

# EFEITOS DE CENÁRIOS DE USO DO SOLO NA VAZÃO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA DO RIO COBRES, PORTUGAL

Richarde Marques da SILVA<sup>1</sup>, Celso Augusto Guimarães SANTOS<sup>2</sup>, Valeriano Carneiro de Lima SILVA<sup>2</sup>, Isabella Carvalho de MEDEIROS<sup>2</sup>, Madalena MOREIRA<sup>3</sup>, João CORTE-REAL<sup>4</sup>

- (1) Departamento de Geociências, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, Campus I, Cidade Universitária. CEP 58051-900. João Pessoa, PB. Endereço eletrônico: richarde@geociencias.ufpb.br  
(2) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, Campus I, Cidade Universitária. CEP 58051-900. João Pessoa, PB. Endereço eletrônico: celso@ct.ufpb.br  
(3) Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Núcleo da Mitra, Évora, Apartado 94, Portugal, CEP 7002-774. Endereço eletrônico: mmvmv@uevora.pt  
(4) Departamento de Aeronáutica e Transportes, Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Unidade de Pesquisa DREAMS, Lisboa, Portugal. Endereço eletrônico: joao.cortereal@ulusofona.pt

## Introdução

Caracterização da área de estudo

## Materiais e métodos

O modelo SWAT

Dados de chuva, vazão e produção de sedimentos

Tipos de solos e determinação dos parâmetros do SWAT

Análises Estatísticas

Cenários de Uso do Solo

## Resultados e discussões

Estimativa da Vazão

Estimativa da produção de sedimentos

Modelagem Hidrossedimentológica em Diferentes Cenários

## Conclusões

Referências bibliográficas

**RESUMO** – A erosão dos solos é um dos mais graves problemas ambientais em todo o mundo, principalmente em regiões semiáridas que sofrem com a variabilidade espaço-temporal da precipitação. Este artigo analisou os processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Cobres, localizada na porção semiárida de Portugal, utilizando o modelo SWAT. Neste estudo foram utilizados dados diários de precipitação, temperatura, umidade do ar, vazão e produção de sedimentos, para o período de 1960 a 2000, mapas digitais de elevação do terreno com resolução espacial de 90 m, uso e ocupação do solo e tipos de solo da bacia. Os resultados demonstraram a eficácia do modelo na calibração da vazão, com Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ) = 0,81 e Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) = 0,63, e também para produção de sedimentos com  $R^2$  = 0,62 e NS = 0,47. O Cenário 3 (Mata) apresentou o maior decréscimo na vazão média, em relação aos Cenários 1 (Real) e 2 (Pastagem). Conclui-se que o modelo SWAT acoplado ao SIG é uma ferramenta poderosa na análise espaço-temporal do comportamento dos processos hidrossedimentológicos.

**Palavras-chave:** SIG, modelo hidrossedimentológico, erosão

**ABSTRACT** – *Effects of Scenarios of Land Use on Runoff and Sediment Yield for Cobres River Basin, Portugal.* Soil erosion is a major environmental problem worldwide, mainly in semiarid regions that suffer with rainfall spatial and temporal variability. Thus, this paper analysed the runoff-erosion process at the Cobres River Basin, located in semiarid portion of Portugal, using the SWAT model. In this paper, rainfall, temperature and humidity data from 1960 to 2000, and digital maps of land cover, terrain digital elevation model with spatial resolution of 90 m, soil types were used. The results showed the effectiveness of the model for the runoff calibration, with  $R^2$  = 0.81 and NS = 0.63, and also for sediment yield with  $R^2$  = 0.62 and NS = 0.47. Scenario 1 (Forest) had the highest decrease in average streamflow, in relation to the Scenarios 1 (Real) and 2 (Pasture) scenarios. It is concluded that the SWAT model coupled to GIS is a powerful tool in the analysis of temporal and spatial behaviour of runoff-erosion processes.

**Keywords:** GIS, runoff-erosion model, erosion

## INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é uma das principais ameaças aos solos na Europa, pois afeta as funções básicas do solo, tanto na produtividade agrícola quanto na conservação dos

ecossistemas, sendo reconhecida como um dos principais problemas ambientais para o uso sustentável das atividades agrícolas e florestais (Cerdá et al., 2009). O problema da erosão é

ainda mais sensível em ambientes semiáridos, devido a fatores como a alta variabilidade no regime das precipitações e sua intensidade (Silva et al., 2015), como é o caso da bacia do Rio Cobres, em Portugal (Santos et al., 2014).

Essa bacia vem sofrendo com intensas mudanças no seu uso do solo nas últimas décadas, comprometendo a disponibilidade hídrica e a produção de sedimentos nessa bacia (Bakker et al., 2008). Assim, este estudo tem como objetivo analisar os efeitos de diferentes cenários de uso do solo nos processos de vazão e produção de sedimentos na bacia do Rio Cobres.

As mudanças decorrentes no uso da terra no regime hidrológico afetam o transporte de sedimentos, o escoamento superficial, a vazão máxima de cheia, os fluxos de base, a recarga subterrânea, a umidade do solo, a perda de solo e a sedimentação (Perazzoli et al., 2013). A resposta hidrológica de uma bacia, a diferentes sistemas de uso e manejo do solo, é importante no processo de modelagem do escoamento superficial. Assim, o entendimento das implicações da variação no uso e ocupação do solo sobre a produção de sedimentos e a vazão em uma bacia hidrográfica é essencial para a tomada de decisões sobre o manejo de uso da terra (Santos et al., 2015).

Para estudar os processos de vazão e produção de sedimentos em escalas de bacias, diversos modelos matemáticos vêm sendo aplicados em várias partes do planeta (Merritt et al., 2003). O primeiro modelo que procurou integrar todas as etapas do ciclo hidrológico foi, provavelmente, o modelo conceitual concentrado *Stanford Watershed Model*, desenvolvido por Crawford e Linsley (1966). Desde então, outros modelos de base física surgiram, e de acordo com a literatura, a maioria dos modelos hidrossedimentológicos se baseiam na Equação Universal de Perda de Solo (Wischmeier & Smith, 1960), Equação Universal de Perda de Solo Revisada (Renard et al., 1997) ou na Equação Universal de Perda de Solo Modificada (Williams, 1975).

Vários estudos relatam desempenhos animadores destes modelos na previsão de risco de erosão do solo e na quantificação das taxas de erosão em diferentes ambientes (Arekhi et al., 2012; Odongo et al., 2013). Mais recentemente, modelos hidrossedimentológicos vêm sendo integrados aos Sistemas de Informações Geográficas, permitindo avanços na análise espacial dos processos hidrológicos e sedimentológicos em escalas de bacias (Silva et al., 2012). Dentre esses modelos está o *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT, um dos mais aplicados em todo o mundo (Tuppad et al., 2011; Silva et al., 2013), pois, engloba diversos componentes hidrológicos e agrônômicos, tornando-o uma ferramenta versátil para ajudar os gestores na tomada de decisão diante de situações conflitantes do uso do solo (Tibebe & Bewket, 2011), sobretudo, quando aplicado para grandes bacias hidrográficas.

### **Caracterização da área de estudo**

A bacia do Rio Cobres abrange uma área de aproximadamente 1.150 km<sup>2</sup> e está localizada no Sul de Portugal, entre as coordenadas 190.000 mE e 250.000 mE, e 550.000 mN a 1.200.000 mN, zona 29 Norte (Figura 1). As temperaturas na bacia nos meses mais quentes (julho/agosto) variam entre 24 e 26°C, e no mês mais frio (janeiro), a temperatura média é de aproximadamente 9°C (Ramos & Reis, 2001). A região da bacia do Rio Cobres é uma das mais secas de Portugal (400–900 mm/ano), e o período chuvoso na bacia ocorre entre novembro e março.

