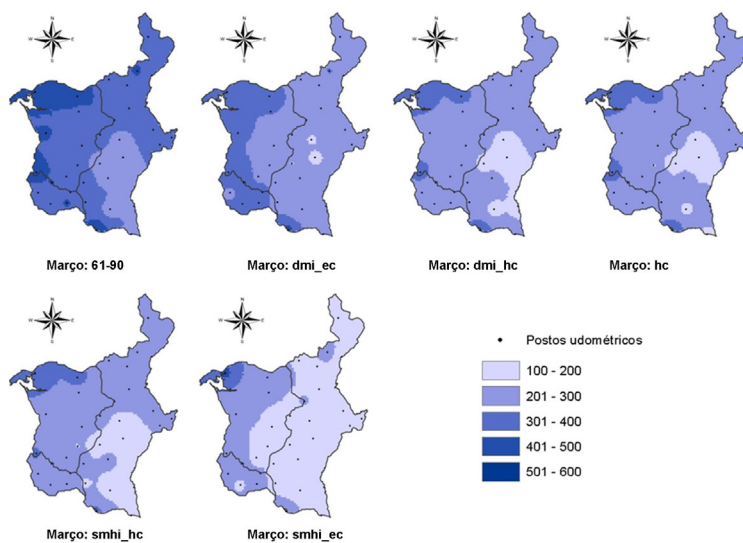


Figura 12 – Superfície das precipitações (mm) em períodos de 12 meses consecutivos correspondentes ao limiar de seca severa (SPI=-1.5) para Março considerando o período controlo e todos os modelos de clima (correção de desvio - Delta Change).

4. CONCLUSÕES

O índice de seca padronizado SPI é aplicado em todo o Mundo e a sua utilização para identificar, monitorizar e caracterizar a seca é generalizada devido à sua simplicidade. Este trabalho pretende avaliar a severidade da seca obtida com o SPI projetada pelos cenários de alterações climáticas, no Sul de Portugal. Consideraram-se as séries de precipitação observadas no período controlo e cinco séries resultantes dos modelos de clima para o período cenário (2071-2100) com os desvios corrigidos através do métodos Delta Change e Direct Forcing. Devido ao carácter probabilístico do SPI a frequência de ocorrência das classes de seca é similar no período controlo e nos modelos de clima independentemente da função de distribuição de probabilidades ajustada. A análise prévia do ajustamento da distribuição de probabilidades gama às séries de precipitação revela, nalguns meses, uma fraca aderência, principalmente na escala temporal de 3 meses. A normalidade do SPI foi aceite na maioria dos meses e dos modelos. Estimaram-se os limiares de precipitação correspondentes aos limites das classes de severidade de SPI em 34 postos udométricos.

Produziram-se mapas com as superfícies das precipitações e compararam-se os limiares de precipitação correspondentes a seca severa e seca extrema resultantes das observações e dos modelos. Apresentam-se resultados para as escalas temporais de 3 e 12 meses e para os meses de março e dezembro. Mostra-se que os limiares de precipitação correspondentes a uma dada severidade e probabilidade de ocorrência no período de controlo são sempre superiores aos seus equivalentes nos modelos de clima com a técnica de correção Delta Change. A diferença relativa a seca severa pode ser superior a 150 mm para o SPI-12 e a 30 mm para o SPI-3. Na bacia do Guadiana os limiares de precipitação para identificação de seca severa são geralmente inferiores aos das bacias do Sado e do Mira.

A metodologia utilizada estima os quantis de precipitação correspondentes a limiares de severidade da seca no período cenário e no período controlo. Os resultados obtidos dependem da adequação dos modelos probabilísticos às séries de precipitação, dos modelos de clima e técnicas de correção dos desvios e da variabilidade da precipitação. Apesar das limitações associadas à modelação climática, os resultados são concordantes e apontam para limiares de precipitação nos cenários inferiores aos seus equivalentes no período de controlo. Estes resultados estão diretamente associados aos outputs dos modelos que projetam decréscimos da precipitação.

Não se pretende indicar qual o modelo de clima ou método de correção do desvio mais adequado para

a projeção de SPI em cenários futuros, mas sim dar ênfase à importância da utilização de *ensembles* de modelos de modo a considerar as incertezas existentes. A estimativa dos limiares de precipitação permite comparar secas com um dado grau de severidade no período cenário com secas de igual severidade relativa no período controlo e quantificar as diferenças de precipitação, contribuindo para o planeamento de medidas de adaptação às alterações climáticas e à seca no domínio da gestão da água.

BIBLIOGRAFIA

Arnell N.W., Reynard N.S. [1996] - The effects of climate change due to global warming on river flows of Great Britain. *Journal of Hydrology*, 183: 397-424.

de Lima M.I.P., Carvalho S.C.P., de Lima, J.L.M.P., Coelho, M.F.E.S. [2010] - Trends in precipitation: analysis of long annual and monthly time series from mainland Portugal, *Adv. Geosci.*, 25, 155-160, doi:10.5194/adgeo-25-155-2010.

Déqué M, Rowell D, Schär C, Giorgi F, Christensen JH, Rockel B, Jacob D, Kjellstrom E, De Castro M, van den Hurk B. [2006] - An intercomparison of regional climate models for Europe: Assessing uncertainties in model projections. *Climatic Change* 81: 53-70.

Graham L.P., Andreasson J., Carlsson B. [2007] - Assessing climate change impacts on hydrology from an ensemble of regional climate models, model scales and linking methods - A case study of the Lule River basin. *Climatic Change*, 81 (Suppl. 1), 293-307.

Guttman N.B. [1999] - Accepting the standardized precipitation index: a calculation algorithm, *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 35: 311-322.

IPCC [2001] - *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K.Maskell and C.A. Johnson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 881.

Keyantash, J., Dracup, J.A. [2002] - The quantification of drought: an evaluation of drought indices. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 83: 1167-1180.

Lopez-Moreno J, Goyette S, Beniston A. [2007] - Climate change prediction over complex areas: spatial variability of uncertainties and predictions over the Pyrenees from a set of regional climate models. *International Journal of Climatology* 28(11): 1535-1550.

- Martins D.S., Raziei T., Paulo A.A., Pereira L.S. (2012) - Spatial and temporal variability of precipitation and drought in Portugal, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12, 1493–1501. DOI: 10.5194/nhess-12-1493-2012.
- McKee T.B., Doesken N.J., Kleist J. (1993) - The relationship of drought frequency and duration to time scales, in Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology, American Meteorology Society, 179-184.
- McKee T.B., Doesken N.J., Kleist J. (1995) - Drought monitoring with multiple time scales. In: 9th Conference on Applied Climatology, Am. Meteor. Soc, Boston, pp. 233-236.
- Mishra A.K., Singh V.P. (2011). Drought modelling – a review. *J. Hydrology*, 403: 157-175.
- Mourato S., Moreira M., Corte-Real J. (2010) - Interannual variability of precipitation distribution patterns in Southern Portugal, *Int. J. Climatol.* 30: 1784–1794.
- Mourato S., Moreira M., Corte-Real J. (2014) - Water availability in southern Portugal for different climate change scenarios subjected to bias correction. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 8 (1) 09-117.
- Mourato S. (2010) - Modelação do Impacte das Alterações Climáticas e do Uso do Solo nas Bacias Hidrográficas do Alentejo. Tese de doutoramento. Universidade de Évora.
- Nakicenovic N, Alcamo J, Davis G, de Vries HJM, Fenhann J, Gaffin S, Gregory K, Grubler A, Jung TY, Kram T, La Rovere EL, Michaelis L, Mori S, Morita T, Papper W, Pitcher H, Price L, Riahi K, Roehrl A, Rogner H-H, Sankovski A, Schlesinger M, Shukla P, Smith S, Swart R, van Rooijen S, Victor N, Dadi Z. (2000) - *Special Report on Emissions Scenarios*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge.
- Núñez, J., Rivera, D., Oyarzún, R., Arumí, J.L. (2014) - On the use of Standardized Drought Indices under decadal climate variability: Critical assessment and drought policy implications. *Journal of Hydrology*, 517: 458–470.
- Paulo A.A., Pereira L.S. (2006) - Drought Concepts and Characterization. Comparing Drought Indices, *Water International*, 31: 37-49.
- Paulo A.A., Pereira L.S. (2008a) - Stochastic prediction of drought class transitions, *Water Resour Manage* 22: 1277-1296.
- Paulo A.A., Pereira L.S. (2008b) - Secas e gestão do risco: caracterização e predição de secas e sua aplicação ao Sul de Portugal, *Recursos Hídricos* 29(01) 73-86.
- Paulo A. A., Rosa R. D., Pereira L. S. (2012) - Climate trends and behaviour of drought indices based on precipitation and evapotranspiration in Portugal. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12: 1481–1491.
- Portela M.M., Santos J.F.F., Naghettini N., Matos J.P., Silva A.T. (2012) - Superfícies de limiares de precipitação para identificação de secas em Portugal continental: uma aplicação complementar do índice de precipitação padronizada, SPI, *Recursos Hídricos* 33(02), 5-23.
- Santos J.F., Pulido-Calvo I., Portela M.M. (2010) - Spatial and Temporal Variability of Droughts in Portugal, *Journal of Water Resources Research*, 46, W03503. ISSN 0043–1397 (IF: 2.957).
- Sienz F., Bothe O., Fraedrich K. (2011) - Monitoring and quantifying future climate projections of dryness and wetness extremes: SPI bias, *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 8: 10635–10677.
- WMO (2012) - Standardized precipitation index user guide. No. 1090.
- Wu H., Svoboda M., Hayes M.J., Wilhite, D.A., Wen, F. (2007) - Appropriate application of the Standardized Precipitation Index in arid locations and dry seasons. *Int. J. Climatol.* 27: 65–79.

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

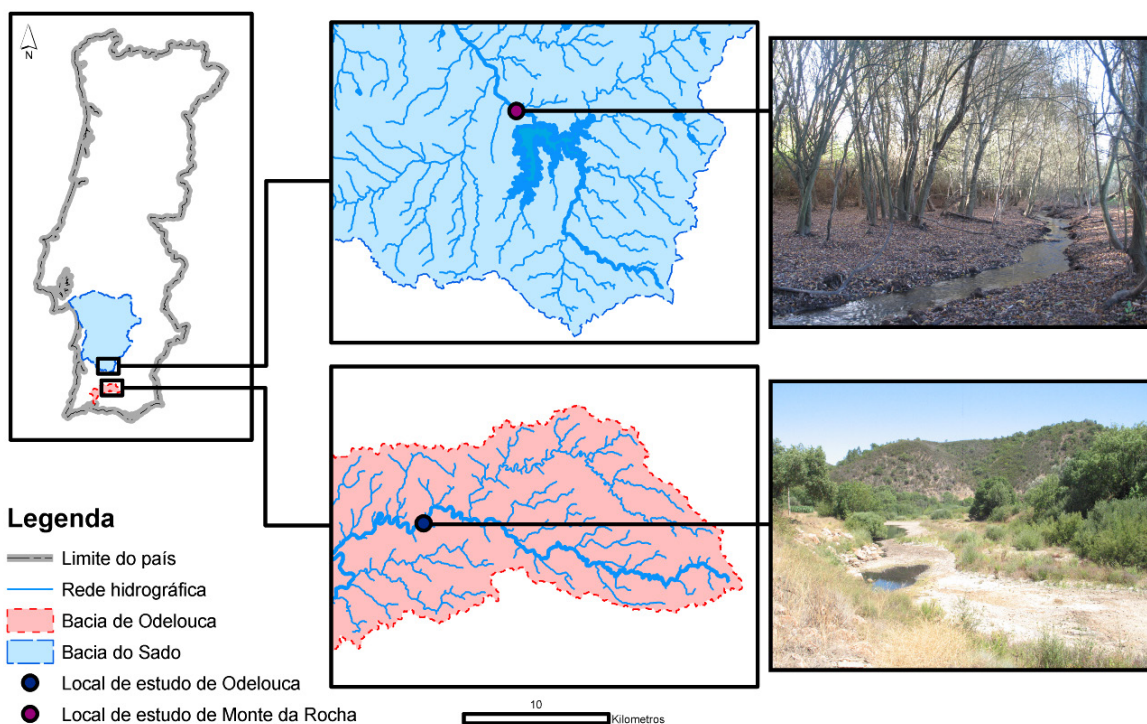


Figura 1 - Localização e caracterização dos locais de estudo de Monte da Rocha (rio Sado) e Odelouca (ribeira de Odelouca).

