

Estou em: [HOME](#) » [PUBLICAÇÕES](#) » [REGA](#)

 Português  English  Español

[About REGA](#) [Editorial Board](#) [Instruction for authors](#) [Submit manuscript](#)

## REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina - ISSN 2359-1919

VOLUME. 15 - JAN/DEZ - 2018

### SUMÁRIO

**Aplicação dos recursos da cobrança pela entidade delegatária: o caso da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul**

**Application of resources charged by the delegatory entity: hidrographic basin of the Paraíba do Sul river-s case**

*Ana De Castro E Costa, Lucas Pereira De Almeida*

[Exibir detalhes](#)

**Tempo de concentração para Bacias Rurais Monitoradas na Região do Planalto Basáltico no Sul do Brasil**  
**Time of concentration for rural watersheds monitored in the region of the basaltic plateau in the south of Brazil**

[Exibir detalhes](#)

**Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo - SP**

**Water quality and land use relations on Billings Reservoir watershed, Metropolitan Area of São Paulo, Brazil**

*Paula Lopes De Araujo, Diana Sarita Hamburger, Tatiane Araujo De Jesus, Roseli Frederigi Benassi, Valdir De Cicco*

[Exibir detalhes](#)

**O Modelo SWAT como Ferramenta para a Gestão de Recursos Hídricos: Um exemplo aplicado no rio Apeú, Castanhal/PA**

**The SWAT Model as Tool for Water resources Management: an example applied to Apeú river in Castanhal/PA**

*Joyse Tatiane Souza Dos Santos, Hildo Giuseppe Garcia Caldas Nunes, Ana Karla Dos Santos Pontes, Adriano Marlisom Leão De Sousa*

[Exibir detalhes](#)

[RBRH](#)  
[REGA](#)  
[Simpósios](#)  
[LIVROS](#)

### PESQUISAR

Artigo ou palavra-chave:

Autor:

Buscar

### REVISTA REGA

2018

**VOL. 15**

2017

2016

2015

2014

2013

2012

2011

2010

2009

2008

2007

2006

2005

2004

[Todos Volumes](#)

**ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA  
DE RECURSOS HÍDRICOS**

© 2018 - Todos os direitos  
Reservados.

#### Onde Estamos

Av. Bento Gonçalves, 9500 - Caixa Postal 15029 - CEP 91501-970 - Porto Alegre - RS - Brasil

#### Nossos Contatos

Fone: (51) 3493 2233 / 3308 6652 - Fax: (51) 3493 2233 - E-mail: [abrh@abrh.org.br](mailto:abrh@abrh.org.br)

# Aplicação dos recursos da cobrança pela entidade delegatária: o caso da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul

*Application of resources charged by the delegatory entity: hidrographic basin of the Paraíba do Sul river's case*

Submetido em: 22/03/18

Revisado em: 10/05/18

Aprovado em: 11/06/18

Ana de Castro e Costa  
Lucas Pereira de Almeida

## RESUMO

A cobrança pelo uso da água é um instrumento de gestão de recursos hídricos previsto na Lei Federal n.º 9.433/97, sendo a sua implementação imprescindível para o financiamento das ações previstas no Plano de Recursos Hídricos das bacias hidrográficas. Esse instrumento não é um imposto ou tarifa, mas sim uma remuneração pelo uso da água, que se configura como um bem de domínio público. Na bacia do rio Paraíba do Sul, pioneira no cenário nacional na instituição da cobrança pelo uso das águas de domínio da União, a aplicação dos recursos da cobrança dá-se através de investimentos deliberados pelos Comitês e operacionalizados por meio de Entidade Delegatária, tratando-se dos recursos de origem Federal e dos Estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. O presente trabalho tem como objetivo central apresentar a eficiência da Entidade Delegatária quanto à aplicação dos recursos arrecadados através da cobrança pelo uso da água, em termos quantitativos, no período de 2014 a 2017. No intervalo estudado, a entidade delegatária realizou a aplicação de, aproximadamente R\$ 48 milhões dos recursos arrecadados através da cobrança pelo uso das águas de domínio da União, principalmente em ações de saneamento, conforme direcionamento do CEIVAP. Em relação aos recursos de origem estadual, a aplicação foi na ordem de R\$ 12 milhões, também na área de saneamento. A falta de indicadores de resultados dos investimentos é motivo de fragilidade do sistema. Entretanto, a aplicação de recursos na área de abrangência da bacia do rio Paraíba do Sul por uma única entidade delegatária, torna a gestão de recursos hídricos mais integrada e eficiente em relação aos esforços de recuperação da qualidade ambiental da bacia.

**Palavras-chave:** Instrumentos de Gestão; Investimentos, Entidade Delegatária

## ABSTRACT

The charge by the use of water is an instrument of the water resources management provided for in Federal Law n.º 9.433/97, being its implementation indispensable for the financing of actions provided in the hydrographic basins' Water Resources Plan. This instrument is not a tax or rate, but a remuneration by the use of water, which configure itself as a public domain good. In the Paraíba do Sul river's basin, pioneer in the billing by the use of Union domain's water in the national scenario, the application of charging resources is given through deliberated investments by the Committees and operationalized through the Delegatory Entity, in the case of Federal and State of Rio de Janeiro and Minas Gerais' resources. The main aim of this paper is to present the efficiency of the Delegate Entity regarding the application of the resources collected through the water use, in quantitative terms, between 2014 and 2017. During this period, the delegatory entity realized an application of approximately R\$ 48 million of funds raised through the charging by the use of Union domain's water, mainly in sanitation actions. In relation to the resources of state origin, the application was in order of R\$ 12 million, also in sanitation actions. The lack of performance indicators for the investments is motive of fragility in the system. However, the application of resources in the Paraíba do Sul river basin's area by a single delegatory entity makes the management of water resources more integrated and efficient in relation to the recovery efforts of the basin environmental quality.