O regime de precipitação nessa região, tanto em termos interanuais como sazonais, é bastante irregular, pois é afetado, com maior frequência pelas altas pressões subtropicais (Anticiclone dos Açores). Sob o ponto de vista climático, a bacia do Rio Cobres é homogênea, com características de clima seco, do tipo mediterrâneo, com verões quentes, alta insolação e evapotranspiração elevada (Ramos & Reis, 2001).

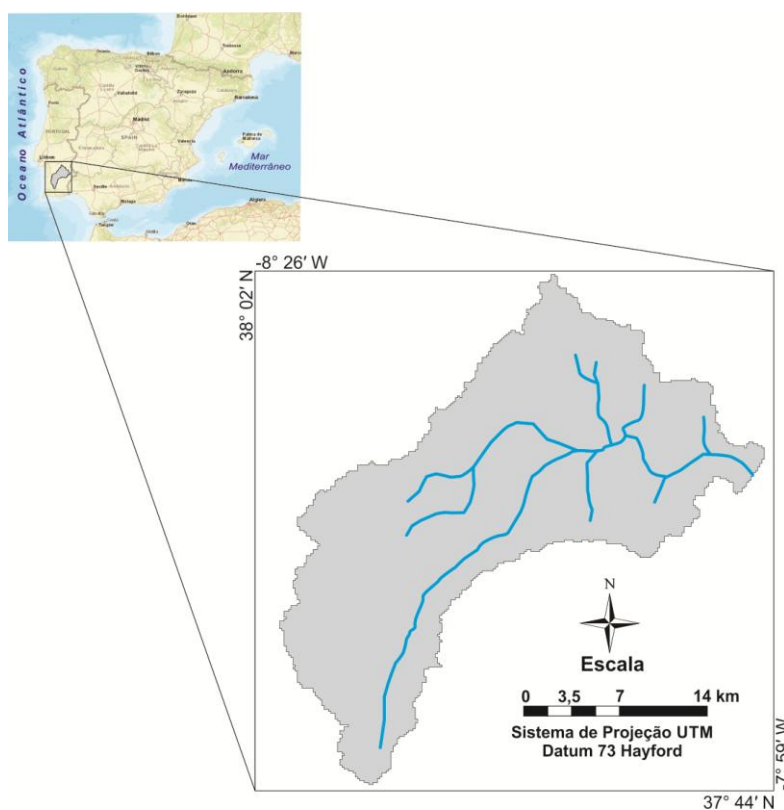


Figura 1. Localização geográfica da bacia do Rio Cobres, em Portugal.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### O modelo SWAT

O SWAT (Arnold et al., 1998) é um modelo hidrossedimentológico desenvolvido para simular os efeitos das ações do uso e manejo do solo na vazão, produção de sedimentos, perdas de nutrientes e evapotranspiração. Esse modelo requer como dados de entrada informações diárias sobre precipitação, temperatura, umidade; e mapas de tipos de solos, modelo de elevação digital do terreno, e mapa de uso e ocupação do solo. O modelo SWAT estima o balanço hídrico pela seguinte equação:

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad [1]$$

sendo  $SW_t$  o conteúdo final de água no solo (mm),  $SW$  o conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como conteúdo de água inicial menos o conteúdo de água no ponto de murcha permanente (mm),  $t$  o tempo (dias),  $R_i$  a precipitação (mm),  $Q_i$  o escoamento superficial (mm),  $ET_i$  a evapotranspiração (mm),  $P_i$  a percolação (mm), e  $QR_i$  o fluxo de retorno (ascensão capilar) (mm).

No SWAT, a produção de sedimentos é simulada usando a Equação Universal de Perda de Solo Modificada – MUSLE. A MUSLE usa a quantidade de escoamento superficial, o pico de vazão e fatores de declividade, uso do solo, e erodibilidade dos solos, para simular a produção de sedimentos, sendo dada pela equação:

$$P_{sed} = a \cdot (Q_s \cdot Q_p \cdot area_{hru})^b \cdot K \cdot C \cdot P \cdot LS \quad [2]$$

sendo  $P_{sed}$  a produção de sedimentos (ton), “a” e “b” são coeficientes de ajuste (calibração);  $Q_s$  o volume de escoamento superficial ( $m^3$ ),  $Q_p$  a vazão de pico do escoamento ( $m^3/s$ ),  $area_{hru}$  a área das Unidades de Resposta Hidrológica – HRU (ha),  $K$  o fator de erodibilidade do solo ( $t \cdot h \cdot ha / MJ / mm$ ),  $C$  o fator de manejo e cobertura do solo (adimensional),  $P$  o fator de práticas conservacionistas (adimensional), e  $LS$  o fator topográfico (adimensional).

### Dados de chuva, vazão e produção de sedimentos

O modelo SWAT foi calibrado comparando as séries de dados observados e simulados de vazão na escala mensal e produção de

sedimentos na escala diária. O período de calibração da vazão foi de 1960 a 1980 e a validação de 1990 a 2000. Para a aplicação do modelo SWAT foram utilizados dados de precipitação diária de sete postos pluviométricos (Figura 2), para o período de janeiro de 1960 a dezembro de 2000. Os dados de vazão foram coletados no posto fluviométrico Monte da Ponte, localizado nas coordenadas 37,8° de Latitude Norte e 7,51° de Longitude Oeste. Os dados de sedimentos foram obtidos no posto Pulo do Lobo, localizado nas coordenadas 37,48° de Latitude Norte e 7,38° de Longitude Oeste. Todos os dados foram obtidos junto ao Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, disponível em [www.snirh.pt](http://www.snirh.pt).

Para delimitar as sub-bacias do Rio Cobres foi utilizado o modelo digital de elevação da bacia com resolução espacial de 90 m, disponível em <http://srtm.csi.cgiar.org>. Para a determinação da produção de sedimentos na bacia foram coletados dados de concentração média de sedimentos em suspensão de 33 eventos registrados no período entre 1981 e 1985. A concentração média de sedimentos em suspensão foi calculada pela relação entre a descarga sólida e a descarga líquida, conforme a equação:

$$Q_{ss} = \Sigma (Q \cdot C_{ss}) \cdot 0,0864 \quad [3]$$

sendo  $C_{ss}$  a concentração de sedimentos (mg/L),  $Q$  a descarga líquida ( $m^3$ ), e  $Q_{ss}$  a produção de sedimentos em suspensão (ton/dia).

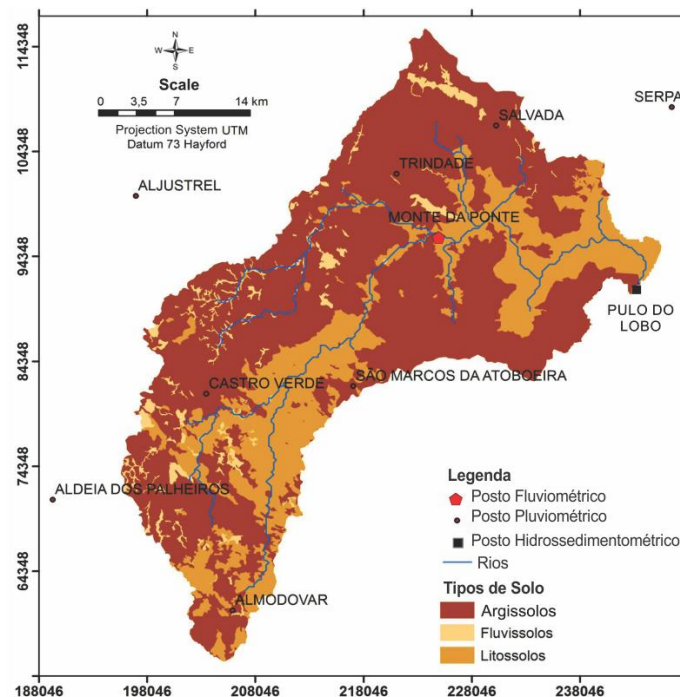


Figura 2. Tipos de solos, rede de drenagem e localização dos postos de chuva-vazão-erosão utilizados neste estudo.