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 m³/s) originado pela drenagem das estruturas da barragem, pontualmente aumentado durante o período de rega (0.03 m³/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 0.25m² 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.

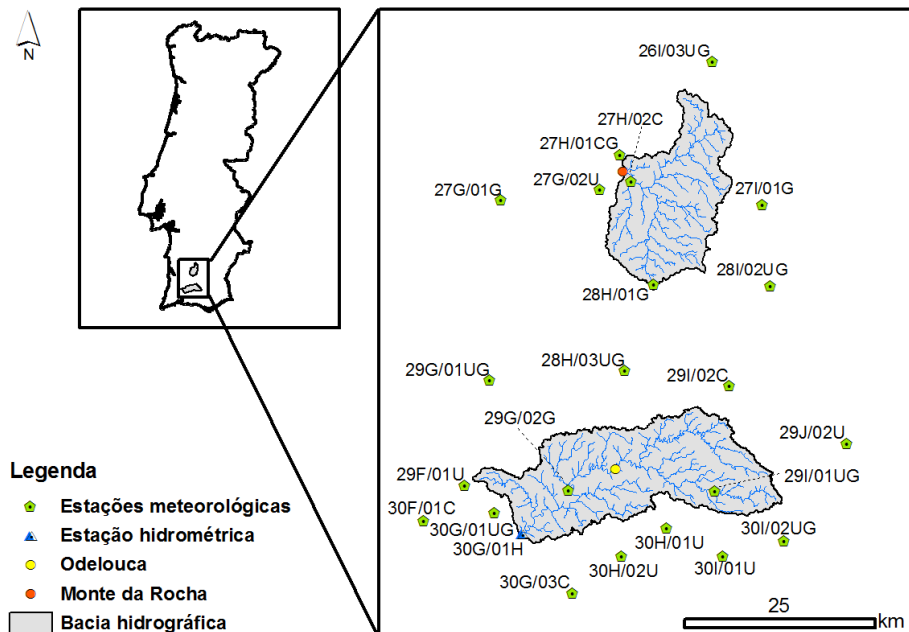


Figura 2 - Localização das estações hidrométrica e meteorológicas consideradas para a construção dos dados de entrada no modelo de vegetação referentes aos locais de estudo de Odelouca (amarelo) e Monte da Rocha (vermelho).

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

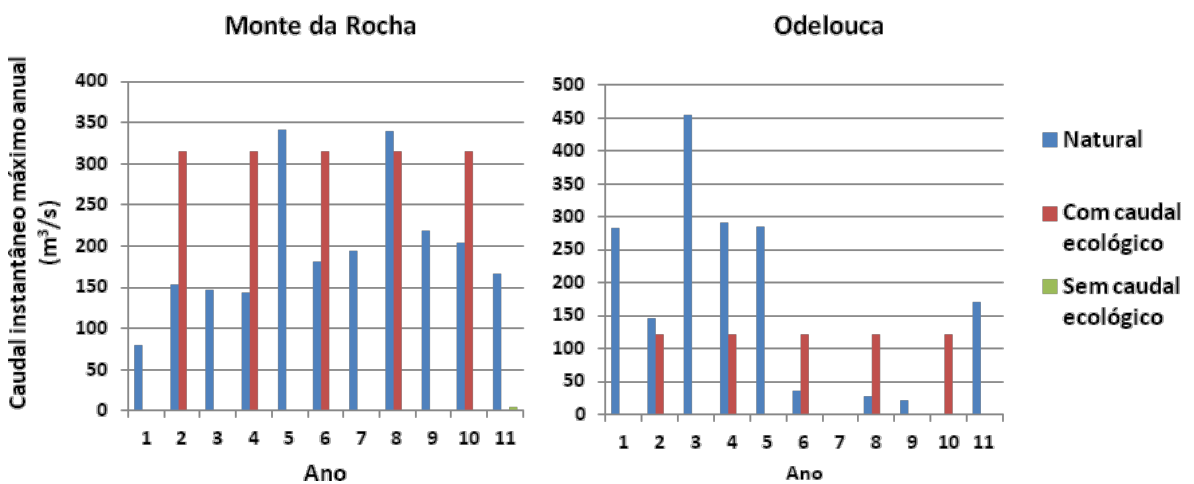


Figura 3 - Regimes de caudais instantâneos máximos anuais definidos para modelação nos locais de estudo considerados.

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

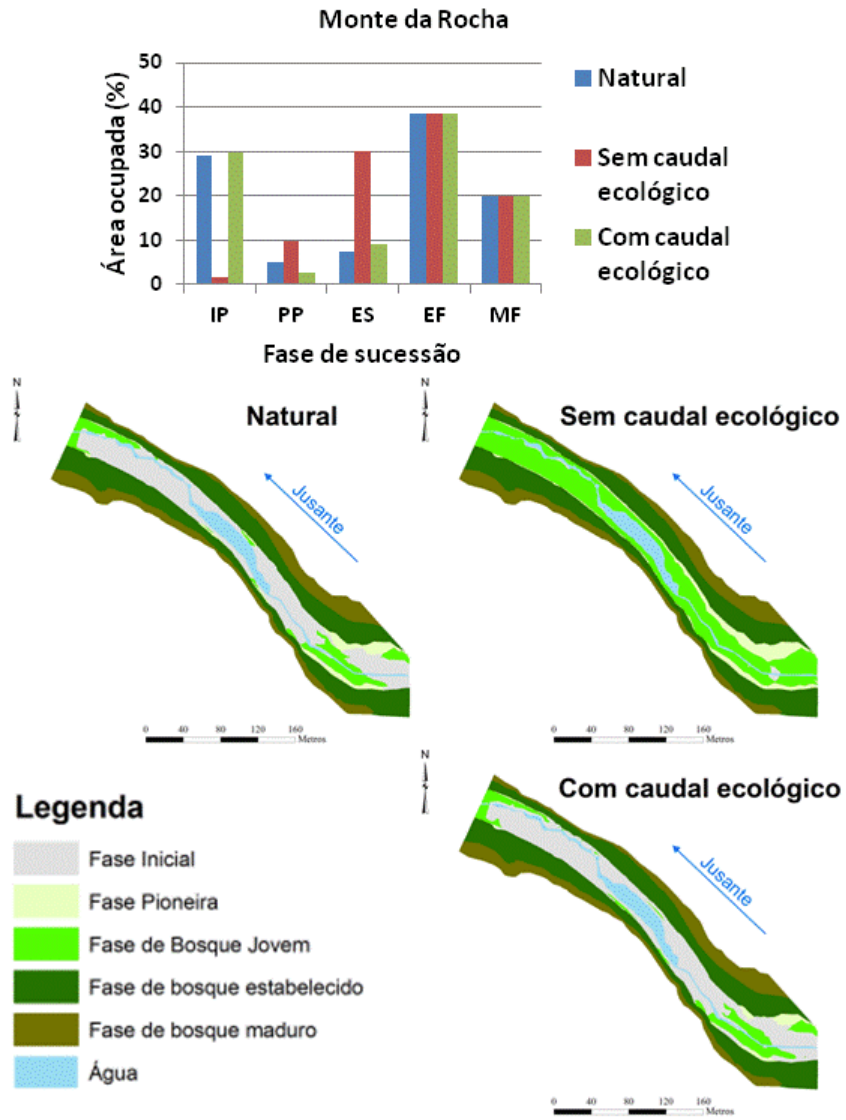


Figura 4 - Mapas de vegetação esperados para os regimes de caudais considerados no local de estudo de Monte da Rocha.

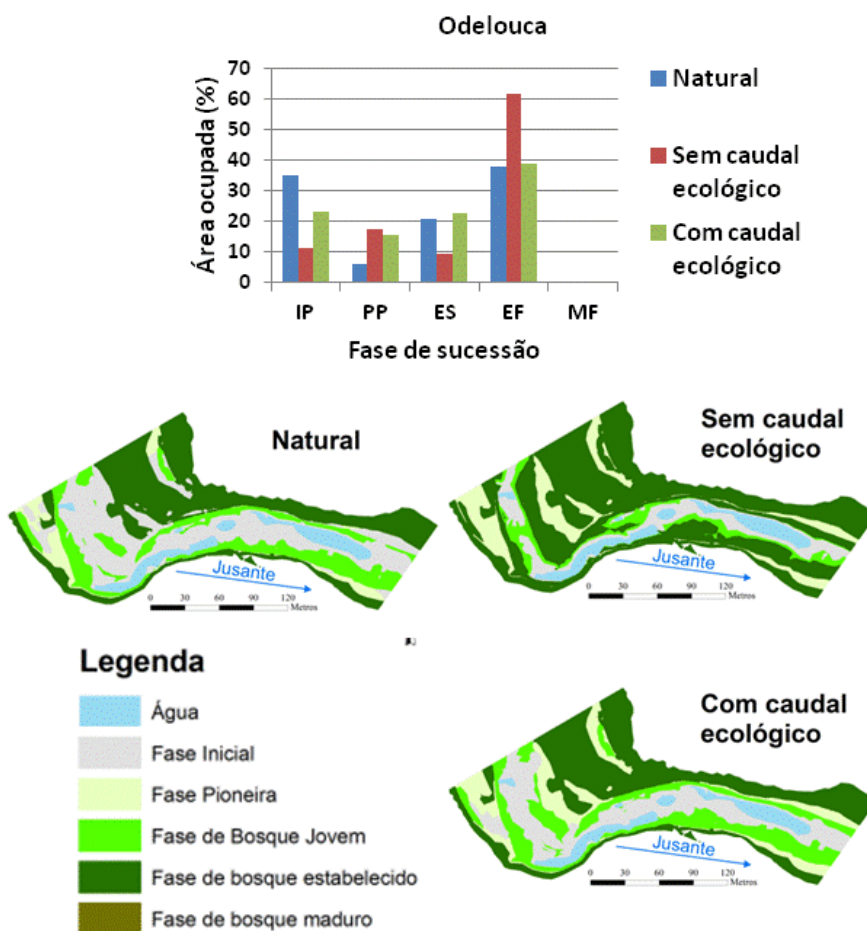


Figura 5 - Mapas de vegetação esperados para os regimes de caudais considerados no local de estudo de Odelouca.

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.

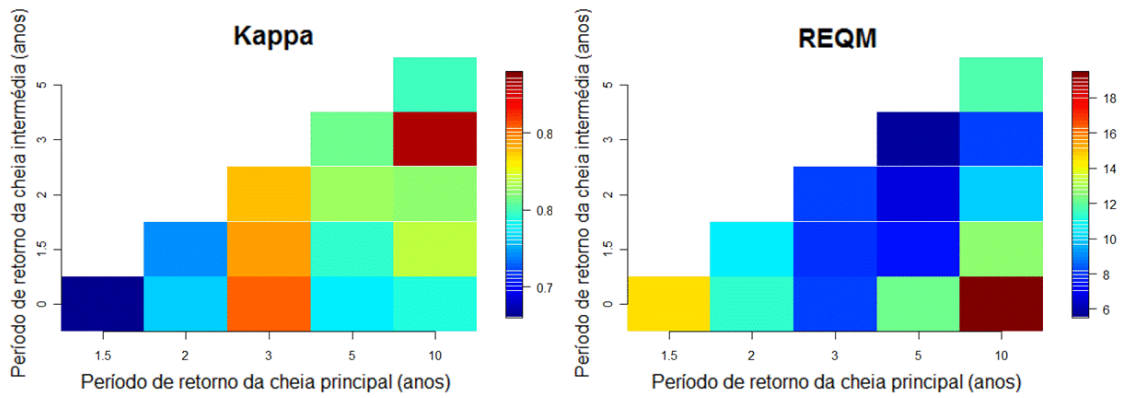


Figura 6 - Avaliação dos resultados da modelação de vegetação em função dos diferentes regimes de caudais de barragem.