**Keywords:** Management Tools; Investments; Delegatory Entity

## INTRODUÇÃO

A necessidade de se compreender o funcionamento do comportamento hídrico de uma bacia A sustentabilidade do sistema de gestão de recursos hídricos

depende da eficiência da implementação de seus instrumentos, dentre os quais se destaca a cobrança pelo uso da água devido à finalidade de viabilizar investimentos necessários à implementação do sistema de gestão de recursos hídricos (FINKLER et al, 2015).

Na bacia do rio Paraíba do Sul a cobrança pelo uso das águas de domínio da União foi definida em 2001 (CEIVAP, 2001) e a sua efetivação se deu através da emissão do primeiro boleto de cobrança pela Agência Nacional de Águas no ano de 2003). Nos rios de domínio estadual inseridos na bacia, o processo de operacionalização da cobrança se completou em 2014 e atualmente a cobrança está implementada em toda a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. A consolidação da cobrança em uma bacia hidrográfica exige o atendimento à diversos requisitos, conforme preconizado na Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Entre estes requisitos estão: (iv) aprovação, pelo Conselho de Recursos Hídricos competente, da proposta da cobrança, tecnicamente fundamentada, encaminhada pelo respectivo Comitê de Bacia; e (v) implantação da respectiva Agência de Bacia Hidrográfica ou entidade delegatária do exercício de suas funções.

Embora haja mecanismos e valores para a cobrança pelo uso das águas federais e estaduais da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, a aplicação dos recursos arrecadados através deste instrumento ainda carece de certa maturidade para que as intervenções financiadas venham a ser eficazes na solução de problemas ambientais e sociais gerados pelo desenvolvimento econômico (ACSELRAD; AZEVEDO; FORMIGA-JOHNSON, 2015).

Diante do contexto exposto, a proposta deste trabalho é apresentar o comparativo entre a disponibilidade e a aplicação dos recursos arrecadados na bacia do rio Paraíba do Sul, que é realizada por meio da entidade delegatária competente, no período de 2014 a 2017. Por esse motivo, excetua-se deste estudo o trecho paulista da bacia, que em função de legislação específica, apresenta restrições quanto à delegação das funções de Agência de Bacia (SÃO PAULO, 1991).

Para tanto, foi realizada análise de documentos técnicos e administrativos dos órgãos gestores pertinentes, além do conhecimento dos autores em relação ao sistema de gestão de recursos hídricos, traduzida na elaboração de documentos técnicos.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul está inserida na região hidrográfica Atlântico Sudeste conforme

divisão estabelecida pela Resolução nº 32 de 15 de outubro de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, 2003). Segundo dados do Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul (CEIVAP), conforme estabelecido no Plano de Recursos Hídricos (CEIVAP, 2014), a bacia ocupa área de aproximadamente 61.307 km<sup>2</sup>, abrangendo os estados de São Paulo (13.934 km<sup>2</sup>), Rio de Janeiro (26.674 km<sup>2</sup>) e Minas Gerais (20.699km<sup>2</sup>) e abrange 184 municípios sendo 39 localizados no Estado de São Paulo, 57 no Estado do Rio de Janeiro e 88 em Minas Gerais, com territórios total ou parcialmente inseridos nos limites da bacia.

O rio principal, Paraíba do Sul, possui aproximadamente 1.130 km de extensão, nasce no estado de São Paulo – na chamada Serra da Bocaina, a 1.800 m de altitude, formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna – e deságua no Oceano Atlântico, no estado do Rio de Janeiro. A bacia drena uma das regiões mais desenvolvidas do país, as conhecidas regiões socioeconômicas do Vale do Paraíba Paulista (São Paulo) e Zona da Mata Mineira (Minas Gerais), bem como metade do estado do Rio de Janeiro.

A bacia do rio Paraíba do Sul é a área de atuação do Comitê de Integração da bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – CEIVAP e integra atualmente sete comitês de bacias afluentes que atuam na sua área de abrangência, são eles: Comitê do Paraíba do Sul (SP), Comitê Preto e Paraibuna (MG), Comitê Pomba e Muriaé (MG), Comitê do Médio Paraíba do Sul (RJ), Comitê Piabonha (RJ), Comitê Rio Dois Rios (RJ) e Comitê do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana (RJ).

A população total da bacia é estimada, conforme Censo realizado em 2010 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), em 8,5 milhões de habitantes, sendo 4 milhões no estado de São Paulo, 2,9 milhões no Rio de Janeiro e 1,6 milhões em Minas Gerais.

O Rio Paraíba do Sul se destaca como um dos principais mananciais para abastecimento de água da bacia e através do sistema de transposição do rio Paraíba do Sul para o rio Guandu abastece 8 milhões de habitantes na região metropolitana do Rio de Janeiro além de contribuir para a geração de energia da metrópole (Tabela 1).