### Tipos de solos e determinação dos parâmetros do SWAT

Os tipos de solos foram obtidos junto ao Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário de Portugal, na escala de 1:25.000 (DGADR, 2010). A Figura 2 mostra a

distribuição espacial dos tipos de solos na bacia do Rio Cobres. Os tipos de solos da bacia foram relacionados com os solos existentes no banco de dados do SWAT. A Tabela 1 apresenta os valores de erodibilidade dos solos, a área e o percentual dos solos na bacia.

Tabela 1. Tipos de solo, valores de erodibilidade e área percentual dos solos.

Tipos de Solo	Erodibilidade (t.ha.h/ha/MJ/mm)	(%)
Fluvissoles	0,030	4,0
Argissolos	0,024	67,0
Litossolos	0,014	29,0

Os solos do tipo Argissolos na bacia se caracterizam por serem minerais e não hidromórficos, com distinta individualização entre os horizontes mais superficiais. Apresentam horizonte B textural, com argila de baixa atividade Tb e com a sequência de horizontes A, E, Bt e C. Esses solos são profundos a muito profundos, com textura mais argilosa no horizonte A, por isso, em igualdade de condições de relevo, cobertura vegetal e manejo, e são mais suscetíveis à erosão do solo (Cardoso, 1965).

Os solos Litossolos na bacia são pouco desenvolvidos, rasos, não hidromórficos, apresentando horizonte A diretamente sobre a rocha ou horizonte C de pequena espessura. São normalmente pedregosos e/ou rochosos, moderadamente a excessivamente drenados com horizonte A pouco espesso, cascalhento, de textura predominantemente média, podendo também ocorrer solos de textura arenosa, siltosa ou argilosa. Podem ser distróficos ou eutróficos, presentes geralmente em áreas de relevo suave ondulado a montanhoso (Alexandre e Afonso, 2007).

Os solos Fluvissois são derivados de sedimentos aluviais com horizonte B ausente sobre horizonte C, constituído de camadas estratificadas, pouco evoluídas e sem relações pedogenéticas entre as camadas. Em geral, esses solos na bacia são pouco profundos e apresentam espessura e granulometria bastante diversificadas, tanto no sentido vertical quanto horizontal dos perfis de solo, devido à heterogeneidade de deposição do material originário (Cardoso, 1965).

O modelo SWAT possui um banco de dados contendo diversos parâmetros para cada tipo de solo e uso e ocupação do solo. Neste estudo foram realizadas associações/adaptações entre os tipos de solo e uso do solo do banco de dados do SWAT e os usos existentes na bacia. Para a determinação dos melhores valores dos parâmetros do modelo SWAT foram realizadas 500 iterações no processo de calibração. Essa etapa foi orientada, majoritariamente para a diminuição das incongruências entre as vazões e as produções de sedimentos observadas e calculadas. A Tabela 2 apresenta os parâmetros utilizados na calibração do SWAT. Esse

procedimento foi realizado usando o programa SWAT-CUP (Abbaspour et al., 2015).

Arnold et al. (2000) identificaram que o modelo SWAT é sensível a mais de 100 variáveis relacionadas à vegetação, manejo do solo, tipos de solos, clima, e recarga de aquífero. Assim, para testar a aplicabilidade desse modelo, foi utilizado o método da Calibração por Otimização, no qual se compara o valor calculado com o observado para cada evento de maneira automatizada. Os parâmetros mais sensíveis utilizados nesse estudo foram: Esco; Surlag; Sol\_awc; Alpha\_bf; Cn2; Rchrg\_dp; Ch\_k2; Gw\_qmn e Gw\_revap.

Quanto ao parâmetro Grupo Hidrológico, todos os solos da bacia foram classificados como Grupo hidrológico C, que, de acordo com as recomendações da U.S. Natural Resources Conservation Service, são solos com baixa taxa de infiltração, condutividade hidráulica saturada entre 1 e 5 mm/h, com textura moderadamente fina a fina, que impedem o movimento da água nos horizontes. Esses solos possuem baixa taxa de transmissão de água (alto escoamento superficial potencial).

### Análises Estatísticas

Neste estudo foram utilizados dois métodos estatísticos para avaliar o desempenho da calibração e validação da vazão, e calibração da produção de sedimentos no modelo SWAT: (a) Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS), (b) Coeficiente de Determinação (R<sup>2</sup>). O NS varia entre -∞ a 1, sendo que valores menores do que zero indicam que a média dos dados observados preveem melhor do que a simulação pelo modelo, enquanto valores próximos a 1 indicam um ajuste ótimo. O NS é calculado pela equação:

$$NS = 1 - \frac{\left( \sum_{i=1}^n (E_o - E_s)^2 \right)}{\sum_{i=1}^n \left( E_o - \bar{E}_s \right)^2} \quad [4]$$

O R<sup>2</sup> mede a associação linear entre duas variáveis, sendo calculado por:

$$R^2 = \frac{\left( \sum_{i=1}^n (E_s - \bar{E}_s) (E_o - \bar{E}_o) \right)^2}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (E_s - \bar{E}_s)^2 (E_o - \bar{E}_o)^2}} \quad [5]$$

sendo  $E_o$  o evento observado,  $E_s$  o evento simulado pelo modelo,  $\bar{E}_o$  a média do evento observado,  $\bar{E}_s$  a média do evento simulado, e  $n$  o número de eventos.

**Tabela 2.** Valores otimizados e descrições dos parâmetros utilizados para a calibração do modelo SWAT.

Parâmetros	Descrição	Valor
Alpha_bf	Fator de recessão de escoamento de base	0,513
Biomix	Eficiência da mistura biológica do solo	0,571
Canmx	Quantidade máxima de água interceptada pela vegetação	4,523
Cn2	Valor da curva número para a condição de solo úmido	-0,0482
Ch_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal	3,005
Ch_N2	Coefficiente de <i>Manning</i> (n) do canal	0,2781
Epc0	Coefficiente de compensação da absorção de água pelas plantas	0,621
Esco	Coefficiente de compensação da evaporação de água no solo	0,6125
Gw_delay	Tempo de recarga do aquífero	-15,87
Gw_revap	Coefficiente de controle do fluxo da água da zona saturada à não saturada	0,1163
Gw_qmn	Profundidade da água subterrânea necessária para ocorrer fluxo de retorno	665
Rchrg_dp	Fração de água percolada para o aquífero profundo	-0,02533
Revapmn	Limite de água no solo para ocorrência da ascensão capilar à zona saturada	1,65
Slsbbsn	Comprimento da declividade média	0,1705
Sol_Alb	Albedo do solo	-0,0975
Sol_Awc	Capacidade de armazenamento de água no solo	0,2295
Sol_K	Condutividade hidráulica saturada do solo	-0,1665
Sol_Z	Profundidade da camada de solo	0,1015
Surlag	Tempo de retardo de escoamento superficial	7,992

O  $R^2$  mostra o grau de colinearidade entre os valores observados e simulados, descrevendo a proporção da variância entre esses valores, variando entre 0 e 1, onde valores mais próximos a 1 indicam menor variância do erro.