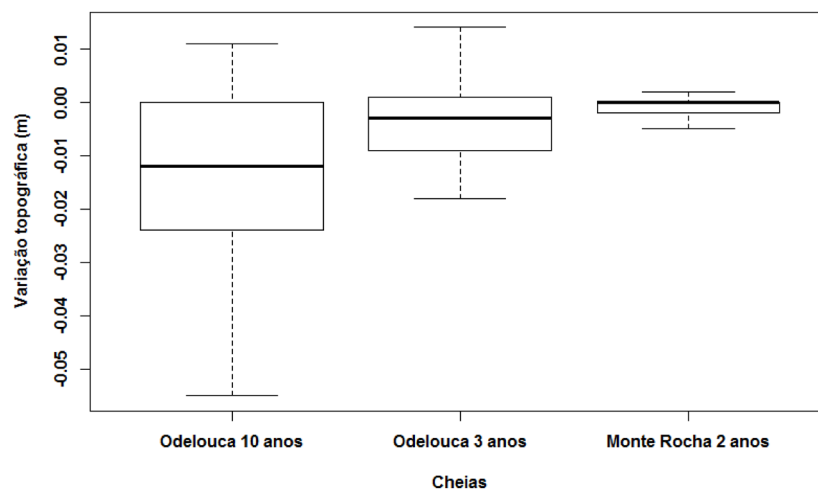


Figura 7 - Variação topográfica originada pelas cheias consideradas nos regimes de caudais de barragem adoptados em cada local de estudo (os rótulos do eixo das cheias fazem menção ao local de estudo e período de retorno das cheias consideradas).

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 défice 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 hm³, constituindo cerca de 10.8 e 3.2% do escoamento médio anual que ocorre nas secções de estudo (41.8 hm³ em Monte da Rocha e 71.3 hm³ 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 hm³ e 134 hm³, 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 m³/s) o caudal máximo pretendido (315 m³/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 m³/s) ser incapaz de efetuar tais descargas (171 e 290 m³/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 10th 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.

INFORMAÇÕES PRELIMINARES SOBRE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS NO RIO PARAGUAI ENTRE A CIDADE DE CÁCERES E A ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA ILHA DE TAIAMÃ, PANTANAL SUPERIOR, MATO GROSSO, BRASIL

PRELIMINARY INFORMATION ON SEDIMENT TRANSPORT ON THE PARAGUAY RIVER BETWEEN THE CÁCERES CITY AND THE ECOLOGICAL STATION OF TAIAMÃ ISLAND, PANTANAL, MATO GROSSO, BRAZIL

Célia Alves de Souza

Professora do Departamento de Geografia e Programas de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e em Geografia /// Campus Universitário de Cáceres, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT /// Avenida São João, s/n, Bairro Cavahada, Cáceres, MT, Brasil, CEP 78200-000

Gustavo Roberto dos Santos Leandro

Professor do Departamento de Geografia da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnológicas, Campus de Colíder e Pesquisador do Laboratório de Pesquisa e Estudos em Geomorfologia Fluvial /// LAPEGEOF, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

Juberto Babilônia de Sousa

Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso – IFMT /// Avenida dos Ramires, s/n, Distrito Industrial, Cáceres, MT, Brasil, CEP 78200-000

Maria Aparecida Pierangeli

Professora do Departamento de Zootecnia e Programas de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e em Biodiversidade e Agrossistemas Amazônicos /// Campus de Pontes e Lacerda e Cáceres /// BR 174, Km 209, Zona Rural, Pontes e Lacerda, MT, Brasil, CEP 78250-000

Evaldo Ferreira

Professor do Departamento de Geografia e Programa de Pós-Graduação em Geografia /// Campus Universitário de Cáceres, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT /// Avenida São João, s/n, Bairro Cavahada, Cáceres, MT, Brasil, CEP 78200-000

RESUMO: O objetivo do estudo foi avaliar o transporte de sedimentos no rio Paraguai entre a cidade de Cáceres e a Estação Ecológica da Ilha de Taiamã, Pantanal Superior, Mato Grosso. Para tanto, foi realizado trabalho de campo com levantamento das variáveis hidrodinâmicas em seções transversais, coleta de sedimentos de fundo e em suspensão; análise em laboratório para determinar a granulometria com os métodos de peneiramento e pipetagem. Para verificar a concentração de sedimentos suspensos, utilizou-se o método de evaporação (Leli *et al.*, 2010) para determinar a diferença do volume. A vazão no canal principal variou entre 466.66 a 866.97 m³.s⁻¹. Ao longo do perfil longitudinal, predominou areia média e a concentração de sedimentos em suspensão variou entre 20 a 140 mg.l⁻¹. O aporte de sedimentos contribui para mudanças na calha do rio Paraguai. As informações sobre transporte de sedimentos no rio poderão subsidiar políticas públicas de uso e preservação.

Palavras-chave: dinâmica fluvial, evolução, frequência granulométrica

ABSTRACT: The study aimed to carry out a bathymetric survey and evaluate the sediment delivery on the Paraguay River between Cáceres city and the Ecological Station of Taiamã Island, Mato Grosso. It was carried out a fieldwork to bathymetric monitoring and water and sediments collecting; laboratory analysis to determine the grain size of the sediments, using the method of screening and pipetting and evaporation method to determine the suspended sediments (Leli *et al.*, 2010) to determined the volume difference. The flow in the main channel ranged from 466.66 to 866.97 m³.s⁻¹. Along the longitudinal profile predominated medium sand in the granulometric composition of the bottom sediments. Suspended sediments ranged from 20 to 140 mg.l⁻¹. The amount of sediments contributes to changes in the channel of the river Paraguay. The sediment transport information on the river could subsidize public use and preservation.

Keywords: fluvial dynamics, evolution, particle size frequency

1. INTRODUÇÃO

O rio Paraguai é o principal canal de escoamento da bacia hidrográfica onde está inserida uma das maiores planícies alagáveis do planeta e suas nascentes encontram-se nas bordas do Planalto dos Parecis, na cota altimétrica de 480 m. O canal principal e seus afluentes percorrem grandes extensões do Pantanal mato-grossense, e o relevo, predominantemente plano, determina uma redução na velocidade do fluxo contribuindo para a manutenção das características ambientais locais. O Pantanal apresenta algumas feições peculiares, em termos de drenagem, cuja terminologia é tipicamente regional, ou seja, baías (lagoas) e vazantes (Souza e Sousa, 2010).

O comportamento de uma bacia, em relação ao transporte de sedimentos, varia muito desde as partes mais altas até as planícies, e em dependência da litologia, tipo de solo, cobertura vegetal, declividade e regime de chuvas. Em geral, no alto curso do rio, há maior erosão e transporte de sedimentos. A erosão diminui, gradativamente, do alto ao médio rio, à medida que as declividades decrescem (Carvalho, 2008). O autor salienta ainda a distribuição dos sedimentos na seção transversal, sendo mais bem expressa em termos de concentração, a qual varia em função da velocidade da corrente, da disponibilidade de sedimentos e da granulometria.

Os processos de deposição, que acontecem no canal ou na planície de inundação, provenientes da atividade do canal, compreendem os depósitos residuais do canal, barras de meandros, barra de canais e do preenchimento de canais (Suguio e Bigarella, 1990).

Os estudos sobre dinâmica fluvial são importantes para o planejamento de vários processos de conservação do solo e água, análises de sedimentação em reservatório, estudos de mudança na morfologia de rios, deposição em fundos de rios e planejamentos de projetos agrícolas (Singh *et al.*, 2008).

Cabe destacar alguns trabalhos desenvolvidos tendo como base o rio Paraguai, relacionados a estudos sedimentológicos e morfológicos, tais como os de Souza (2004), Justiniano (2010), Silva *et al.* (2011), Bühler e Souza (2012), Silva *et al.* (2012), Leandro e Souza (2012), bem como os relatórios do Departamento Nacional de Obras – DNOS (1978). A coexistência de características de diferentes padrões de canal indica que o sistema do rio Paraguai encontra-se em processo de ajuste. A ruptura do equilíbrio do sistema, aparentemente, foi causada pelo aporte excessivo de areia, cuja origem pode ser consequência de mudança

climática ou da ocupação da bacia, ou ainda ter participação de ambos os fatores (Silva *et al.*, 2008).

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar o transporte de sedimentos no rio Paraguai entre a cidade de Cáceres e a Estação Ecológica da Ilha de Taiamã, Pantanal Superior, Mato Grosso (Figura 1), para compreender a influência exercida pelos sedimentos na evolução morfológica do corredor fluvial e sua importância ambiental e socioeconômica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Procedimentos metodológicos

2.1.1. Levantamento das variáveis hidrodinâmicas

Conforme Carvalho (2008) para se estabelecer uma média da velocidade do fluxo de forma coerente, é necessário realizar medições do fluxo em diferentes seções transversais ao canal e, em cada seção, medir em diferentes verticais da coluna de água. Para tanto, dividiu-se a seção em três pontos distintos: margem esquerda, meio da calha e margem direita, com medições em três profundidades 20%, 50% e 80% da altura da coluna de água. Nesse sentido, *in loco* obtiveram-se dados referentes à largura/profundidade do canal com o auxílio de ecobatímetro GPSmaps 420s Garmin e molinete hidrométrico modelo CPD-10. Posteriormente, as informações coletadas foram sistematizadas em trabalho de gabinete como subsídio para os dados referentes à hidrodinâmica do canal.

2.1.2. Coleta de sedimentos em suspensão

O sedimento suspenso foi coletado com um mostrador pontual denominado garrafa de Van Dorn, que consiste em um tubo com duas extremidades abertas e com as tampas presas a um gatilho (Figura 2), o qual é ativado com o lançamento de um peso (mensageiro). As amostras foram armazenadas em garrafas plásticas de um litro (Bühler e Souza, 2012).

O procedimento de coleta e armazenagem consistiu primeiramente em lavar duas vezes o recipiente com a própria água do rio. As amostras coletadas foram acondicionadas em caixa térmica com gelo, tendo sido mantidas sob refrigeração até o início da análise das amostras, no máximo 24 horas após a coleta. As garrafas foram identificadas, constando dados referentes aos pontos de coleta.