Tabela 1- Demanda de água na Bacia do rio Paraíba do Sul por estado (CEIVAP, 2014)

Estado	Demanda de água (m3/s)
Rio de Janeiro	83
São Paulo	42
Minas Gerais	22
Transposição	Demanda de água (m3/s)
Sistema Guandu	119 a 160
TOTAL	266 a 307

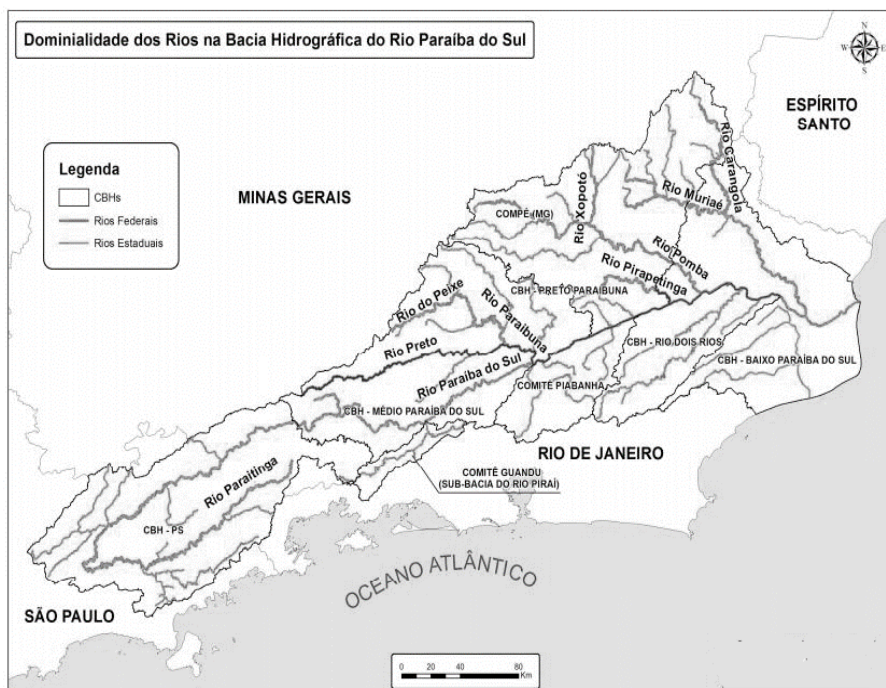
A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, por agregar três estados: São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, possui rios de domínio federal, e rios de domínio estadual, conforme mostrado na Figura 1.

### Arranjo institucional da cobrança pelo uso da água na bacia do rio paraíba do sul

O CEIVAP é o parlamento no qual ocorrem os debates e decisões descentralizadas sobre as questões relacionadas aos usos múltiplos das águas da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Dentre as ações desenvolvidas pelo CEIVAP, destaca-se a implantação pioneira no Brasil da cobrança pelo uso da água. O Comitê é constituído por representantes dos poderes públicos, dos usuários e de organizações sociais com importante atuação para a conservação, preservação e recuperação da qualidade das águas da Bacia.

A AGEVAP, criada em 20 de junho de 2002 (CEIVAP, 2002) foi constituída inicialmente para exercício das funções de secretaria executiva do CEIVAP e atualmente desempenha as competências de Agência de Água da Bacia, conforme definição da Lei das Águas e delegação do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). A sua criação, amadurecida ao longo dos anos, foi um dos principais trabalhos desenvolvidos pelo CEIVAP com vistas à estruturação

Figura 1- Mapa da dominialidade dos rios inseridos na bacia do rio Paraíba do Sul



plena do sistema de gestão da bacia do Paraíba do Sul. A AGEVAP se configura como uma associação civil de direito privado, com fins não econômicos.

Atualmente, a AGEVAP mantém seis Contratos de Gestão. O primeiro assinado em 2004 com a ANA, para atendimento ao CEIVAP; o segundo em 2010 com o Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), para exercer a função de Agência de Bacia e Secretaria Executiva de quatro Comitês Afluentes do Rio Paraíba do Sul (CBH Médio Paraíba do Sul, Comitê Piabanha, CBH Rio Dois Rios e CBH Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana). O terceiro contrato também assinado em 2010 com o INEA, para atuação da AGEVAP junto ao Comitê Guandu; o quarto e o quinto contrato de gestão foram assinados em 2014, com o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), para atendimento aos Comitês de Bacias dos Afluentes Mineiros dos rios Preto e Paraibuna (CBH Preto Paraibuna) e dos rios Pomba e Muriaé (COMPÉ); e o sexto contrato de gestão foi assinado em 2017 com o INEA para atuação da AGEVAP junto aos Comitês da Baía de Guanabara (CBH BIG) e Baía da Ilha Grande (CBH BG).

De acordo com a Lei das Águas (BRASIL, 1997), os valores arrecadados através da cobrança pelo uso dos recursos hídricos devem ser aplicados, prioritariamente, na bacia hidrográfica em que foram gerados, devendo ser utilizados para o financiamento de estudos, programas, projetos e obras de acordo com os respectivos Planos de Recursos Hídricos. Cabe destacar a importância da cobrança como instrumento necessário à viabilidade financeira do sistema de gestão de recursos hídricos, incluindo o financiamento da elaboração do Plano de Bacia e da sua consequente implementação. Somado a isso, os recursos arrecadados são utilizados para custeio administrativo ou no pagamento de despesas relacionadas aos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGREH, incluindo as despesas de custeio da entidade delegatária, sendo esse valor limitado à 7,5% do total arrecadado.

No caso da bacia do rio Paraíba do Sul, compete aos Órgãos Gestores integrantes do SINGREH efetuar a cobrança pelo uso da água e a consolidação do repasse do recurso arrecadado à AGEVAP, na função de entidade delegatária das funções de Agência de Bacia do rio Paraíba do Sul, dá-se mediante a cele-

bração dos contratos de gestão. Ressalta-se que os investimentos realizados com os recursos da cobrança são definidos pelo respectivo Comitê, com base nas ações previstas como prioritárias no Plano de Bacia e dispostas no respectivo Plano de Aplicação. Compete à delegatária AGEVAP, a operacionalização das demandas dos Comitês, mediante contratação de serviços para execução das ações deliberadas.