### Cenários de Uso do Solo

Neste estudo, o modelo SWAT foi utilizado para simular a vazão e a produção de sedimentos em condições diversas, e três cenários de uso do solo foram definidos: (1) Cenário 1 (Real): esse cenário foi determinado mediante informações do projeto Corine Land Cover (AEA, 2014), na escala 1:100.000, que mapeou a cobertura do uso e ocupação do solo de Portugal. Nesse cenário foram identificadas 11 classes de uso e ocupação do solo. As classes Agricultura (com 58%) e Sistemas Agro-florestais (com 27%) são as mais predominantes na bacia, e as demais classes são responsáveis por 15% do restante da área. (2) Cenário 2 (Pastagem): esse cenário se caracterizou pela mudança do uso do solo Mata por área de Pastagem. Essa alteração foi baseada nas tendências recentes identificadas na bacia nas últimas décadas. Esse cenário considera o uso na bacia como sendo anual, onde todas as culturas e manejos agrícolas são

uniformes. (3) Cenário 3 (Mata): esse cenário foi considerado como otimista e se caracterizou pela ocupação de áreas de Mata nas áreas de Pastagem, de Solo Exposto e Gramíneas. Essa bacia é ocupada por mata sempre-verde com vegetação do tipo Ombrófila Densa. A representação espacial dos três cenários pode ser conferida nas Figuras 3a, 3b e 3c.

Somente 0,24% da área total da bacia, que correspondem à água foram mantidas em todos os cenários. Após as etapas de calibração e de verificação do escoamento e da produção de sedimento usando o modelo SWAT, foram gerados e simulados os Cenários 2 e 3. Para avaliar o comportamento da bacia, em condições diversas de uso e ocupação do solo, foram avaliados dois cenários. Os cenários simulados foram estabelecidos através da transformação do uso e ocupação do solo.

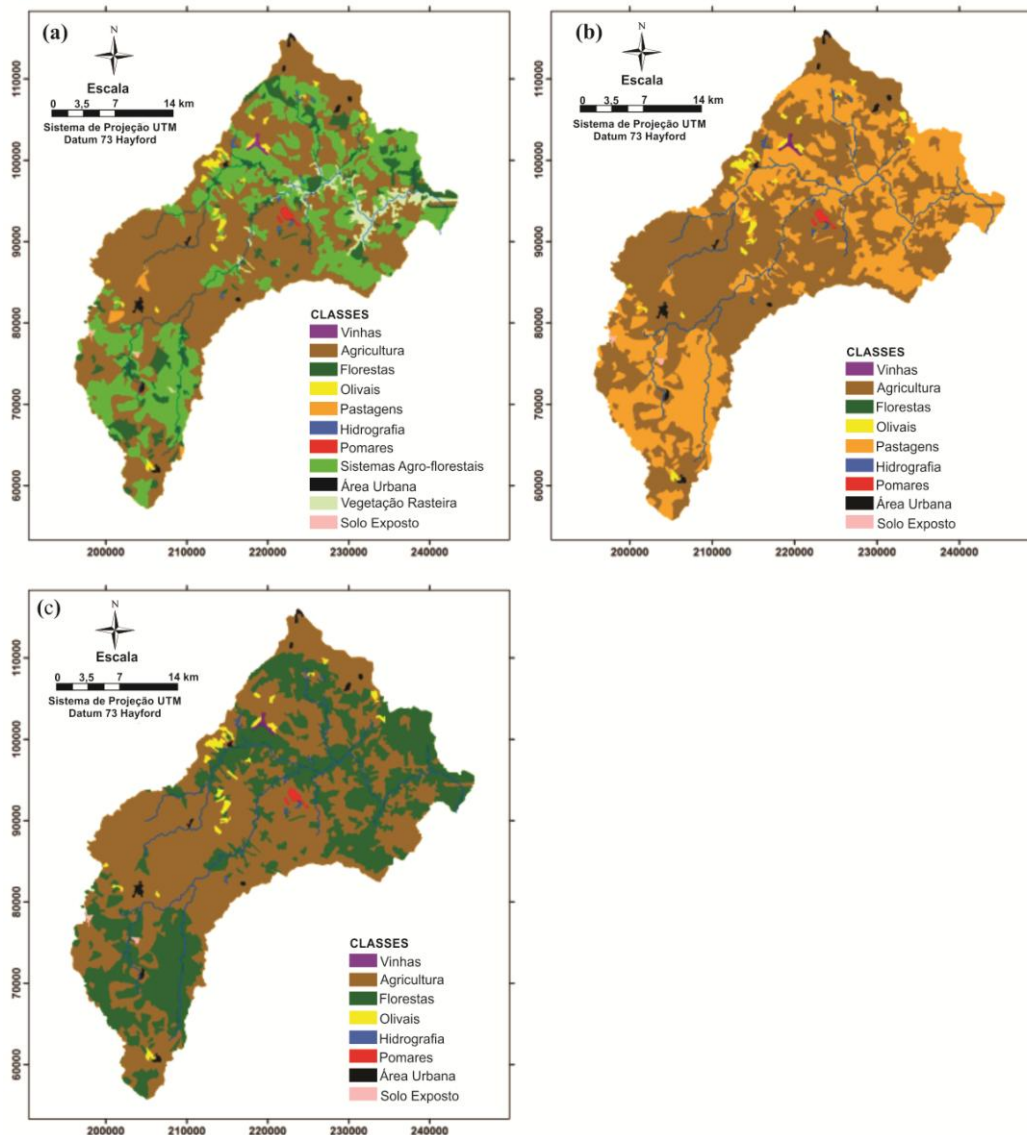
Na Tabela 3 são apresentadas as áreas totais e relativas de ocupação de cada cobertura do uso do solo na bacia do Rio Cobres, para o cenário de uso atual e para os outros dois cenários. Com a mudança do cenário atual para o Cenário 1, há uma diminuição nas áreas ocupadas por Florestas (-7,57%), Vegetação Rasteira (-3,31%) e Sistemas Agro-florestais (-27,94%), e um aumento na área ocupada por

Pastagem (+39,32%). No Cenário 2, a área ocupada por Mata aumentou 39,32% em detrimento da diminuição das áreas de Pastagem (-39,32%). Todos os parâmetros utilizados para cada tipo de uso de solo adotado

foram os indicados nos manuais do modelo SWAT, apresentados por Winchell et al. (2010) e Neitsch et al. (2005). Após a construção dos cenários, foram simulados os processos de vazão e produção de sedimentos na bacia.

**Tabela 3.** Uso e ocupação do solo para os três cenários de uso do solo

Classes	Classificação no SWAT	Área em km <sup>2</sup> (%)					
		Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3	
		km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Vinhas	Vineyard	1,77	0,15	1,77	0,15	1,77	0,15
Agricultura	Agricultural land crops	682,59	58,32	682,59	58,32	682,59	58,32
Mata	Forest deciduous	88,61	7,57	0,00	0,00	460,23	39,32
Olivais	Olives	13,89	1,19	13,89	1,19	13,89	1,19
Pastagens	Pasture	5,87	0,50	460,23	39,32	0,00	0,00
Planos de água	Water	2,86	0,24	2,86	0,24	2,86	0,24
Pomares	Orchard	2,28	0,20	2,28	0,20	2,28	0,20
Sistemas Agro-florestais	Forest mixed	326,98	27,94	0,00	0,00	0,00	0,00
Área Urbana	Urban	5,54	0,47	5,54	0,47	5,54	0,47
Vegetação Rasteira	Wetland-non-forested	38,77	3,31	0,00	0,00	1,27	0,11
Solo Exposto	Bare soil	1,27	0,11	1,27	0,11	0,00	0,00



**Figura 3.** Cenários de uso e ocupação do solo: (a) Cenário 1 (Real), (b) Cenário 2 (Pastagem), e (c) Cenário 3 (Mata).