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em abril de 2015, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em setembro de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 2, 47-55, novembro de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n2-4

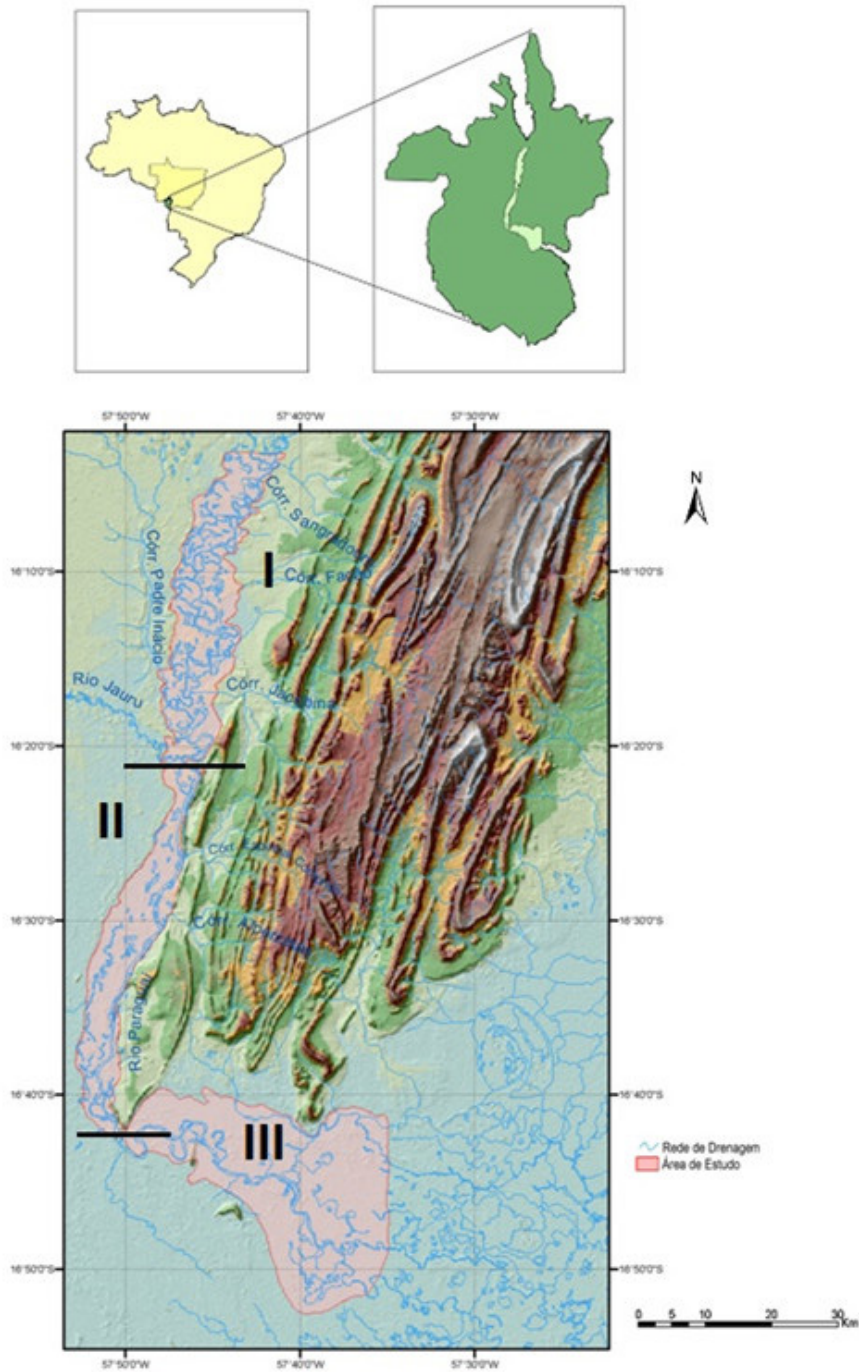


Figura 1 - Localização da área de estudo. Foram monitoradas 12 seções transversais ao longo do perfil longitudinal entre a cidade de Cáceres e a Estação Ecológica da Ilha de Taiamã. Compartimento I, Compartimento II e Compartimento III.



Figura 2 - Garrafa de Van Dorn, usada para coletar água.

2.1.3. Coleta de sedimentos de fundo

Para a coleta dos sedimentos de fundo, foi utilizado o mostrador do tipo Van Veen (mostrador de mandíbulas). O mostrador foi lançado no rio até alcançar o fundo do canal, retendo carga sólida em suas mandíbulas (Figura 3).

2.1.4. Análise em laboratório

As análises, granulométrica e de concentração de sólidos em suspensão, foram realizadas no Laboratório de Pesquisa e Estudos em Geomorfologia Fluvial (LAPEGEOF), da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Campus de Cáceres, em Mato Grosso, Brasil.

2.1.5. Método de pipetagem e peneiramento

Para fracionamento do material de fundo em argila e silte, utilizou-se o método de pipetagem, conforme as recomendações da EMBRAPA (1997).

O fracionamento da areia foi realizado por meio do método de peneiramento. As amostras foram submetidas ao processo mecânico de peneiramento no agitador eletromagnético, com uma sequência de peneiras padronizadas (ASTM) de 4.75 ϕ a 2.0 ϕ para areia grossa, de 2.0 ϕ a 0.425 ϕ para areia média, de 0.425 ϕ a 0.075 ϕ para areia fina, de 0.75 ϕ a 0.005 ϕ e de 0.005 ϕ a 0.001 ϕ , as amostras foram peneiradas por 30 minutos. O material retido em cada uma das peneiras foi pesado separadamente (Suguio, 1973; Souza *et al.*, 2012).



Figura 3 - Procedimento de coleta dos sedimentos de fundo.

2.1.6. Método de evaporação

A quantificação da carga em suspensão foi feita pelo método da evaporação. Determinado volume de amostra foi posto em um becker pré-pesado e levado à estufa para que a umidade seja totalmente extraída do material (USGS, 1973; Leli *et al.*, 2010).

2.1.7. Cálculo de vazão

Os valores da área na seção transversal foram obtidos com a fórmula: $A = L \times P$. Onde: A = Área da seção; L = Largura do canal; P = Profundidade média. Para obter-se o cálculo da vazão, utilizou-se a seguinte fórmula: $Q = V \times A$. Onde: Q = Vazão; V = Velocidade das águas; A = Área.

2.1.8. Determinação da descarga sólida

Os valores de descarga sólida em suspensão (Q_{ss}) foram determinados pelo somatório do produto entre a concentração de sedimento suspenso da vertical (C_{ssi}) e a respectiva descarga líquida da vertical (Q_{li}), na forma da expressão abaixo (Carvalho, 2009):

$$Q_{ss} \equiv \sum(C_{ssi} \cdot Q_{li}) \cdot 0.0864 \quad (1)$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estudo permitiu obter informações sobre a hidrodinâmica, a concentração em suspensão e a granulometria dos sedimentos de fundo em 12 seções transversais do rio Paraguai entre a cidade de Cáceres e a Estação Ecológica da Ilha Taiamã em diferentes compartimentos morfológicos. As seções 1, 2, 3 e 4 encontram-se no compartimento I, as seções 5, 6, 7 e 8 estão localizadas no compartimento II, as demais seções encontram-se no compartimento III.

O primeiro compartimento estende-se da cidade de Cáceres à foz do rio Jauru. O padrão do rio é meandrante, apresentando um processo intenso de erosão na margem convexa e deposição na margem côncava e na planície de inundação. O segundo compartimento inicia-se na foz do rio Jauru e termina na fazenda Santo Antonio das Lendas. O canal diminui a sinuosidade, devido ao forte controle estrutural na margem esquerda, com ocorrência de arenito da Formação Raizama, enquanto na margem direita encontra-se a planície de inundação, com presença de baías e lagoas. O terceiro compartimento inicia-se na fazenda Santo Antonio das Lendas e termina na ilha

de Taiamã. O canal perde todo o controle estrutural, alterando sua direção norte-sul para oeste-sudeste, tornando-se, novamente, meandrante e alargando a planície de inundação (Figura 4).

A hidrodinâmica e comportamento em relação ao transporte de sedimentos variaram no trecho estudado, a variação pode estar associada a litologia (Formação Pantanal e Formação Raizama), do tipo de solos (Gleissolo Háptico Tb Eutrófico, Plintossolo Háptico Distrófico, Planossolo Hidromórfico Distrófico, Planossolo Háptico Eutrófico e Vertissolo Hidromórfico), da cobertura vegetal (Contato Floresta Estacional/Savana, Savana-Parque Associada a Áreas Pantanais, Formações Justafluviais, Savana Florestada, Floresta Aluvial e Savana Arborizada com Floresta Galeria), da declividade (0.5%), do regime de chuvas, ao uso da terra (urbanização, pecuária e agricultura) no entorno, além das próprias características do canal (grau de meandramento, ocorrência de canais secundários e lagoas e baixa declividade ao longo do perfil longitudinal).

O estudo mostrou variação na hidrodinâmica ao longo do perfil longitudinal no trecho estudado. A profundidade média na altura da coluna de água variou de 3.06 a 6.03 m, a velocidade do fluxo variou de 0.45 a 0.97 m/s, e a vazão variou de 318.25 a 887.74 m³.s⁻¹ (Tabela 1).

A vazão no trecho com padrão de canal meandrante, nas seções 1, 2, 3 e 4 a vazão variou de 536.48 a 866.97 m³.s⁻¹. Porém não aconteceu a tendência natural de aumentar o fluxo em direção à jusante. No trecho com menor sinuosidade nas seções 5 e 6 verificou-se a redução da vazão, ficando entre 580.30 e 657.49 m³.s⁻¹. Essas informações contrariam estudos realizados em outras bacias hidrográficas, que mostram que nos trechos retilíneos a vazão é maior que no padrão meandrante. Como verificado por Bayer e Carvalho (2008) na bacia do rio Araguaia, por Rocha e Souza Filho nos estudos realizados nos afluentes do Alto Rio Paraná e por Silva (2009) na bacia hidrográfica do córrego das Pitas.

A vazão nas seções 10, 11 e 12 variou de 228.44 a 447.81 m³.s⁻¹ (Tabela 1) foi inferior que os valores registrados nas seções outras localizadas a montante que variou de 466.66 a 887.74 m³.s⁻¹, conforme Silva *et al.* (2007), o rio Paraguai nesse trecho adentra o Pantanal mato-grossense e apresenta bifurcação em dois canais (seções 11 e 12) em planície fluvial não confinada, espalhando suas águas com o rompimento de diques marginais.

A carga em suspensão variou entre 20 a 140 mg/L com descarga sólida de 1.160,43 a 6.489,26 t/dia (Tabela 2). Na seção 1 registrou-se maior volume de material transportado em suspensão, podendo estar



Figura 4 - Trechos do rio Paraguai com padrão meandrante (a, b e d) e retilíneo (c). AB) Erosão marginal em antigo terraço fluvial associado a pastagem; C) Controle estrutural da Província Serrana; D) Registra-se extensa planície de inundação na ilha Taiamã.

Tabela 1 - Variáveis hidrodinâmicas no corredor fluvial.

Secção	Velocidade Média (m/s)	Profundidade Média (m)	Largura (m)	Secção (m ²)	Vazão (m ³ .s ⁻¹)
1 – Montante Barranco do Touro	0.74	4.43	163.43	723.99	536.48
2 – Barranco do Touro	0.97	6.03	112.41	677.83	657.49
3 – Montante Foz do rio Jauru	0.69	7.81	155.14	1211.64	840.88
4 – Jusante Foz do rio Jauru	0.87	5.20	190.98	993.09	866.97
5 – Trecho do Morro Pelado	0.61	3.69	297.86	1099.10	671.55
6 – Trecho Controle Estrutural	0.45	4.16	307.94	1281.03	580.30
7 – Trecho Planície de Inundação	0.62	3.06	245.58	751.47	466.66
8 – Fazenda Barranco Vermelho	0.90	5.56	175.65	976.61	887.74
9 – Fazenda Descalvado	0.61	4.66	272.48	1269.75	775.82
10 – Entrada Reserva Taiamã	0.70	3.13	204.39	639.74	447.81
11 – Braço esquerdo (Ilha)	0.60	4.23	88.97	376.34	228.44
12 – Braço direito (Ilha)	0.72	3.36	131.37	441.40	318.25

relacionada a urbanização à montante e o aporte de sedimentos dos afluentes na margem esquerda.

Com relação aos sedimentos em suspensão, Bühler e Souza (2012) verificaram valores entre 123 mg/L e 145 mg/L no canal principal do rio Paraguai no período de estiagem. Os dados obtidos pelas autoras referem-se à concentração em pontos a montante no perímetro urbano de Cáceres. Destacam ainda que a origem dos sedimentos é diversa, sendo resultado do transporte do próprio rio ou sedimentos que alcançou a calha após período de inundação, erosão marginal ou por escoamento superficial. Podem ainda ter sido remobilizados pelo movimento de embarcações já que no trecho estudado o tráfego dessa natureza é intenso. Os sedimentos de fundo apresentaram domínio de areias.