Os Contratos de Gestão consistem em acordos entre o Poder Público e outras entidades, onde estão definidas as responsabilidades de ambos os lados e são fixadas as metas e resultados a serem alcançados em determinado período, os quais são avaliados mediante indicadores de desempenho. Os Contratos de Gestão têm com o objetivo assegurar a essas entidades autonomia técnica, administrativa e financeira, de modo a descentralizar a fiscalização e o exercício de atividades relacionadas ao gerenciamento de recursos hídricos.

Por meio da celebração do Contrato de Gestão ANA nº 14/04, os recursos arrecadados pela Agência Nacional de Águas através da cobrança pelo uso da água de domínio da União na bacia do rio Paraíba do Sul são transferidos integralmente à AGEVAP. Como forma de atender a premissa de aplicação dos recursos na bacia hidrográfica em que foram arrecadados, o Contrato de Gestão em tela prevê como meta a ser atingida pela entidade delegatária o investimento anual de 70% do valor arrecadado pela cobrança pelo uso das águas no âmbito federal da bacia do rio Paraíba do Sul.

O Contrato de Gestão INEA n.º 01/2010 garante o repasse parcial dos recursos arrecadados pelo Instituto Estadual do Ambiente – INEA pela cobrança pelo uso das águas de dominialidade do Estado do Rio de Janeiro inseridos da bacia do Rio Paraíba do Sul e pela cobrança pelo uso das águas transpostas da bacia do rio Paraíba do Sul para a bacia do rio Guandu. Os repasses dos recursos da cobrança arrecadados pelo órgão gestor à AGEVAP são realizados em parcelas e os valores são definidos a partir da previsão de investimentos no Plano de Aplicação dos Comitês Afluentes Fluminenses elaborado com base nos respectivos Planos de Bacia. Para a aplicação dos recursos não existe meta a ser atingida definida no referido instrumento contratual.

Tabela 2 - Consolidação de informações sobre a implementação da cobrança na bacia do rio Paraíba do Sul

Dominialidade	Início da cobrança	Competência		Contrato de Gestão
		Arrecadação	Aplicação	
União	Março de 2003	ANA	AGEVAP	ANA n.º 014/2004
Transposição	Setembro de 2005	INEA	AGEVAP	INEA n.º 03/2010
Rio de Janeiro	Janeiro de 2004			
Minas Gerais	Novembro de 2014	IGAM	AGEVAP	IGAM n.º 01/2010
				IGAM n.º 02/2010

Segundo a Lei Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro (RIO DE JANEIRO, 1999), do montante arrecadado com a cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio estadual, 90% devem ser aplicados na Região Hidrográfica que gerou os recursos, em ações e projetos constantes do Plano de Investimentos aprovado pelo respectivo Comitê de Bacia, e os outros 10%, no órgão gestor de recursos hídricos do Estado. A legislação vigente estabelece ainda que a obrigatoriedade de investir 70% dos recursos arrecadados em ações de saneamento.

Dando seguimento, os Contratos de Gestão IGAM n.º 01/2014 e 02/2014 celebrado entre o Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM e a AGEVAP designou a AGEVAP como entidade equiparada para exercício das funções de agência de bacia dos comitês afluentes da porção mineira da bacia do rio Paraíba do Sul. Através do referido instrumento contratual, os valores arrecadados pelo órgão gestor mineiro são integralmente repassados à AGEVAP para aplicação em investimentos previstos no Plano de Aplicação, elaborado com embasamento no Plano de Bacia dos respectivos Comitês. Nestes Contratos de gestão existe a previsão de meta de desembolso gradual, em consideração à recente implementação do instrumento da cobrança nas águas de dominialidade do Estado e do período para conformação da delegatária às novas demandas originárias dos Comitês Afluentes Mineiros, sendo a meta de desembolso para o ano de 2017 estabelecida em 30% do valor da arrecadação. A Tabela 2 apresenta a consolidação das informações relativas à implementação das cobranças descritas.

## METODOLOGIA DA COBRANÇA

A arrecadação dos recursos oriundos da cobrança pelo uso da água dá-se através de fórmulas que diferem minimamente entre a cobrança pelo uso das águas de domínio da União, do Estado do Rio de Janeiro e do Estado de Minas Gerais. Isso porque as metodologias da cobrança nos estados tomaram como modelo aquela estabelecida pioneiramente pelo CEIVAP.

Em linhas gerais, o cálculo do valor a ser cobrado pelo uso da água é feito através de metodologias que consideram quatro aspectos, sendo: o volume anual de água captada no corpo hídrico; o volume anual de água captada e transposta para outras bacias; o volume anual lançado no corpo hídrico; e o volume anual de água consumida no corpo hídrico. Volumes considerados como usos insignificantes para fins de cobrança são as derivações e captações de até 1 l/s e de até 1mw para fins de geração de energia.