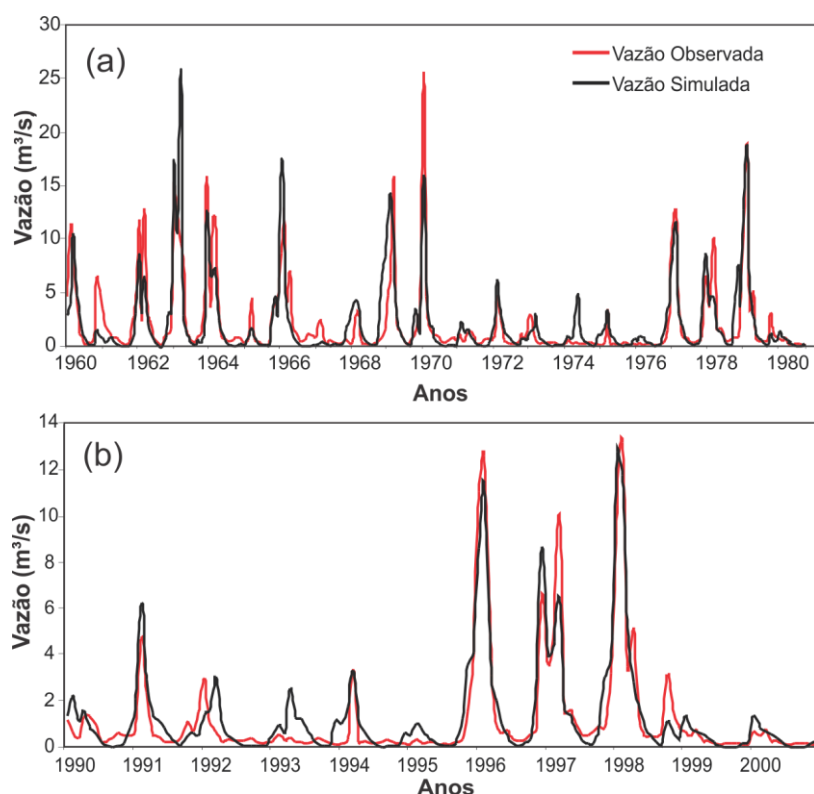


## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Estimativa da Vazão

O hidrograma da calibração entre as vazões observadas e simuladas (Figura 4a) mostrou que o modelo SWAT conseguiu simular adequadamente os valores mínimos e máximos de vazão. Os indicadores estatísticos das vazões mensais apresentaram resultados satisfatórios, com  $R^2 = 0,81$  e  $NS = 0,63$ . Os valores de vazão média observada e calculada para o período de calibração foram 1,76 e 1,80  $m^3/s$ , respectivamente. Os resultados mostraram que o modelo superestimou os valores de vazão calculados em 11%.

A Figura 4b apresenta o hidrograma de validação das vazões. Os resultados mostraram um ajuste que pode ser considerado satisfatório para essa bacia ( $R^2 = 0,83$  e  $NS = 0,57$ ). No que tange à análise gráfica entre as vazões observadas e simuladas, observou-se um padrão no comportamento dos picos e da recessão do hidrograma em todo o período analisado. Os resultados mostraram uma diminuição das vazões médias observadas. Os valores de vazões médias observadas e simuladas para esse período foram de 1,19 e 1,23  $m^3/s$ , respectivamente, isto é, inferiores ao período de calibração.



**Figura 4.** Comparação entre as vazões observada e simulada: (a) calibração e (b) validação.

Nota-se que entre 1960 e 1970 houve uma maior ocorrência de picos de vazão superiores a 10  $m^3/s$ , quando comparado ao período entre 1970 e 1980. Essa diferença pode ser explicada devido ao fato do aumento do número de invernos secos nesse último período na região Sudeste de Portugal (Mourato et al., 2009). Santos et al. (2005) ressaltaram que as áreas próximas ao mar possuem características mais homogêneas quando comparadas a regiões mais afastadas, como é o caso da bacia do Rio Cobre. Destacaram ainda que no período entre

1931 e 2000, na porção Sudeste de Portugal, os anos secos excederam os úmidos. Deve-se destacar que uma das principais características dos rios da região sul de Portugal é a grande variação de sua vazão, devido ao fato do fluxo nos canais ser intermitente (Silva et al., 2015), e as irregularidades das precipitações da região, característico de uma zona de clima semiárido, o que dificulta um melhor ajuste da vazão pelo modelo. Devido ao transporte de sedimentos nessa bacia ser episódico, o mesmo somente ocorre durante eventos de chuva que provocam



escoamento superficial. Acerca dessa característica, Martínez-Casasnovas (2014) relataram que as mudanças no padrão de distribuição das chuvas na porção Sul da Península Ibérica se caracterizam por concentrarem chuvas intensas e erosivas em uma pequena parte do ano, que influenciam o regime hidrológico da bacia.

Outro fator importante é a Geologia. Segundo Zhang et al. (2013), as vazões nas bacias da região sul de Portugal sofrem influências do substrato geológico, em função da permeabilidade reduzida, influenciada pela presença de granitos, xistos e formações argilosas, que dificultam a infiltração da água

no solo e os processos hidrogeomorfológicos. Apenas as áreas com a presença de calcários carsificados contribuem para diminuir a irregularidade e os picos de cheia na região.

A Figura 5 apresenta a vazão média mensal estimada para cada sub-bacia do Rio Cobres. Analisando esses resultados, pode-se inferir que houve grande variação nas vazões das sub-bacias, e que as sub-bacias 29, 28, 21, 20, 15, 14, 10 e 6 foram as que apresentaram as maiores vazões médias, uma vez apresentam declividades que variam entre 17 e 22%, e predominância do uso do solo Agricultura e tipos de solos Argissolos.

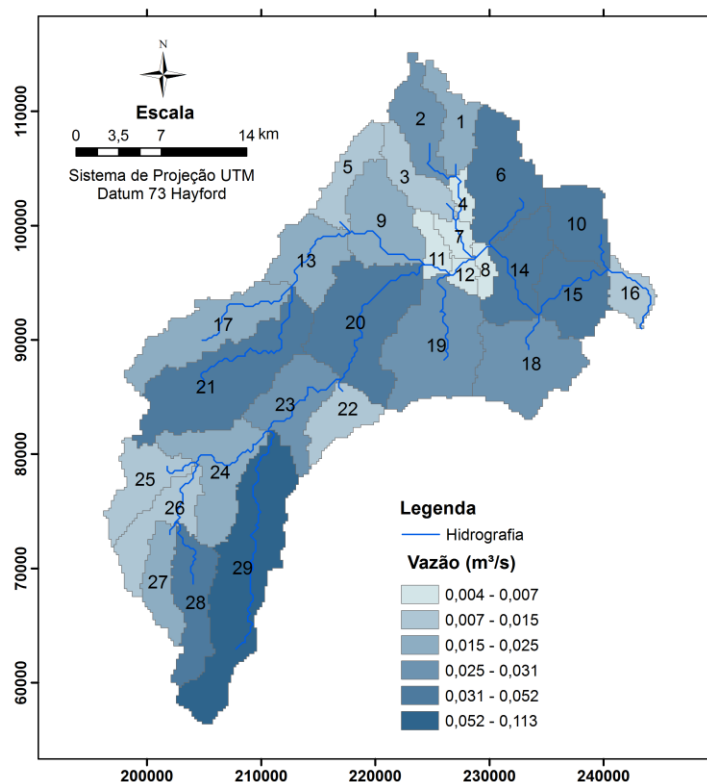


Figura 5. Distribuição espacial das vazões médias mensais entre 1960 e 2000 para a bacia do Rio Cobres.