Justiniano (2010) estudou a dinâmica do rio Paraguai em um trecho a montante do perímetro urbano de

Cáceres, Mato Grosso, onde constatou valores de sólidos suspensos maiores no período de cheia, em todos os pontos monitorados entre a foz dos rios Sepotuba e Cabaçal. Ao comparar os valores obtidos por Bühler e Souza (2012) e Justiniano (2010), percebe-se que os valores a montante do perímetro urbano foram menores, o que pode ser associado a preservação da mata ciliar, tendo em vista que a montante há ocorrência de cobertura vegetal mais densa (Bühler; Souza, 2012).

Na carga de sedimento de fundo houve maior ocorrência de areia, na maioria das seções predominou areia média, exceto na seção 11, em que houve maior ocorrência de areia fina (Tabela 2). Podemos inferir que o rio Paraguai possui capacidade de transportar sedimentos grosseiros (areia) ao longo do seu perfil longitudinal.

Tabela 2 - Granulometria dos sedimentos de fundo e concentração de sólidos em suspensão nas seções transversais do rio Paraguai

Seção	Suspensão mg/L	Descarga Sólida t/dia (suspensão)	Sedimentos de fundo (%)				
			Areia Grossa	Areia Média	Areia Fina	Silte	Argila
1 – Montante Barranco do Touro	140 mg/L	6 489.26	---	82.80	16.35	0.75	0.35
2 – Barranco do Touro	40 mg/L	2 272.28	7.7	90.60	8.00	1.50	0.35
3 – Montante Foz do rio Jauru	60 mg/L	4 359.12	2.80	92.25	3.45	1.10	0.30
4 – Jusante Foz do rio Jauru	40 mg/L	2 996.24	---	90.60	8.95	0.10	0.30
5 – Trecho do Morro Pelado	20 mg/L	1 160.43	3.85	85.95	9.65	0.50	0.30
6 – Trecho Controle Estrutural	40 mg/L	2 005.51	2.10	94.45	3.00	0.15	3.00
7 – Trecho Planície de inundação	60 mg/L	2 419.16	0.75	76.40	22.30	0.25	0.30
8 – Fazenda Barranco Vermelho	20 mg/L	1 534.01	1.95	92.50	3.85	1.20	0.35
9 – Fazenda Descalvado	40 mg/L	2 681.23	9.70	77.55	12.15	0.30	0.30
10 – Entrada da Reserva Taiamã	60 mg/L	2 321.44	17.85	77.10	4.40	0.25	0.30
11 – Braço esquerdo	60 mg/L	1 184.23	-----	14.35	84.75	0.05	0.30
12 – Braço direito	60 mg/L	1 649.80	0.25	87.20	12.15	0.35	0.35

Estudo realizado por Leandro e Souza (2012) constatou concentração de areias nos sedimentos de fundo com valores acima de 60% no rio Paraguai. Os sedimentos coletados por Silva *et al.* (2008), no canal do rio Paraguai, no segmento em planície confinada, também apresentaram domínio de areia média (entre 60 e 70%) e, secundariamente, areia grossa (entre 10 e 25%). O aumento na carga de sedimentos depositados no rio Paraguai deve ter dados de sedimentos em uma série temporal que permita comparações. Sobre isso, Bühler e Souza (2012) concluíram que, em se tratando de um rio localizado no Pantanal, futuros estudos devem contemplar também os períodos de vazante e de enchente, pois eles poderiam explicar de maneira mais satisfatória a relação entre composição granulométrica e a sazonalidade (período chuvoso e estiagem) no rio Paraguai.

A origem das barras transversais e laterais no trecho das seções 5 a 8, que sofre controle estrutural das rochas areníticas da Província Serrana, está relacionada ao segmento com menor sinuosidade, onde os sedimentos transportados pelo rio Paraguai são depositados na calha. A ocorrência de ilhas fluviais no compartimento II pode estar associada aos afloramentos rochosos na calha e nas margens.

Quanto ao transporte de sedimentos de fundo nas duas seções verificam a predominância material arenosos (areia média e areia fina), que contribuem para formar as barras centrais e laterais. Sobre isso, Silva *et al.* (2008) apontam que o aumento da carga de sedimentos está influenciado pelas atividades socioeconômicas nos processos fluviais, inclusive as constantes dragagens no segmento para a navegação. Nesse sentido, Latrubesse *et al.* (2005) destacam que interferências humanas podem afetar as condições naturais do fluxo dos rios e dos ambientes fluviais. Tais alterações provocam assoreamento ou degradação nos ambientes do ecossistema natural por causa de mudanças no fornecimento de nutrientes e de sedimentos (Latrubesse *et al.*, 2005). Sobre isso, Souza Filho (2013) abordou o papel das barragens em construção e em operação nos rios Jauru e Sepotuba, na bacia hidrográfica do rio Paraguai, bem como seus efeitos no sistema fluvial.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados compõem a base de dados de pesquisas realizadas há 12 anos no rio Paraguai. As informações sobre transporte de sedimentos no rio Paraguai estão associadas à própria dinâmica fluvial. A ocupação humana, no entanto, inicialmente pelo desmatamento em sua bacia hidrográfica, e, em seguida, pelo uso da terra para diversas atividades como cultivo,

urbanização, pesca e outras, constitui fator decisivo para o possível aumento da carga de sedimentos de fundo depositados na calha e corredor fluvial.

A concentração de sedimentos em suspensão variou ao longo do canal. Houve uma redução de montante para jusante e, depois, um aumento e estabilidade nas três últimas seções, situação que pode ser explicada pelo aporte dos afluentes, pelo tipo de uso da terra no entorno do leito e pelos processos erosivos nas margens do canal. Nos sedimentos de fundo, nas seções transversais monitoradas, predominou a areia média de montante para jusante com redução para areia fina na seção 11, braço esquerdo do rio Paraguai, na altura da Ilha Taiamã.

O trecho estudado possui 172 km de extensão. O compartimento I com 70 km de extensão, o compartimento II com 41 km de extensão e o compartimento III possui 61 km de extensão. O rio Paraguai possui um gradiente suave nesse trecho, cerca de 5 cm/km, a altura da coluna de água variou de 0.20 a 9.87 metros nas seções transversais.

AGRADECIMENTOS

Ao projeto *Processo de sedimentação e qualidade da água no corredor fluvial do rio Paraguai entre a foz do rio Bugres e a Estação Ecológica da Ilha Taiamã – Mato Grosso*, vinculado à sub-rede de pesquisa ASA de estudos sociais, ambientais e de tecnologias para o sistema produtivo na região sudoeste mato-grossense financiada pela REDE PRO-CENTRO-OESTE MCT/CNPq/FNDCT/FAPEMAT/MEC/CAPEs nº 031/2010 (2010-2015) pelo apoio financeiro, que possibilitou os trabalhos de campo e laboratório dos quais decorrem este artigo. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPEs), pela concessão de Bolsa de Mestrado (2013-2015) ao segundo autor. Também à Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) pelo apoio logístico por meio do Laboratório de Pesquisa e Estudos em Geomorfologia Fluvial (LAPEGEOF), onde foram realizadas as análises granulométrica e de concentração de sólidos em suspensão.

BIBLIOGRAFIA

- Bayer, M. & Carvalho, T. M. (2008) - Processos morfológicos e sedimentos no canal do Rio Araguaia. *Revista de Estudos Ambientais*, Vol. 10(2), 24-31.
- Bühler, B.F. & Souza, C.A. (2012) - Aspectos sedimentares do rio Paraguai no perímetro urbano de Cáceres, MT. *Geociências*, Vol. 31(3), 339-349.

- Carvalho, N.O. (2008) - *Hidrossedimentologia prática*. 602 p., Interciência, Rio de Janeiro, Brasil, ISBN: 857193181X.
- Carvalho, T. M. (2008) - Técnicas de medição de vazão por meios convencionais e não convencionais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Vol. 1 (1), 73-85.
- Carvalho, T. M. (2009) - Avaliação do transporte de carga sedimentar no médio rio Araguaia. *Geosul*, Vol. 24 (47), 147-160.
- Cunha, S. B. (2009) - Geomorfologia fluvial. In: Guerra, A.J.T. & Cunha, S.B. (orgs.). *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*, pp. 2011-252, Editora Bertrand do Brasil, Rio de Janeiro, Brasil. ISBN: 8528603261.
- DNOS (1978) Departamento Nacional de Obras e Saneamento. Estudos hidrológicos da Bacia do Alto Paraguai. Rio de Janeiro: Programa das Nações Unidas para Desenvolvimento, [Relatório Técnico]. 1978.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997) - *Manual de métodos de análises de solo*. 2. ed. Embrapa, Rio de Janeiro, Brasil. ISBN: 8585864036.
- Justiniano L.A.A. (2010) - *Dinâmica fluvial do rio Paraguai entre a foz do Sepotuba e a foz do Cabaçal*. 71 p., Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade do Estado de Mato Grosso, UNEMAT, Cáceres, MT, Brasil.
- Latrubesse, E.M. et al.(2009) - The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: the case of the Araguaia River. *Geomorphology*, Vol. 113(3), 239-252.
- Latrubesse, E.M., Stevaux, J.C. & Sinha R. Tropical Rivers. *Geomorphology*, 70, 187-206.
- Leandro, G. R. S. & Souza, C. A. (2012) - Pantanal de Cáceres: composição granulométrica dos sedimentos de fundo no rio Paraguai entre a foz do rio Cabaçal e a cidade de Cáceres, Mato Grosso, Brasil. *Revista Ambiente. Água*, Vol. 7 (2), 263-276.
- Leli, I.T., Stevaux, J.C. & Nóbrega, M.T. (2010) - Produção e transporte da carga suspensa fluvial: teoria e método para rios de médio porte. *Boletim de Geografia*. v. 28, n. 1, p. 43-58. 2010.
- Rocha, P.C. & Souza Filho, E.E. (2005) - Interações dinâmicas entre os materiais do leito de um canal secundário com o canal principal no trecho multicanal do Alto Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, Vol. 6(1), 19-32.
- Silva, A., Souza Filho, E. E. & Cunha, S. B. (2008) - Padrões de canal do rio Paraguai na região de Cáceres (MT). *Revista Brasileira de Geociências*, Vol. 38 (1), 167-177.
- Silva, A., Souza Filho, E.E. & Neves, S.M.A.S. (2011) - Erosão marginal e sedimentação no rio Paraguai no município de Cáceres (MT). *Revista Brasileira de Geociências*, v. 41, 76-84.
- Silva, E.S.F., Souza, C.A., Leandro, G.R.S., Andrade, L.N.P.S & Galbiati, C. (2012) - Evolução das feições morfológicas do rio Paraguai no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, Vol. 13 (4), 435-442.
- Silva, L.N. P. (2009) - *Bacia hidrográfica do córrego das Pitãs – MT: dinâmica fluvial e o processo de ocupação, como proposta de gestão dos recursos hídricos*. 146 p., Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Cáceres - MT, Brasil.
- Singh, P.K., Bhunya, P.K., Mishra, S.K. & Chaube, U.C. (2008) - A sediment graph model based on SCS-CN method. *Journal of Hydrology*, Vol.349, 244-255. 2008.
- Souza C.A. & Sousa, J.B. (2010) - Pantanal mato-grossense: origem, evolução e as características atuais. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas/MS*, Vol. 11, 34-54.
- Souza C.A. (2004) - *Dinâmica do corredor fluvial do Rio Paraguai entre a cidade de Cáceres e a Estação Ecológica da Ilha de Taimã-MT*. 173 p., Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Souza Filho, E.E. (2013) - As barragens na bacia do rio Paraguai e a possível influência sobre a descarga fluvial e o transporte de sedimentos. *Boletim de Geografia*, Vol. 31 (1), 117-133.
- Souza, C. A.; Vendramini, W.J. & Souza, M.A. (2012) - Assoreamento na baía do Sadao no rio Paraguai – Cáceres – Mato Grosso. *Cadernos de Geociências*, Vol. 9 (2), 85-93.
- Suguio, K & Bigarella, J. J. (1990) - *Ambientes fluviais*. 2 ed. 183p., Editora da UFSC, Editora da Universidade Federal do Paraná, Brasil. CDU: 5513051.
- Suguio, K. (1973) - *Introdução à sedimentologia*. 317 p., Edgard Blucher, São Paulo, Brasil.
- USGS – United States Geological Survey (1973) - *Techniques of Water Resources Investigations*. Washington, USA.