A seguir está apresentada a síntese da fórmula utilizada para cálculo da cobrança, sendo desconsideradas as especificidades aplicadas à cada setor de usuários. As metodologias específicas bem como as especificidades aqui desconsideradas poderão ser consultadas na Deliberação CEIVAP n.º 218/14; Resolução CNRH n.º 162/14; Lei Estadual n.º 4.247/03; e Deliberação CERH n.º 355/14.

$$V_{cobrado}(R\$) = Q_{cap} \times PPU + Q_{cons} \times PPU + Q_{lan\grave{c}} \times PPU$$

Onde “Q<sub>cap</sub>” é o volume anual de água captada, “Q<sub>cons</sub>” é o volume anual de água consumida e “Q<sub>lanç</sub>” é o volume anual lançado.

Em relação à parcela correspondente ao do volume anual de água captada, para todos os setores, a metodologia considera a classe de enquadramento do corpo hídrico que está sendo captado. Já para o setor de saneamento, considera-se ainda o índice de perdas na distribuição, enquanto que no setor de mineração é considerado para o cálculo da cobrança o volume de areia produzido e a razão de mistura da polpa dragada.

Quanto à parcela do volume anual de água captada na calha do rio Paraíba do Sul e transposta para a bacia do rio Guandu, não há uma fórmula específica. Atualmente o valor arrecadado pela transposição das águas representa o percentual de 20% sobre o valor arrecadado através da cobrança pelo uso das águas do rio Guandu (CEIVAP, 2016).

Sobre a parcela que corresponde ao volume anual lançado, em todos os setores, considera-se a carga anual de DBO<sub>5,20</sub> efetivamente lançada no corpo d'água. Já no que tange a parcela correspondente ao volume anual de consumo de água, para todos os setores, considera-se a vazão outorgada de captação e a vazão outorgada de lançamento. Especificamente para a agricultura, considera-se para fins de cálculo do valor a ser cobrado a tecnologia de irrigação utilizada. No setor de mineração, para composição do valor a ser cobrado, deve-se observar o volume de areia produzido e o seu teor de umidade.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção serão apresentados o levantamento de dados referentes aos valores federais e estaduais arrecadados através do uso de recursos hídricos na bacia do rio Paraíba do Sul e a aplicação dos mesmos por meio da delegatária AGEVAP, evidenciando os principais projetos financiados na bacia.

### Recursos da cobrança pelo uso das águas federais na bacia do rio Paraíba do sul

Genericamente, a metodologia da cobrança praticada nas águas de domínio da União e o valor de Preço Público Unitário – PPU, consideram para cálculo do valor a ser cobrado os usos referentes à captação, ao consumo e ao lançamento de efluentes. O valor total arrecadado no período em análise foi da ordem de R\$ 44 milhões, com uma média anual de arrecadação de R\$ 11 milhões. Dentre os setores que são passíveis de serem cobrados, o saneamento representa o segmento que mais contribui para a arrecadação, cujo valor pago corresponde a 66,4% do valor arrecadado, seguido do setor industrial que contribui com 31,9% do mesmo montante (Figura 2). Os demais setores somados, que englobam culturas diversas, mineração e outros, correspondem a 1,7% (CNARH, 2018).

Em relação à aplicação dos recursos arrecadados, que são repassados integralmente à entidade delega-

Figura 2 - Contribuição setorial através da arrecadação dos recursos cobrados pelo uso da água de domínio da União na bacia do rio Paraíba do Sul, no período de 2014 a 2017, em escala logarítmica (CNARH, 2018)

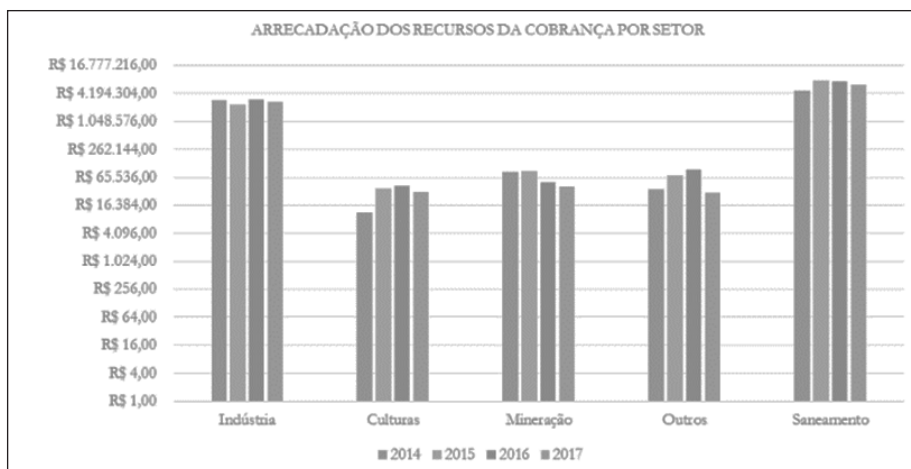


Tabela 3 - Consolidação dos recursos arrecadados pelo uso da água de domínio federal e dos recursos aplicados pela entidade delegatária na bacia do rio Paraíba do Sul no período de 2014 a 2017 (CEIVAP, 2017)

Cobrança pelo uso das águas de domínio da União		
Ano	Arrecadação pela ANA (R\$ 1,00)	Aplicação pela AGEVAP (R\$ 1,00)
2014	11.585.394,19	12.450.902,44
2015	10.666.647,40	14.423.691,90
2016	10.757.362,71	8.741.711,63
2017	11.702.172,48	12.370.124,94
<b>TOTAL</b>	<b>44.711.576,78</b>	<b>47.986.430,91</b>

tária, foram aplicados na bacia em torno de R\$ 48 milhões, com valor aproximado de R\$ 12 milhões investidos ao ano. De acordo com o relatório do Plano de Aplicação Plurianual (SIGA, 2018), os maiores investimentos no intervalo analisado foram no componente de Recuperação da Qualidade Ambiental disposto no Plano de Aplicação Plurianual (CEIVAP, 2012; CEIVAP, 2016), que correspondem à aproximadamente 50% dos investimentos realizados no íterim analisado.