### Estimativa da produção de sedimentos

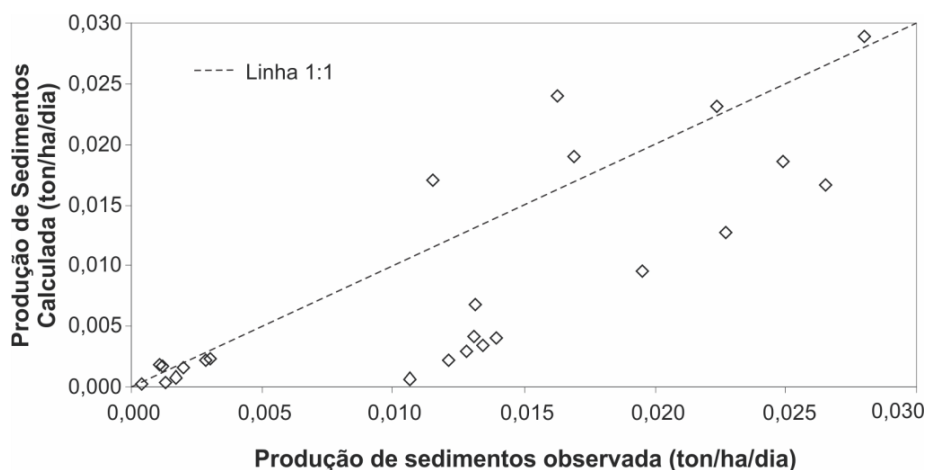
A Figura 6 apresenta a comparação entre a produção de sedimentos diária observada no posto hidrossedimentométrico Pulo do Lobo e a estimada pelo modelo SWAT. Os valores médios observados e calculados de produção de sedimentos foram de 0,014 e 0,018 ton/ha/dia, respectivamente; com  $R^2 = 0,62$  e  $NS = 0,43$ . Os resultados mostraram que os valores simulados foram superiores aos observados, superestimando a produção de sedimentos na bacia em 29%, o que pode ser considerado razoável para a representação desse processo

em escala de bacia, e, sobretudo, para uma bacia localizada na região semiárida de Portugal e com regime hidrológico efêmero.

O ajuste razoável entre a produção de sedimentos observada e estimada apresentado pelo  $R^2$  deve-se ao fato desse coeficiente considerar os valores médios dos dados observados e calculados. No que tange os resultados do coeficiente NS, o resultado foi insatisfatório, em virtude desse coeficiente considerar a magnitude relativa da variância residual entre os dados observados e calculados (Nash & Sutcliffe, 1970), ou seja, o NS é um

índice muito sensível aos valores extremos devido à segunda potência que o define, e

pouco sensível aos valores próximos à média.



**Figura 6.** Relação entre a produção de sedimentos observada e estimada para a bacia do Rio Cobres.

Os resultados mostraram que os maiores valores de produção de sedimentos na bacia ocorrem nos maiores eventos de chuva e podem transportar uma concentração de sedimentos máxima de 0,029 ton/ha/dia. A alta variabilidade entre os dados observados e os calculados está relacionada a diversos fatores, como: (a) geomorfologia, (b) umidade do solo antecedente ao evento chuvoso, (c) incertezas e problemas nas medições de produção de sedimentos em canais, e (d) erosividade da chuva que é influenciada pela sua intensidade e duração do evento.

Além da precipitação, outros fatores físicos preponderantes que influenciam os processos hidrogeomorfológicos são a declividade e a direção dos fluxos. De Moor & Verstraeten (2008) e Verstraeten et al. (2009) ressaltaram que, o aumento da declividade colabora com o aumento na velocidade da vazão e sua capacidade de desprendimento e transporte de sedimentos. Assim, a forma do terreno constitui-se como uma variável essencialmente qualitativa e a partir da sua geometria, direção de fluxos do escoamento (convergente, planar ou divergente) são atribuídos efeitos que podem influenciar na intensidade dos processos de vazão e produção de sedimentos. No caso da bacia do Rio Cobres, percebe-se que a direção dos fluxos de drenagem é convergente, e que grande parte da bacia apresenta declividades entre 1 e 10° (Silva, 2015).

A Figura 7 representa a espacialização da estimativa dos valores da produção de sedimentos para cada sub-bacia do Rio Cobres.

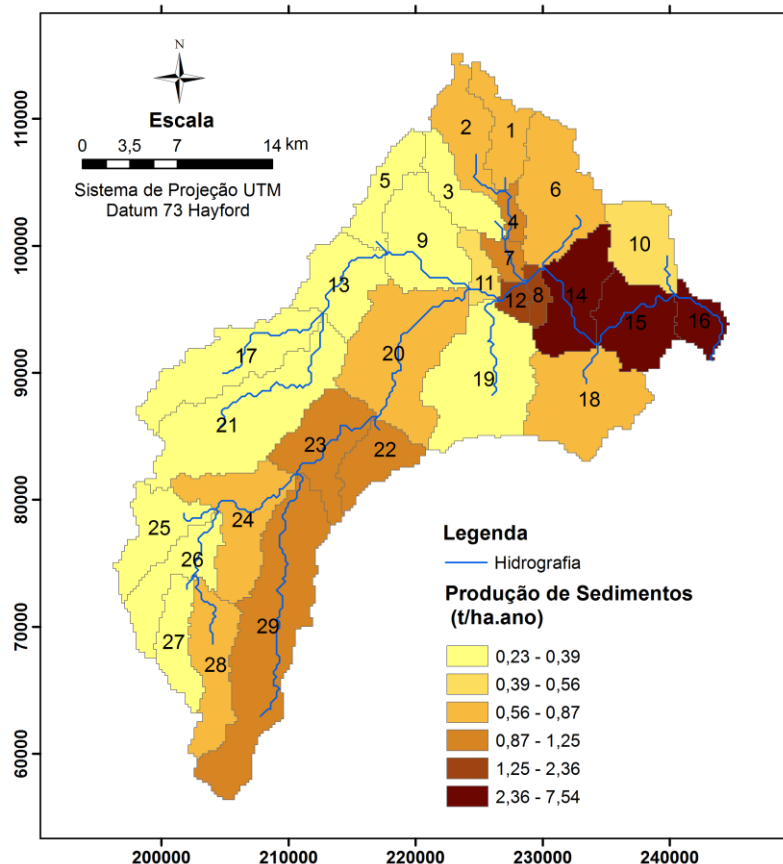
No geral, esses valores podem ser considerados baixos, e dentro do limite de tolerância para os tipos de solo dessa bacia, definido por Pires et al. (2007). A distribuição da produção de sedimentos estimada para a bacia utilizando o modelo SWAT apresentou valor médio de 1,1 ton/ha/ano e um desvio padrão de 27,5%. As sub-bacias 14, 15 e 16, localizadas próximas ao exutório da bacia, foram as que produziram mais sedimentos.

Deve-se destacar que esse rio não é alimentado por um lençol freático, assim, só existe produção de sedimentos após eventos chuvosos. Dessa forma, a carga de sedimentos transportada na rede hidrográfica é oriunda tanto das vertentes quanto do canal fluvial, devido ao fato da rápida resposta da bacia, devido à declividade da bacia que é influenciada pela cobertura do solo e pela Geomorfologia.