PLANEJAMENTO TERRITORIAL E GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS: A ÁGUA ENQUANTO ATIVO ECOSOCIAL

TERRITORIAL PLANNING AND HYDRIC RESOURCES MANAGEMENT: WATER AS ECO-SOCIAL ASSET

Onildo Araujo da Silva

Professor Titular da Universidade Estadual de Feira de Santana /// Doutor em Geografia (USC) /// Coordenador do Grupo de Pesquisa em Geografia e Movimentos Sociais – GEOMOV/DCHF/UEFS

RESUMO: A água não é apenas essencial para a vida humana, ela é também objeto de disputa. Do ponto de vista ideológico, a água está no centro de um debate extremamente importante: ela é recurso para mover a roda do capitalismo? Ou é um bem coletivo, finito e de preservação necessária à sobrevivência das gerações futuras? Nesse artigo, defendemos a ideia de que a água é um ativo ecosocial; portanto, ele tem já em si uma forte carga ideológica e de defesa de um posicionamento no contexto do debate sobre a gestão de recursos hídricos. Porém, buscamos sustentar esse posicionamento em investigações que nos forneceram bases para defender que a água não pode, e nem deve, estar simplesmente a serviço da reprodução ampliada do capital.

Palavras-chave: água, ativo ecosocial, gestão hídrica, privatização da água

ABSTRACT: *Water is not only essential for human life, but also an object of dispute. From ideological point of view, water is in the center of an extremely important debate: is it a resource to move the wheel of capitalism? Or is it a collective, finite good whose preservation is necessary for future generations to survive? In this article we defend the idea the water is an eco-social asset. Therefore, it carries a strong ideological load and defends a position in the debate about hydric resources management. However, we defend this position in investigations which gave us basis to defend that water can not, and must not, simply be a means of scaled reproduction of capital.*

Keywords: *water, eco-social asset, hydric management, water privatization*

1. INTRODUÇÃO

Gerir o uso da água, eis um grande desafio para as sociedades contemporâneas. Além disso, gerir o uso da água já num contexto em que as questões ambientais vieram à tona, onde boa parcela da população mundial já não aceita a apropriação indiscriminada da natureza – transformada em recurso econômico pelo capitalismo –, enfatizando a necessidade de preocupação com as gerações futuras, exige do gestor uma visão da gestão da água para além da simples ideia de que ela é um recurso econômico inserido na roda do capitalismo financeiro atual; a água é, em última instância, um bem público essencial para a vida humana. Assim, a gestão da água não deve mais focar na questão puramente técnica, contendo forte caráter político que a liga, umbilicalmente, à gestão territorial. Justamente em função desse reavivamento da questão ambiental, Silva (2008) argumenta:

Óbvio que a marcha capitalista rumo à degradação do planeta Terra continua firme, principalmente com as ações das grandes empresas nos países onde o Estado tem pouco interesse de regular fortemente a apropriação, penalizando os poluidores e exigindo o cumprimento de leis ambientais. Mas a novidade é o crescente interesse de parcela significativa das pessoas, em todo o mundo, pela execução de ações que resolva problemas ambientais chave, como a questão da água, do aquecimento global e da degradação dos solos. Em última instância tem crescido o interesse por um tema que não é novo, mas encontra-se revigorado: a nossa própria capacidade de autodestruição (p.51).

Portanto, nesse texto, apresentamos argumentos em favor da consolidação de uma determinada visão sobre a água: ela é concebida como um ativo ecosocial, ou seja, um bem público que deve sempre estar prioritariamente à disposição de um uso fundamental: a dessedentação humana e animal.

Argumentamos que zelar para que o acesso a água potável seja universalizado é dever da sociedade, pois o problema não é de escassez ou propriamente físico, mas político, uma vez que a água que falta para milhares de pobres no mundo é desperdiçada, literalmente, nos grandes projetos de irrigação que

produzem os frutos que ajudam a mover o capitalismo global, e no péssimo estado de conservação das redes de distribuição, só para citar alguns exemplos emblemático para o caso do Brasil¹.

2. GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Considerando a água um ativo ecosocial, a ideia de gestão se amplia sobremaneira e não podemos apenas associá-la aos usos econômicos dos recursos hídricos; a gestão da água é, portanto, parte da gestão integrada do território. Em vista disso, demarcamos a seguir alguns pontos de vista sobre gestão a fim de contextualizar nosso argumento de que é preciso rever a simplificada relação entre economia e recursos hídricos.

1 Em função da forma didática como apresenta os dados optamos por reproduzir aqui, como exemplo do caso brasileiro, as estatísticas apresentadas pelo biólogo, mestre em ecologia e consultor Nacional da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO, José Borghetti. Em entrevista ao jornal Diário Popular, ao ser perguntado se existem estatísticas sobre desperdício de água, o biólogo responde: “Sim. Temos conhecimento de que no total, as capitais brasileiras desperdiçam diariamente 6,14 bilhões de litros de água, o que corresponde a 45% do total captado nos mananciais. Na agricultura o desperdício chega a 50%, em razão da cultura agrícola brasileira, na qual os produtores rurais se utilizam da pulverização aérea, no qual boa parte da água é carregada pelo vento ou evapora, em vez de recorrer ao sistema de gotejamento, que despeja gotas diretamente na raiz nas plantas. Dentro desse cenário apenas metade da água irrigada chega às raízes das plantas. O desperdício é a principal ameaça ao abastecimento de água no Brasil - 40% da água retirada no país é desperdiçada. A cada segundo são retirados dos rios e do subsolo no Brasil 840 mil litros de água. O consumo médio diário do brasileiro é 185 litros, sendo que, em torno de 150 litros são desperdiçados. [...] No uso doméstico, as redes mal-conservadas são responsáveis por perdas de 40% na distribuição de água. De cada 100 litros que as companhias captam, somente 60, em média, chegam à casa das pessoas”. Disponível em <http://jrborghetti.com.br/entrevistadiariopopular.html> (acesso em 25/09/2015).

O texto deste artigo foi submetido para revisão e possível publicação em junho de 2015, tendo sido aceite pela Comissão de Editores Científicos Associados em setembro de 2015. Este artigo é parte integrante da *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 36, Nº 2, 57-64, novembro de 2015.
© APRH, ISSN 0870-1741 | DOI 10.5894/rh36n2-5

Especificamente sobre a gestão, Machado (2004) argumenta que esta “[...] passou a ser o operador conceitual através do qual se confrontam os objetivos de desenvolvimento econômico e de organização territorial, bem como aqueles relacionados à conservação da natureza ou à manutenção ou recuperação da qualidade ambiental.” Portanto, não se trata simplesmente de gerir o uso da água, mas pensá-lo de uma forma integrada, de acordo com sua articulação com os demais aspectos do uso do território.

A gestão da água, segundo Goldenstein, Salvador (2005), espelha questões mais amplas de cada sociedade, não tendo origem apenas nas definições hidrológicas, ecológicas ou de engenharia, ela se articula com conflitos de interesses, com a dinâmica das forças políticas e econômicas, com a legitimidade dos governos e das instituições diante das populações por elas governadas. Essa visão ampla da gestão permite racionalizá-la com a gestão do território, com a efetivação de ações conflituosas, que necessitam serem arbitradas fundamentalmente pelo Estado, legitimado para isso pela sociedade que o constitui.

Além disso, Goldenstein & Salvador (2005) apontam algumas premissas básicas a serem consideradas no processo de gestão: a gestão da água não pode ser dissociada dos contextos políticos, econômicos e sociais nos quais está inserida; a água possui um caráter estratégico para a sociedade – o de bem público. Assim, deve haver participação da sociedade na gestão da água, pois essa participação torna a tomada de decisão mais legítima e transparente. Logo, falar de gestão integrada da água significa falar de gerir um verdadeiro patrimônio da humanidade na qual a participação social deve ser encorajada, as decisões unilaterais devem ser refutadas para que a sociedade possa definir os usos de acordo com os interesses da ampla maioria.

Acontece, porém, que devemos considerar que vivemos num mundo capitalista e a execução desse processo é extremamente contraditório, pois nem sempre o Estado está a serviço de todos, nem sempre o poder de mobilização social vence o poder do dinheiro que está a serviço dos interesses de grupos restritos. A gestão integrada é um grande desafio, mas é, também, uma possibilidade para o enfrentamento da exclusão do uso da água de milhares de seres humanos em todo o planeta.

O exemplo brasileiro, com relação ao debate sobre a gestão do uso da água, não está muito distante do que ocorre em outros países ocidentais. Segundo Klink (1999), na Espanha da década de 1990, se estava finalizando um período que ele qualifica como “economia expansionista del agua”, caracterizado por

estar centrado na construção de obras hidráulicas. Contudo, o crescente processo de fornecimento de água em quantidade suficiente para atender a demanda e a mudança da própria estrutura social e econômica do país permitiram uma requalificação do debate cuja referência foca-se em três aspectos centrais: a água como fator de produção, como ativo financeiro e como ativo ecosocial. Os que leem as questões da água como fator de produção: “[...] destacan solo una de las diferentes dimensiones de este recurso natural, concretamente la que está más directamente relacionada con las actividades productivas y con su capacidad para generar un valor monetario, identificando así lo monetario con lo económico” Klink (1999)².

Certamente essa é uma perspectiva que não dá conta de ler as questões relacionadas à água em todas as suas dimensões; portanto, não satisfaz amplamente os objetivos de ampliação do debate, ao contrário, contribui para um reducionismo da nossa visão acerca do tema aqui em foco.

Por outro lado, existe um grupo de economistas que consideram, principalmente, a água como recurso esgotável, por isso ela é um ativo financeiro em que: “[...] la gestión adecuada (el agotamiento óptimo), desde el punto de vista del propietario-extractor de este tipo de activo, sería aquella que permitiese la obtención de una rentabilidad similar a la de otros activos financieros que suportasen el mismo tipo de riesgo” Klink (1999)³.

Assim, se o processo não é lucrativo deveria o extrator mudar de investimento ou esgotar o recurso. Essa perspectiva está centrada numa racionalidade econômica que ignora o contexto social e ambiental em que está inserida, assim como também não contempla a ampliação do debate e, sim, privilegia os discursos tecnocráticos, que supervalorizam a função do mercado.

De acordo com Diaz *et al.* (2010) “algunos economistas, como Sumerjan, Hueting, Aguilera y Arrojo, entre otros, defiende una noción funcional del agua como

2 “[...] destacan apenas uma das diferentes dimensões deste recurso natural, concretamente a que está mais diretamente relacionada com as atividades produtivas e com sua capacidade para gerar um valor monetário, identificando assim o monetário com o econômico” (KLINK, 1999).

3 “[...] a gestão adequada (o esgotamento máximo), do ponto de vista do proprietário-extrator deste tipo de ativo, seria aquela que permitisse a obtenção de uma rentabilidade similar a de outros ativos financeiros que suportassem o mesmo tipo de risco” (KLINK, 1999).

recurso natural o activo ecosocial. Estos autores entiende como activo ecosocial la capacidad que tiene el agua de satisfacer funciones económicas, sociales y ambientales, tanto de carácter cuantitativo como cualitativo” (p. 204)⁴.

Esses economistas, que consideram a água como um ativo ecosocial, valorizam a ideia de que ela é capaz de satisfazer um amplo conjunto de necessidades não apenas econômicas, mas também social e ambiental. Essa perspectiva se preocupa com a gestão da água de forma integrada e sistêmica.