Os principais projetos integrantes deste componente se inserem em programas de redução de cargas poluidoras e de coleta e disposição de resíduos sólidos. Na Tabela 3 são apresentadas as informações relativas à arrecadação dos recursos da cobrança pelo uso da água dos rios federais e a sua aplicação na bacia do rio Paraíba do Sul.

Os dados apresentados demonstram que no intervalo estudado foi atingida a meta de desembolso anual de 70% dos recursos arrecadados, conforme definido em seu respectivo Contrato de Gestão.

### **Recursos da cobrança pelo uso das águas estaduais na bacia do rio Paraíba do sul**

Seguindo o modelo de metodologia utilizada para definição dos valores cobrados pelo uso das águas de domínio federal, a metodologia utilizada nas águas de domínio dos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais consideram o volume captado, consumido e lançado no corpo hídrico, sendo que, nos trechos mineiros, a captação se distingue entre águas superficiais e subterrâneas.

O valor total repassado à entidade delegatária pelo uso das águas de domínio estadual na bacia para os anos em análise foi em torno de R\$ 30 milhões, com uma média de arrecadação de aproximadamente R\$ 8 milhões ao

ano. Deste valor, 75% corresponde ao repasse realizado pelo órgão gestor fluminense, que tem o instrumento da cobrança implementado desde 2004. Cabe destacar que os recursos arrecadados pelo uso das águas transpostas estão aqui considerados, haja visto que o seu repasse está vinculado ao Contrato de Gestão celebrado com o INEA. Os 25% restantes correspondem ao repasse feito pelo órgão gestor mineiro, cuja cobrança foi implementada 10 anos mais tarde em relação ao estado do Rio de Janeiro.

Em relação à aplicação dos recursos arrecadados repassados à entidade delegatária, seja de forma parcial ou integral, dependendo do Contrato de Gestão com o órgão gestor estadual, foram aplicados na bacia aproximadamente R\$ 11 milhões, com valor aproximado de R\$ 3 milhões investidos ao ano. De modo a atender a legislação quanto à aplicação dos recursos da cobrança na bacia de origem, a maior parte dos investimentos foram realizadas na porção fluminense da bacia.

Os principais projetos financiados concentram-se no componente de Redução de Cargas Poluidoras, em especial projetos de Sistemas de Esgotamento Sanitário – SES, de modo a satisfazer a premissa legal de aporte de recursos na ordem de 70% em ações de saneamento. A Tabela 4 apresenta as informações relativas à arrecadação dos recursos da cobrança pelo uso da água dos rios de domínio estadual e a sua aplicação na bacia do rio Paraíba do Sul.

A maior parte dos valores destinados à AGEVAP, correspondentes à arrecadação pelo INEA, foram alvo de arresto judicial no ano de 2016, conforme disposto no relatório das subcontas do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (INEA, 2017). Fatos como esse expõe a susceptibilidade do sistema de gestão de recursos hídricos às variáveis externas ao sistema, que diante do contin-



Tabela 4 - Consolidação dos recursos arrecadados pelo uso da água de domínio dos estados do Rio de Janeiro e Minas gerais e dos recursos aplicados pela entidade delegatária na bacia do rio Paraíba do Sul no período de 2014 a 2017 (INEA, 2017; IGAM, 2017)

Cobrança pelo uso das águas de domínio dos Estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais		
Ano	Repasso do INEA/IGAM (R\$ 1,00)	Aplicação pela AGEVAP (R\$ 1,00)
2014	3.286.565,57	3.599.198,34
2015	11.970.626,70	4.941.234,54
2016	6.054.087,35	875.173,19
2017	10.500.869,02	2.535.745,49
TOTAL	31.812.148,64	11.951.351,56

genciamento dos recursos previstos para financiamento de projetos, podem vir a fortalecer a crise do mesmo.

Destaca-se ainda que, a partir de 2016 foi revisto o percentual a ser pago pelo uso das águas transpostas, passando de 15 para 20% do montante através da cobrança pelo uso das águas na bacia do rio Guandu.

A aplicação dos recursos da cobrança pelo uso das águas de domínio de Minas Gerais vem sendo insatisfatória para atendimento às metas gradativas dos Contratos de Gestão. Atribui-se a este fato a imaturidade da operacionalização do repasse dos valores arrecadados à entidade equiparada (delegatária) e ao período necessário à incorporação rotineira das atividades pertinentes pela AGEVAP.

#### **Recursos da cobrança pelo uso das águas da bacia do rio Paraíba do sul de domínio federal e estadual**

Durante o quadriênio de 2014 a 2017, foram destinados à entidade delegatária da bacia do rio Paraíba do Sul R\$ 76,5 milhões, considerando a arrecadação

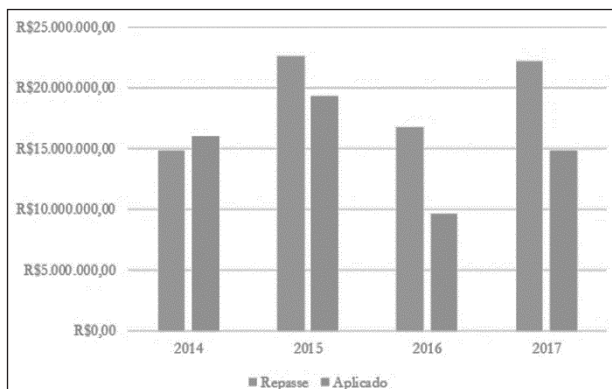
federal e estadual realizada através da cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia, perfazendo o valor aproximado de R\$ 19 milhões ao ano. A aplicação destes recursos se deu conforme exposto anteriormente e configuram em aproximadamente R\$ 60 milhões em investimentos realizados na bacia durante o período. A Tabela 5 e a Figura 2 apresentam as informações quanto à consolidação dos repasses realizados com os recursos arrecadados através da cobrança pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul a sua aplicação.