Os resultados mostraram que a porção norte da bacia apresentou os principais problemas de erosão, característica comum na porção sul da Península Ibérica, como constatado por Martínez-Casasnovas & Ramos (2009) e Ben Othman & Gueddari (2014). A porção norte da bacia apresentou os maiores valores de produção de sedimentos, que em parte foi afetada pela ocorrência de chuvas com alta intensidade ocorridas na bacia durante as últimas décadas (Silva et al., 2015). Esse fator contribuiu mais para o transporte de sedimentos no rio nessa porção da bacia do que na parte sul, onde as chuvas foram menos intensas. Diferenças sensíveis entre valores observados e

estimados de produção de sedimentos, para bacias similares a do Rio Cobres também foram relatados por Martínez-Casasnovas et al. (2014) e Chandra et al. (2014). Além da precipitação, outros fatores que contribuíram para a diferença entre dados observados e simulados em escalas de bacias podem ser: (a) localização dos postos

pluviométricos, (b) o número de postos pluviométricos utilizados, (c) a área da bacia, (d) a complexidade da medição de eventos extremos, (e) a dinâmica do uso e ocupação do solo e sua complexidade na representação sazonal, e (f) a alta intensidade de chuvas na bacia.



**Figura 7.** Produção de sedimentos anual média entre 1960 e 2000 para a bacia do Rio Cobres.

Os maiores valores de produção de sedimentos na porção norte da bacia podem ser atribuídos à presença de uso do solo do tipo Agricultura e de solos do tipo Argissolos. Esses solos se caracterizam por serem desenvolvidos e mal consolidados de origem terciária, caracterizados pela presença de gradiente textural entre os horizontes superficiais e subsuperficiais, ou seja, maior teor de argila no horizonte B em relação ao horizonte A (DGADR, 2010). Dentre os efeitos causados

por essa diferença de textura se destaca a pouca infiltração da água no solo, o que favorece as vazões e a maior probabilidade de arraste das partículas de sedimentos.

### Modelagem Hidrossedimentológica em Diferentes Cenários

Os resultados das simulações para vazão e produção de sedimentos nos três cenários e a comparação entre os mesmos são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4.** Comparação dos valores mensais de vazão e sedimentos nos três cenários.

Cenários	Produção de Sedimentos (ton/ha/ano)			Vazão (m <sup>3</sup> /s)		
	Média	Desvio Médio	Desvio Padrão	Média	Desvio Médio	Desvio Padrão
1. Uso Real	4,87	4,41	6,03	2,09	2,30	3,58
2. Pastagem	5,09	4,48	6,14	2,11	2,29	3,57
3. Mata	4,86	4,37	6,00	2,08	2,32	3,60

Comparando os resultados das simulações entre o Cenário 1 e os outros dois cenários, o modelo aumentou a predição da produção de sedimentos na bacia no Cenário 2. Na produção de sedimentos, a maior variação foi entre os Cenários 2 e 3. Como esperado, no Cenário 3, a produção de sedimentos foi menor com relação ao Cenário 2 (-4,5%) e ligeiramente inferior ao Cenário 1 (-0,2%). No Cenário 2, quando a Mata foi removida em detrimento de áreas com pastagem em toda a extensão da rede de drenagem e nas nascentes, a produção de sedimentos média foi de 5,09 ton/ha/ano. No Cenário 3, com o aumento da área de Mata, a produção de sedimentos média foi de 4,86 ton/ha/ano (Tabela 4). Os valores dos desvios médios e padrão foram similares em todos os três cenários. Constatou-se que a intensificação da alteração do uso do solo para áreas de Pastagem aumentaram mais a produção de sedimentos na bacia, e o aumento da área de Mata pouco influenciou na diminuição desse processo.

No Cenário 2, o aumento na produção de sedimentos foi decorrente dos diferentes valores do fator C (da USLE) associado com o tipo de cobertura atual e maior intensidade do pastoreio. Segundo Dantas et al. (2015), o pastoreio em condições adequadas normalmente não aumenta a quantidade de sedimentos após chuvas intensas; mas, o pastoreio intensivo, em terrenos inclinados e solos frágeis, pode causar sérios problemas de erosão. Ainda segundo os autores, a produção de sedimentos aumenta quando a área ripária também é utilizada como pastagem, o que leva à erosão das margens dos rios e à deposição dos sedimentos diretamente no leito. No Cenário 3, a mudança do uso da terra nas áreas ocupadas por Mata diminuiu a exposição dos solos mais susceptíveis à erosão, porém, a diminuição da produção de sedimentos foi menor. Nesse cenário, a produção de sedimentos ficou abaixo do tolerável para todos os tipos de solo.

Com relação à vazão, o Cenário 2 apresentou um valor médio superior ao do Cenário 1, um acréscimo de cerca de 20% na vazão, enquanto o Cenário 3 apresentou um valor menor, entretanto, próximo do valor médio da vazão no Cenário 1. As diferenças entre os valores de vazão dos cenários podem ser atribuídas às diferentes taxas de evapotranspiração das culturas estudadas e às alterações no escoamento superficial e infiltração de água no solo em função do tipo de sistema radicular, manejo e taxa de cobertura do solo, que os diferentes usos do solo dessa bacia possuem. Mello et al., (2007) obtiveram um acréscimo na vazão de 4,5% com a simulação de um cenário composto por 100% de pastagem. O solo usado para pastagem sofre com a compactação decorrente do pisoteio dos animais, criando assim uma camada que pode reduzir a infiltração da água. Esse resultado corrobora com os valores obtidos por Martínez-Casnovas et al. (2009) na região de Penedès, localizada no nordeste da Espanha, onde foi observado que o maior impacto na redução do escoamento superficial foi obtido pela substituição de vegetação de gramíneas por mata nativa.

O Cenário 3, constituído predominantemente por floresta Ombrófila Densa apresentou o maior decréscimo na vazão média, em relação ao Cenário 1, cerca de -0,5%, devido ao aumento da evapotranspiração e a maior quantidade de matéria orgânica, que faz com que o solo fique mais estruturado, permitindo maior infiltração de água no solo. Entretanto, com a maior cobertura proporcionada pela Mata, ocorre maior interceptação da precipitação pluvial e menos água chega ao solo. Assim, quanto maior a evapotranspiração, menor será a umidade do solo e, conseqüentemente, maior será a taxa de infiltração e menor o escoamento superficial.

## CONCLUSÕES

A aplicação do modelo SWAT para a avaliação da vazão se mostrou satisfatória, mostrando que a vazão diária média observada foi igual a 1,76 m<sup>3</sup>/s e a simulada foi de 1,80 m<sup>3</sup>/s. Os resultados mostraram que a produção

de sedimentos é episódica na bacia com valor médio diário observado igual a 0,022 ton/ha/dia enquanto o simulado foi de 0,032 ton/ha/dia.

O cenário 2 (Pastagem) produziu a maior taxa de produção de sedimentos e o Cenário 3

(Mata) apresentou o menor valor médio. O tipo de uso do solo interfere nos processos hidrológicos, conseqüentemente, no regime de vazões e na produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica, sobretudo, em bacias com

escoamento efêmero, como é o caso da bacia do Rio Cobres. Conclui-se do exposto que em curto prazo, grandes alterações no uso e ocupação do solo acarretaram maiores impactos no regime e na disponibilidade hídrica da bacia.

## AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelas bolsas de produtividade do primeiro e segundo autores. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pelas bolsas de mestrado dos terceiro e quarto autores. Ao Ministério de Ciência e Tecnologia/CNPq/CT-HIDRO, pelo apoio financeiro junto ao Projeto Cooperação Internacional do Semi-Árido (CISA), que permitiu a parceria entre a Universidade Federal da Paraíba e a Universidade de Évora.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABBASPOUR, K. C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLØVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, n. 5, p. 733-752, 2015.
2. AEA – Agência Europeia do Ambiente. **Corine Land Cover (CLC2000) 100 m** - version 9/2007. Disponível em: <http://snig.igeo.pt>. Acessado em: 12 de Agosto de 2014.
3. ALEXANDRE, C. & AFONSO, T. Cartografia de solos à escala da exploração agrícola: aplicação a um ensaio de olival. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 30, n. 1, p. 17-32, 2007.
4. AREKHI, S.; SHABANI, A.; ROSTAMIZAD, G. Application of the modified universal soil loss equation (MUSLE) in prediction of sediment yield (Case study: Kengir Watershed, Iran). **Arabian Journal of Geosciences**, v. 5, p. 1259–1267, 2012.
5. ARNOLD, J. G.; MUTTIAH, R. S.; SRINIVASAN, R.; ALLEN, P. M. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in Upper Mississippi River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 227, n. 1, p. 21-40, 2000.
6. ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
7. BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; VAN DOORN, A.; QUETIER, F.; CHOUVARDAS, D.; ROUNSEVELL, M. The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. **Geomorphology**, v. 98, n 3-4, 15, p. 213-226, 2008.
8. BEN OTHMAN, D. & GUEDDARI, M. Hydrological study of the water quality of the Beja River according to the SWAT model. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 10-12, p. 2047-2056, 2014.
9. CARDOSO, C. **Solos de Portugal: sua classificação, caracterização e gênese 1 – a sul do rio Tejo**. Lisboa, Portugal, 1965.
10. CERDÀ, A.; MORERA, A. G.; BODÍ, M. B. Soil and water losses from new citrus orchards growing on sloped soils in the western Mediterranean basin. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, p. 1822-1830, 2009.
11. CHANDRA, P.; PATEL, P. L.; POREYC, P. D.; GUPTA, I. D. Estimation of sediment yield using SWAT model for Upper Tapi Basin. **ISH Journal of Hydraulic Engineering**, v. 20, n. 3, p. 291-300, 2014.
12. CRAWFORD, N. H. & LINSLEY, R. K. **Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV**. Technical Report No. 39, Department of Civil Engineering, Stanford University, 1966, 210 p.
13. DANTAS, J. C.; SILVA, M. A.; SILVA, R. M.; VIANNA P. C. G. Simulação vazão-erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da Paraíba. **Geociências**, v. 34, n. 4, p. 816-827, 2015.
14. De MOOR, J. J. W. & VERSTRAETEN, G. Alluvial and colluvial sediment storage in the Geul River catchment (The Netherlands) – Combining field and modelling data to construct a Late Holocene sediment budget. **Geomorphology**, v. 95, n. 4, p. 487-503, 2008.
15. DGADR – Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural. **Cartas de Solos e de Capacidade de Uso do Solo**. Escala: 1:50.000. Série SROA/CNROA/IEADR, 2010.
16. MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A. & RAMOS, M. C. Badlands and gully erosion in the vineyard area of the Alt Penedès-Anoia (NE Spain). **Cuadernos de Investigacion Geografica**, v. 35, p. 223–238, 2009.
17. MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A.; RAMOS, M. C.; BENITES, G. Soil and water assessment tool soil loss simulation at the sub-basin scale in the alt Penedès–Anoia Vineyard Region (NE Spain) in the 2000s. **Land Degradation & Development**, v. 22, n. 2, p. 24-34, 2014.
18. MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A.; RAMOS, M. C.; GARCÍA-HERNÁNDEZ, D. Effects of land-use changes in vegetation cover and sidewall erosion in a gully head of the Penedès region (northeast Spain).

- Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, n. 14, p. 1927-1937, 2009.
19. MELLO, R. C.; LIMA, M.J.; SILVA, M.A. Simulação do deflúvio e vazão de pico em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 410-419, 2007.
20. MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, v. 18, p. 761-799, 2003.
21. MOURATO, S.; MOREIRA, M.; CORTE-REAL, J. Interannual variability of precipitation distribution patterns in Southern Portugal. **International Journal of Climatology**, v. 30 n. 12, p. 1784-1794.
22. NASH, J. E. & SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.
23. NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool**. Theoretical documentation version 2005. Temple, Blackland Research Center, Soil and Water Research Laboratory, 2005, 494p.
24. ODONGO, V. O.; ONYANDO, J. O.; MUTUA, B. M.; VAN OEL, P. R.; BECHT, R. Sensitivity analysis and calibration of the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) for the upper Malewa Catchment, Kenya. **International Journal of Sediment Research**, v. 28, n. 3, p. 368-383, 2013.
25. PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia – SC. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 859-869, 2013.
26. PIRES, R. O.; REIS, J. L.; SANTOS, F. L.; CASTANHEIRA N. L. Polyacrylamide application in center pivot irrigation systems for erosion and runoff control. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 30, n. 1, p. 172-178, 2007.
27. RAMOS, C. & REIS, E. As cheias no sul de Portugal em diferentes tipos de bacias hidrográficas. **Finisterra**, v. 71, p. 61-82, 2001.
28. RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Handbook, n. 703, 1997.
29. SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; MOREIRA, M.; CORTE-REAL, J.; MANGUEIRA, L. R. Detecting hydro-climatic change using spatiotemporal analysis of rainfall time series in the Cobres River basin, Portugal. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 366, p. 125-126, 2015.
30. SANTOS, J. A.; CORTE-REAL, J.; LEITE, S. M. Weather regimes and their connection to the winter rainfall in Portugal. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 1, p. 33-50, 2005.
31. SANTOS, J. Y. G.; SILVA, R. M.; CARVALHO NETO, J. G.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, A. M. Land cover and climate change effects on streamflow and sediment yield: a case study of Tapacurá River basin, Brazil. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 371, p. 189-193, 2015.
32. SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. Integration of GIS and remote sensing for estimation of soil loss and prioritization of critical sub-catchments: a case study of Tapacurá catchment. **Natural Hazards**, v. 62, n. 6, p. 953-970, 2012.
33. SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. MOREIRA, M.; CORTE-REAL, J.; SILVA, V. C. L.; MEDEIROS, I. C. Rainfall and river flow trends using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests in the Cobres River basin. **Natural Hazards**, v. 75, n. 2, p. 453-464, 2015.
34. SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, V. C. L.; SILVA, L. P. Erosivity, surface runoff, and soil erosion estimation using GIS-coupled runoff-erosion model in the Mamuaba catchment, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 8, p. 8977-8990, 2013.
35. SILVA, V. C. L. **Modelagem hidrossedimentológica em diferentes cenários de uso do solo na bacia do Rio Cobres, Portugal**. João Pessoa, 2015. 93 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba.
36. TIBEBE, D. & BEWKET, W. Surface runoff and soil erosion estimation using the SWAT model in the Keleta catchment, Ethiopia. **Land Degradation and Development**, v. 22, n. 6, p. 551-564, 2011.
37. TUPPAD, P.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; LEE, T.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic/water quality model: extended capability and wider adoption. **Transactions of the ASABE**, v. 54, p. 1677-1684, 2011.
38. VERSTRAETEN, G.; ROMMENS, T.; PEETERS, I.; POESEN, J.; GOVERS, G.; LANG, A. A temporarily changing Holocene sediment budget for a loess-covered catchment (central Belgium). **Geomorphology**, v. 108, n. 1, p. 24-34, 2009.
39. WILLIAMS, J. R. Sediment – yield prediction with universal equation using runoff energy factor. **Proceedings of the Sediment Yield Workshop**, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Mississippi, 1975.
40. WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G. **ArcSWAT Interface of SWAT 2009 User's Guide**. Texas A&M University, USA. 2010.
41. WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. **7th Transactions of International Congress of Soil Science**, p. 418-425, 1960.
42. ZHANG, R.; SANTOS, C. A. G.; MOREIRA, M.; FREIRE, P. K. M. M.; CORTE-REAL, J. Automatic calibration of the SHETRAN hydrological modelling system using MSCE. **Water Resources Management**, v. 27, p. 4053-4066, 2013.

*Manuscrito recebido em: 07 de Janeiro de 2016*

*Revisado e Aceito em: 25 de Julho de 2016*