Desse modo, defendemos que precisamos superar a simplificada visão que apenas articula a gestão do uso da água aos princípios de racionalidade econômica, pois essa é uma visão utilitarista e bastante apropriada à formatação de discursos que sustentam a ampliação dos processos de privatização dos serviços de água e a criação de um mercado mundial no qual privatiza-se um bem público essencial para a vida. Com relação à privatização dos serviços de água, Costa (2005), após analisar a ação de um grupo privado que atua no abastecimento de água em Barcelona, conclui: “[...] trata-se de uma substância fundamental à existência humana que deve ser pensada e gerida com uma perspectiva pública e não pela lógica do lucro, que onera os custos da água e exclui a população sem renda para pagar pelos serviços da água”.

Além disso, a relação da água com os aspectos econômicos é mais complexa do que fórmulas simples como a do princípio usuário pagador, ou seja, se temos a intenção de evitar o desperdício, aumentamos o preço, e os consumidores irão poupar água. Desde nossa perspectiva princípios dessa natureza não funcionam, pois os problemas são mais complexos e de outra ordem, o que nos remete a algumas questões: água para que e/ou para quem? Para a grande empresa de fruticultura irrigada ou para o assentamento de pequenos trabalhadores? Para a indústria ou para o uso cotidiano de uma comunidade?

Nota-se que a questão chave perpassa pelo viés econômico, mas vai muito além dele. É preciso desvelar os discursos sobre os “princípios de gestão”, sobre os princípios de “eficiência”, sobre os “usos devidos e (in) devidos” da água. Portanto, debater sobre gestão de recursos hídricos requer entendermos que o que

4 “alguns economistas, como Sumerjan, Hueting, Aguilera y Arrojo, entre outros, defendem uma noção funcional da água como recurso natural ou ativo ecosocial. Estes autores entendem como ativo ecosocial a capacidade que a água tem de satisfazer funções econômicas, sociais e ambientais, tanto de carácter quantitativo como qualitativo” (p. 204).

de fato se está tentado gerir não é só a água, mas também um conjunto de fatores com forte implicação no ciclo hidrológico.

De acordo com Klink (1999), as ideias derivadas da perspectiva que afirma a água como um ativo ecosocial levam à duas implicações fundamentais: não existe uma apropriação e nem mesmo uma gestão de recursos, mas sim de ecossistemas; portanto, a gestão do ciclo da água “[...] exige una gestión ambiental integrada del territorio, es decir, no hay gestión del agua sin gestión del territorio” Klink (1999)⁵; o reconhecimento dessa necessidade de gestão integrada do território representa uma mudança significativa na hora da escolha do marco institucional adequado para essa mesma gestão.

É ainda Klink (2012) que nos lembra a necessidade de uma transição fundamental no campo da gestão, argumentando que: “Desde un punto de vista operativo, entiendo que el aspecto fundamental consiste en la transición Aguilera (1997b) desde una economía expansionista del agua basada en «más embalses y trasvases» hasta una nueva economía del agua preocupada por la “gestión integrada del agua y del territorio”, pasando por la “gestión de la demanda de agua” (p.7)⁶.

Deste modo, trata-se de pensar a gestão dos recursos hídricos como sistêmica e integrada à gestão territorial, evitando-se as perspectivas que supervalorizam as “leituras” que focam apenas as questões dos usos e dos custos, ou seja, significa que pensar a construção de uma barragem, por exemplo, deve ir além da definição da relação custo-benefício e da possibilidade de retorno do investimento, temos que pensar essa ação considerando os impactos ambientais, sociais e culturais de cada projeto. Essa perspectiva se aproxima da ideia de que a água já faz parte – ao ser focada como ecossistema e não apenas como recurso – do espaço geográfico. Deste modo, a gestão do uso da água e a gestão integrada de bacias devem estar em consonância com a gestão ambiental, e todas estas fazem parte, em última instância, da gestão territorial.

5 “[...] exige una gestión ambiental integrada del territorio, isto é, não existe gestão da água sem gestão do território” Klink (1999).

6 “Do ponto de vista operativo, entendo que o aspecto fundamental consiste na transição Aguilera (1997b) desde una economía expansionista da água baseada em «mais barragens e transposições» para uma nova economia de água preocupada pela “gestão integrada da água e do território”, passando pela “gestão da demanda de água” (p.7).

Ao relacionar uso da água e reorganização do espaço geográfico e sua consequente capacidade de implicar em ações capazes de provocar reapropriação territorial, estamos focando o tema da água de acordo com a perspectiva que a vê como ativo ecosocial. Isso contribui para a ampliação da visão de que o planeta Terra é mesmo um grande sistema que necessita ser zelado em benefício não apenas da fauna e da flora, mas também da própria humanidade. Por mais utópica que seja a ideia de uma sociedade menos injusta e desigual, é a utopia que nos faz caminhar rumo ao futuro.

3. A ÁGUA NA NATUREZA E A INTERVENÇÃO SOBRE A DINÂMICA HÍDRICA

Se considerarmos que gerir o uso da água se insere, em última instância, num amplo processo de gestão do território, devemos considerar os aspectos ambientais como fundamentais e não como meros coadjuvantes do foco nos aspectos econômicos e sociais. Daí a necessidade de entendermos também o ciclo da água e seus condicionantes e quais as principais intervenções que socialmente efetivamos nesse ciclo.

Do ponto de vista estatístico, os dados⁷ demonstram que 97.5 % da água terrestre está nos oceanos, que se constitui na principal fonte global de evaporação e influencia decisivamente no clima terrestre. Além disso, por suas características físico-químicas, uma provável utilização dessa água requer custoso trabalho e avançado aparato tecnológico.

A água doce disponível – apenas 2.5 % do total da água terrestre, perfazendo 93.000 m³ –, também não está diretamente acessível. Desses 2.5 %, a maior parte (68.9 %) está nas geleiras polares e coberturas permanentes de neve; 29.9 % em águas subterrâneas; 0.9 % em diversas fontes como pântanos, umidade do solo e placas de gelo flutuantes; e 0.3 % é a água doce disponível em rios e lagos. Essa água doce é a que está em constante processo de renovação. Desses números, retiramos a conclusão de que a água no planeta não é, como parece, inesgotável, principalmente água limpa ou potável que seja capaz de suprir as necessidades humanas de forma geral. Além disso, do ponto de vista espacial, há uma distribuição

desigual dessa água potável, de sorte que nas zonas úmidas, como nas áreas das bacias dos rios Amazonas ou Congo, por exemplo, há disponibilidade todo ano, o que não acontece nas regiões áridas e semiáridas onde verifica-se um ciclo irregular de chuvas e, frequentemente, rios intermitentes. Os rios perenes têm, normalmente, uma alimentação proveniente de seus afluentes de áreas mais úmidas ou mesmo das águas pluviais no caso de eles nascerem em áreas onde as chuvas são melhor distribuídas.

De acordo com a ONU essa distribuição desigual da água tem reflexo importante porque “[...] *las tierras áridas y semiáridas del mundo reciben sólo el 2% de la escorrentia global aunque ocupan aproximadamente 40 % de la superficie terrestre*” ONU (2002)⁸.

Portanto, nas regiões semiáridas, a água doce disponível está relacionada a açudes, lagos, lagoas e represas ou mesmo à água subterrânea cuja existência em abundância está condicionada diretamente pela estrutura geológica, pelo clima e pela forma como o ciclo hidrológico de uma dada área define a dinâmica de escoamento e infiltração. Porém, o fato de os números constatarem, como registrado anteriormente pelos dados disponibilizados pela ANA (Brasil), que 29.9 % da água doce disponível está em reservas subterrâneas já é um indicador do potencial que essa fonte preserva. Inclusive como alternativa à construção de barragens, que é atualmente a principal forma de intervenção para armazenar água no semiárido brasileiro, por exemplo. Assim, a questão da água, do ponto de vista natural, só pode ser entendida se trabalhada de uma forma sistêmica. Padrões globais podem ser estabelecidos, mas a articulação desses padrões com os condicionantes regionais e locais são fundamentais para entendermos a dinâmica hídrica.

Para além dos dados apresentados que permitem visualizar um panorama da necessidade de gestão – em função, não necessariamente da escassez, mas sim da distribuição espacial desigual –, devemos situar os principais problemas a partir da integração entre disponibilidade e uso, atentando sempre para a utilização de tecnologias e para as políticas públicas que definem as prioridades. Ou seja, a compreensão do fenômeno água, do ponto de vista físico, é um suporte indispensável para a análise dos usos que geram reordenamentos territoriais definidos, a partir da tomada de decisão quando ocorre uma ação especificamente ligada a planos de gestão.

7 Dados disponibilizados pela Agência Nacional de Águas – ANA (Brasil), com base em Igor Shiklomanov. In: World Fresh Water Resource. www.ana.gov.br - Acesso em 02 de março de 2004.

8 “[...] as terras áridas e semiáridas do mundo recebem apenas 2% do escoamento global embora ocupem aproximadamente 40 % da superfície terrestre” ONU (2002).

No contexto das regiões semiáridas esse aspecto é ainda mais importante em função da necessidade de intervir para armazenar a água, suprindo, assim, o desequilíbrio na distribuição temporal da disponibilidade. No caso brasileiro, por exemplo, os estudos comprovam que há água suficiente para armazenamento, a grande questão é a implementação de ações que sejam eficientes e ambientalmente corretas, fato diretamente articulado às opções políticas definidas pelo complexo conjunto de fatores territoriais.

Além disso, é no ciclo hidrológico que interferimos com a nossa ação de produzir o espaço geográfico de acordo com determinadas normas dos processos sociais. A intervenção tende a gerar uma artificialização dos processos antes eminentemente naturais e conta, sempre, com o uso de técnicas diversificadas, como, por exemplo, a retificação de canais de fluxo de escoamento, a transposição de água de uma bacia a outra e a construção de barragens de regularização de fluxo.

Hoje, as intervenções são muito significativas de forma que é difícil encontrarmos locais onde o percurso do ciclo hidrológico não tenha sofrido intervenção. De acordo com a UNESCO (2003): “[...] el ser humano extrae un 8 % del total anual de agua dulce renovable y se apropia del 54 % de las aguas de escorrentía accesibles. El control que la humanidad ejerce sobre las aguas de escorrentía es ahora global y el hombre desempeña actualmente un papel importante en el ciclo hidrológico”⁹.

Outro fator deve ser enfatizado: se o movimento da água é sistêmico, uma intervenção num dado ponto ou elemento desse movimento acarreta mudanças na totalidade do sistema, isto é, a construção de uma barragem num rio interfere na dinâmica de escoamento, evaporação e infiltração. Caso o rio atravessasse dois ou mais países, ou mesmo regiões diferentes de um mesmo país, temos a ampla possibilidade de um conflito de interesses. Esse aspecto torna a problemática da água ainda mais relevante – quantas guerras já foram travadas pelo domínio de mananciais? Quantas ainda estão por vir?

De acordo com Drew (1994), as fases do ciclo hidrológico têm sido diferentemente atingidas pela ação humana global no que se refere à intensidade.

Esse autor estima o impacto leve, moderado ou grande que a ação social tem causado no ciclo hidrológico. As fases de menor impacto são a precipitação e a evapotranspiração, justamente porque temos, ainda, pouca possibilidade de modificar os padrões globais de chuva e a ação das plantas. No primeiro caso existem experiências como a nucleação de nuvens que investem para alterar as precipitações a partir da inserção de micropartículas sólidas nas nuvens do tipo cumulus. Esse é ainda um processo caro e pouco eficiente. Já no segundo caso a situação se agrava a cada dia com o curso do desmatamento, que é uma intervenção indireta.

As etapas em que os impactos são considerados moderados são a interceptação, a armazenagem superficial, a umidade do solo, a água subterrânea e seu fluxo. Essas fases são modificadas principalmente pela construção de poços e açudes.