A eficiência de desembolso, considerando todo o período estudado, corresponde à 78% de aplicação dos recursos arrecadados na bacia. A variação anual deste índice tem mínimo de 57% no ano de 2016, em função da iminência de crise financeira decorrente do arresto judicial já mencionado; e máxima de 108%. Cabe destacar que os recursos disponíveis para aplicação consideram o valor repassado somado ao eventual saldo remanescente em conta, acrescido dos rendimentos financeiros e, portanto, podem superar o valor do repasse. A Figura 3 apresenta os

Tabela 5 - Consolidação dos recursos arrecadados pelo uso da água na bacia do rio Paraíba do Sul e a sua aplicação período de 2014 a 2017

Cobrança pelo uso das águas de domínio federal e estadual na bacia do rio Paraíba do Sul		
Ano	Repasso ANA/INEA/IGAM (R\$1,00)	Aplicação pela AGEVAP (R\$1,00)
2014	14.871.959,76	16.050.100,78
2015	22.637.274,10	19.364.926,44
2016	16.811.450,06	9.616.884,82
2017	22.203.041,50	14.905.870,43
TOTAL	76.523.725,42	59.937.782,47

Figura 3 - Demonstração dos valores recebidos pela delegatária, de origem federal e estadual, e por ela aplicados na bacia do rio Paraíba do Sul no período de 2014 a 2017



valores recebidos pela delegatária através do repasse pelos órgãos gestores, federal e estadual, e por ela aplicados na bacia do rio Paraíba do Sul durante o período de 2014 a 2017.

A aplicação dos recursos pela Entidade Delegatária demonstra a capacidade gerencial de retorno do valor arrecadado em investimentos na bacia, no entanto, as metas de desembolso isoladamente não garantem a eficiência do valor investido e a sua relação com a melhoria da quantidade hídrica e da qualidade ambiental.

Investimentos na bacia do rio Paraíba do Sul na área de saneamento básico contemplam, prioritariamente, o financiamento de Planos Municipais de Saneamento Básico. Essa estratégia foi adotada pelo Comitê com a fundamentação de que, em posse dos respectivos Planos, os municípios são potencialmente qualificados e atendem a premissa legal para captarem recursos significativos para melhoria sanitária da bacia, como os recursos financiados pelo Ministério das Cidades, por exemplo.

De modo a avaliar a estratégia utilizada o Comitê deve ter em mãos ferramentas capazes de qualificar a escolha de operacionalização do recurso e nortear futuros investimentos, sendo subsídio para a tomada de decisão. Sugere-se que, após o financiamento dos Planos Municipais de Saneamento Básico seja feito o levantamento dos municípios que adquiriram recursos externos, alavancados pelo financiamento dos Planos pelo Comitê. Desse modo, a razão entre o valor investido no Plano de Saneamento Básico e o valor

captado de outras fontes para o saneamento poderia ser utilizado como indicio de resultado do alcance do objetivo do investimento (R\$ financiados pelo Comitê/R\$ captados).

Indo mais longe, considerando que o objetivo final dos investimentos na área de saneamento é a melhora da qualidade hídrica da bacia, pode-se ter como parâmetro de resultado dos investimentos a evolução do Índice de Qualidade das Águas - IQA, em um dado período.

## CONCLUSÃO

Ainda que seja efetiva a aplicação do instrumento da cobrança na bacia e a aplicação dos recursos arrecadados de forma satisfatória pela entidade delegatária quanto ao atendimento dos dispositivos legais vigentes, o sistema de gestão de recursos hídricos carece de indicadores de resultado dos investimentos realizados para avaliar a sua eficiência operacional.

Observa-se que o sistema necessita de indicadores de retorno dos valores investidos, para que haja um direcionamento eficiente na aplicação de recursos de forma a subsidiar as decisões quanto aos investimentos com base em parâmetros objetivos e mensuráveis.

Embora não exista, atualmente, a definição desses indicadores, é importante que haja um movimento orientado pelos órgãos gestores do sistema de gestão de recursos hídricos no sentido de estabelecer metas, nos Contratos de Gestão, para a realização de estudos ou da proposição direta de indicadores de eficiência

dos resultados. Outro instrumento que poderia conter essa atribuição são os Planos de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas, que se encontram em fase de atualização.

Cabe destacar que o predomínio de uma entidade delegatária das funções de Agência de Bacia na maior porção da bacia do rio Paraíba do Sul, viabiliza a gestão integrada dos recursos hídricos federais e estaduais, otimizando os investimentos na bacia, compatibilizando interesses, integrando as bacias afluentes e contíguas, além de, principalmente, contribuir para

a implantação de um sistema sólido de informações da bacia do rio Paraíba do Sul.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Diretoria de Recursos Hídricos e à Diretoria Administrativa-Financeira da AGEVAP pelo apoio durante a elaboração deste trabalho. Agradecimento especial à Gerência Financeira da AGEVAP pela presteza no envio das informações.