A armazenagem superficial merece especial atenção, como, por exemplo, no caso do semiárido brasileiro, onde a principal forma de intervenção, fundamentalmente no contexto da política nacional de recursos hídricos implantada nas décadas de 1980 e 1990, foi realizada com a construção de grandes açudes e represas. O açude foi, por décadas, a única fonte de água para os pequenos municípios e para as comunidades rurais, só perdendo a função primordial de abastecimento com a construção de adutoras, a partir do fim da década de 1990.

Ainda de acordo com Drew (1994), os maiores impactos são mesmo sobre a infiltração e sobre os rios (fluxo e armazenagem). Com referência à infiltração, destaca-se a impermeabilização do solo nos centros urbanos e a alteração das camadas superficiais dos solos pela agricultura. Já os rios, responsáveis fundamentais pela maior parte do escoamento do ciclo hidrológico, são certamente os mais atingidos pelas grandes obras de engenharia desde os primórdios da humanidade. Represas, barragens, hidroelétricas, canais artificiais, entre outros, têm modificado a dinâmica natural de forma que não podemos negligenciar a possibilidade de uma reorganização regional do ciclo hidrológico pela intervenção humana. Outro aspecto que devemos levar em consideração, quando abordamos o tema da intervenção humana no ciclo hidrológico, é o problema global da contaminação da água por diversos tipos de agentes poluentes nas várias fases de seu percurso. Principalmente a água doce disponível, que é renovável, mas pode não suportar a velocidade atual da contaminação gerada pelo modelo produtivo atualmente dominante. De acordo com a UNESCO (2003), destacamos que: “[...] los recursos de agua dulce se ven reducidos por la contaminación. Unos 2 millones de toneladas

⁹ “[...] o ser humano extrai 8 % do total anual da água doce renovável e se apropria de 54 % das águas de escoamento acessíveis. O controle que a humanidade exerce sobre as águas de escoamento é agora global e o homem desempenha atualmente um papel importante no ciclo hidrológico”.

de desechos son arrojados diariamente en aguas receptoras, incluyendo residuos industriales y químicos, vertidos humanos y desechos agrícolas (fertilizantes, pesticidas y residuos de pesticidas). Aunque los datos confiables sobre la extensión y gravedad de la contaminación son incompletos, se estima que la producción global de aguas residuales es de aproximadamente 1.500 km³. Asumiendo que un litro de aguas residuales contamina 8 litros de agua dulce, la carga mundial de contaminación puede ascender actualmente a 12.000 km³. Como siempre, las poblaciones más pobres resultan las más afectadas, con un 50 % de la población de los países en desarrollo expuesta a fuentes de agua contaminadas”¹⁰.

Assim, se considerarmos o ritmo da poluição e a contínua falta de vontade política de resolver o problema, principalmente nos países onde governos conservadores tratam as questões ambientais como secundárias¹¹, podemos estar diante do maior problema do século XXI. Mais uma vez é preciso destacar que os pobres são e serão no futuro os mais afetados. Porém, não podemos esquecer que estamos vivendo tempos de capitalismo financeiro globalizado, nos quais o poder do dinheiro impõe uma lógica; nessa lógica, os pobres são um mal necessário. Por outro lado vivemos também a ampliação da força das vozes discordantes, vozes que dizem com alto e bom tom

que ser pobre “não é normal” e que o mundo carece de “uma outra globalização” Santos (2000), inclusive de uma efetiva globalização do acesso a água potável.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerar a água como um ativo ecosocial significa compreendê-la numa perspectiva que refuta a simples ideia de que o problema da escassez se resolve com a imposição de uma cobrança pela quantidade de água utilizada. Significa também refutar as ações que colaboram para a gestação de um mercado mundial de água sem nenhum tipo de regulação, como estamos assistindo a ampliação da venda de “água mineral”, por exemplo; significa refutar o simplismo dos argumentos que defendem que a água deve ser disponibilizada para mover a agricultura sem reafirmar que essa água é vendida a um preço significativo quando são exportadas, só para citar, as “frutas” de excelente qualidade; significa assumir uma postura política diante da questão da disponibilidade ou da escassez, na qual o fundamental não é perguntar quanto de água temos, mas a que fim ela serve.

A água deve, como já salientamos, satisfazer um amplo conjunto de necessidades em cada comunidade, não apenas ser inserida nos processos produtivos como recurso econômico, mas também fazer parte de estratégias que sirvam para satisfazer as necessidades atuais, sem causar impactos ambientais extremos, como no caso das grandes barragens, por exemplo. O ideal é pensá-la de forma integrada e sistêmica.

Defender a água como um ativo ecosocial significa assumir que ela é essencial à vida; portanto, não pode ser privatizada, tem que está sempre prioritariamente para uso público, a gestão tem que ser coletiva. No Brasil, o marco legal já traz boa parte dos mecanismos necessários à implantação de uma gestão de recursos hídricos inspirada na ideia de ativo ecosocial, o maior problema é tirar as leis do papel.

Além disso, como vimos anteriormente, quando da existência “das crises de água”, os pobres do mundo são os mais afetados. A privatização dos serviços de água e a formatação de um mercado mundial em ampla marcha, provavelmente, resultarão na ampliação da sede que, associada à ampliação da fome, formata o mundo da globalização da injustiça. Resta então promover ações que formatem um discurso na contramão do discurso corriqueiro do capital e dizer não a inclusão da água na lista de mercadoria capitalista. Um início, em nossa modesta opinião, é começar dizendo que água não é mercadoria, é ativo ecosocial.

10 “[...] os recursos de água doce se veem reduzidos pela contaminação. Uns 2 milhões de toneladas de dejetos são jogados diariamente em águas receptoras, incluindo resíduos industriais e químicos, dejetos humanos e dejetos agrícolas (fertilizantes, pesticidas e resíduos de pesticidas). Embora os dados confiáveis sobre a extensão e gravidade da contaminação sejam incompletos, estima-se que a produção global de águas residuais é de aproximadamente 1.500 km³. Assumindo que um litro de água residual contamina 8 litros de água doce, a carga mundial de contaminação pode ascender atualmente a 12.000 km³. Como sempre, as populações mais pobres são as mais afetadas, com 50 % da população dos países em desenvolvimento expostas a fontes de água contaminadas”.

11 O World Resources Institute divulgou lista com os 10 maiores poluidores em volumes de emissão de gases causadores do efeito estufa. O Top 10 é responsável por 72.78% das emissões globais: a China lidera o ranking com 25.36% das emissões, seguida dos EUA com 14.4 % das emissões e da União Européia com 10.16%. Completam a lista a Índia (6.96%), Rússia (5,36%), Japão (3.11%), Brasil (2.34%), Indonésia (1.76%), México (1.65) e Iran (1.65%). Disponível em <http://www.wri.org/blog/2015/09/8-interactive-graphics-answer-top-climate-change-questions>. Acesso em 25/09/2015.

BIBLIOGRAFIA

Costa, W. (2005). *Gestão da água em Barcelona. Scripta Nova. Revista eletrônica de geografia y ciencias sociales. Barcelona*: Universidad de Barcelona, 1 de agosto de 2005, vol. IX, núm. 194 (67). <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-194-67.htm>> [ISSN: 1138-9788].

Díaz, José. Manoel Murillo; Geta, Juan Antonio Lopez; Hernández, Luiz Rodrigues (2010) *Desarrollo sostenible, uso conjunto y gestión integral de recursos hídricos*: estudios e actuaciones realizadas en la provincia de Alicante. Instituto Geológico y Minero de España.

Drew, D. (1994): *Processos Interativos Homem-Meio Ambiente*. 3ª ed. Bertrand Brasil. Rio de Janeiro.

Goldenstein, S; Salvador, Z. (2005) – Sustentabilidade da gestão da água e desenvolvimento sustentável. In: Dowbor, L; Tagnin, R. A. *Administrando a água como se importante*. pp. 89-98, Editora SENAC: São Paulo. ISBN 85-7359-441-1.

Klink, F. A. (2012) *Hacia una nueva economía del agua*: cuestiones fundamentales. Polis [En línea], 14 | 2006, Publicado el 08 agosto 2012, consultado el 14 septiembre 2015. URL: <http://polis.revues.org/5044>; DOI : 10.4000/polis.5044.

Klink, F. A. (1999) – Hacia una nueva economía del agua: cuestiones fundamentales. In: *El agua a debate desde la universidad*: Hacia una nueva cultura del agua. Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación de Aguas. Universidad de Zaragoza: Zaragoza, España.

Machado, C. J. S. (Org). (2004) – *Gestão de águas doces*. 372 p., Interciência, Rio de Janeiro, Brasil. ISBN 85-7193-087-2.

ONU (2002) – Programa de las naciones unidas para el desarrollo, programa de las naciones unidas para

el medio ambiente, Banco Mundial y Instituto de Recursos Mundiales. Recursos Mundiales. *La gente y los ecosistemas*: se deteriora el tejido de la vida. Ecoespaña Editorial, Madrid, España.

Peter H. G. (1998) *Water in Crisis*: Paths to sustainable water use. *Ecological Applications*, 8(3), 1998, pp. 571–579. ISSN: 0012-9615.

Santos, M. (2000) – *Por uma outra globalização*: do pensamento único à consciência universal. 174 p., HUCITEC, São Paulo, Brasil. ISBN 85-01-05878-5.

Silva, O. A. da (2014). A ação do estado e a constituição de um novo território: o caso do Distrito de Irrigação de Ponto Novo no Estado da Bahia – Brasil. *Scripta Nova. Revista Eletrônica de Geografia y Ciencias Sociales*. vol. XVIII, nº 467. [disponível em <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-467.htm>] [ISSN: 1138-9788].

Silva, O. A. da (2010) – Água a serviço do grande capital: a influencia do Banco Mundial na ação de governos neoliberais no Brasil. In: MORA ALISEDA, J.; Condesso, F.; São Pedro, B. *Desenvolvimento Sustentável e Gestão dos Recursos Hídricos*. p. 337-357., Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Silva, Onildo Araujo da (2008). Recursos hídricos, ação do estado e reordenação territorial: o processo de implantação da barragem e do distrito de irrigação de Ponto Novo no estado da Bahia - Brasil. Tese doutoral dirigida por Rubén Camilo Lois Gonzales. Santiago de Compostela: Universidade de Santiago de Compostela.

UNESCO (2003) – *Agua para todos, agua para la vida* – informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo. Prensa libros: España.

COLABORADORES

A APRH e a direção da *Recursos Hídricos* agradecem o apoio dos seguintes colaboradores na revisão de artigos submetidos para possível publicação nesta revista durante o ano de 2015.

Ana Isabel Lillebø	Universidade de Aveiro
António Guerreiro de Brito	ISA, Universidade de Lisboa
António Calheiros	Universidade Católica Portuguesa
António José Dinis Ferreira	Instituto Politécnico de Coimbra
Conceição Juana Fortes	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
Filipa Maria Ferreira	IST, Universidade de Lisboa
Francisco Godinho	Conselho Nacional da Água
Germana Bittencour	Universidade Federal do Pará, Brasil
João Paulo Lobo Ferreira	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
João Soromenho Rocha	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
Maria Helena Alves	Agência Portuguesa do Ambiente
Maria Manuela Portela	IST, Universidade de Lisboa
Maria Teresa Ferreira Cardoso	ISA, Universidade de Lisboa
Norma Suely Evangelista-Barreto	Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Brasil
Pedro Alexandre Dinis	FCTUC, Universidade de Coimbra
Ricardo Serralheiro	Universidade de Évora
Rodrigo Proença de Oliveira	IST, Universidade de Lisboa
Rubén Lois González	Universidade de Santiago de Compostela, Espanha
Rui Manuel Victor Cortes	Universidade de Trá-os-Montes e Alto Douro
Selma Baia Batista	Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Brasil
Suzana Cláudia Silveira Martins	Universidade Federal do Ceará, Brasil