## Referências

ACSELRAD, M.V.; AZEVEDO, J.P.S.; FORMIGA-JOHNSON, R.M. (2015). Cobrança Pelo Uso da Água no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (2004-2013): Histórico e Desafios Atuais. Engenharia Sanitária Ambiental, vol. 20 p. 199-208, abril de 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v20n2/1413-4152-esa-20-02-00199.pdf>. Acessado em 05 de janeiro de 2018.

AGEVAP (2018). Contratos de Gestão. Disponível em: <http://www.agevap.org.br/contrato-gestao.php>. Acessado em 10 de janeiro de 2018.

BRASIL. Lei Federal Nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei Nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm). Acessado em 03 de janeiro de 2018.

CEIVAP. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - PIRH e Planos de Ação de Recursos Hídricos – PARH. Dezembro de 2014. Disponível em: <http://ceivap.org.br/prodcohidro.php>. Acessado em 15 de janeiro de 2018.

CEIVAP. Deliberação CEIVAP Nº 08 de 6 de dezembro de 2001: Dispõe Sobre a Implantação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos na Bacia do Rio Paraíba do Sul. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/downloads/delib08-01.pdf>. Acessado em 15 de janeiro de 2018.

CEIVAP. Deliberação CEIVAP Nº 12 de 20 de junho de 2002: Aprova a criação da Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/deliberacao/2002/CEIVAP-Deliberacao-12-2002.pdf>. Acessado em 16 de janeiro de 2018.

CEIVAP. Deliberação CEIVAP Nº 199 de 06 de dezembro de 2012: Institui "ad referendum" o Plano de Aplicação Plurianual da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul para o período de 2013 a 2016. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/downloads%202012/Deliberacao%20CEIVAP%20199%20-%202012%20PAP%20PBS%2006.12.12.pdf>. Acessado em 15 de janeiro de 2018.

CEIVAP. Deliberação CEIVAP Nº 218 de 25 de setembro de 2014. Estabelece mecanismos e propõe valores para a cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, a partir de 2015. Disponível em: <http://ceivap.org.br/deliberacao/2014/deliberacao-ceivap-218.pdf>. Acessado em 25 de maio de 2018.

CEIVAP. Deliberação CEIVAP Nº 233 de 09 de maio de 2016: Altera dispositivos referentes à cobrança pelas águas transpostas da Bacia do rio Paraíba do Sul para a Bacia do rio Guandu. Disponível em: <http://ceivap.org.br/deliberacao/2016/deliberacao-ceivap-233.pdf>. Acessado em: 20 de maio de 2018.

CEIVAP. Deliberação CEIVAP Nº 237 de 02 de dezembro de 2016: Aprova "ad referendum" o Plano de Aplicação Plurianual da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul para o período de 2017 a 2020 e estabelece requisitos para sua implementação. Disponível em: <http://ceivap.org.br/deliberacao/2016/deliberacao-ceivap-237.pdf>. Acessado em 17 de janeiro de 2018.

CEIVAP (2017). Cobrança pelo uso da água – bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/cobranca-arrecadacao.php>. Acessado em 08 de janeiro de 2018.

CERH. Deliberação CERH N° 355 de 23 de setembro de 2014. Dispõe sobre os mecanismos e valores para a cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais na Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos rios Preto e Paraíba e na Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Pomba e Muriaé. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/legimg/DeliberacoesCERH/Deliberacao-CERH%20355.pdf>. Acessado em 25 de maio de 2018.

CNRH. Resolução CNRH N° 32 de 15 de outubro de 2003: institui a divisão hidrográfica nacional. Disponível em: [http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=14](http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14). Acessado em 08 de janeiro de 2018.

CNRH. Resolução CNRH N° 162 de 15 de dezembro de 2014. Aprova os valores e mecanismos para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Disponível em: <http://ceivap.org.br/resolucoes/cnrh/162.2014.pdf>. Acessado em 25 de maio de 2018.

CNARH HISTÓRICO (2018). Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (SNIRH). Disponível em: [http://www.snrh.gov.br/sso/login.jsf?response\\_type=code&client\\_id=a1bhx\\_e5bmdqyv7&scope=PROFILE%20PERMISSOES%20RESTRICOES-&state=0xQ9hdYp8hqdmjNNCvLG21vdgH3rzvxs5vvm2zwPSLJt8v4h5LLJl-348042108!1520277694420&ip=172.16.200.161&redirect\\_uri=http://www.snrh.gov.br:80/cnarh-histo/restrito/consulta\\_declaracao.jsf](http://www.snrh.gov.br/sso/login.jsf?response_type=code&client_id=a1bhx_e5bmdqyv7&scope=PROFILE%20PERMISSOES%20RESTRICOES-&state=0xQ9hdYp8hqdmjNNCvLG21vdgH3rzvxs5vvm2zwPSLJt8v4h5LLJl-348042108!1520277694420&ip=172.16.200.161&redirect_uri=http://www.snrh.gov.br:80/cnarh-histo/restrito/consulta_declaracao.jsf). Acessado em 10 de janeiro de 2018.

FINKLER, N. R.; MENDES, L. A.; BORTOLIN, T. A.; SCHNEIDER, V.E. Cobrança Pelo Uso da Água no Brasil: Uma Revisão Metodológica. Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente, vol. 33 p. 33-49, abril de 2015. Disponível em: <http://revistas.ufpr.br/made/article/view/36413>. Acessado em 13 de fevereiro de 2018.

IBGE. Censo Demográfico de 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>. Acessado em 08 de janeiro de 2018.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (2017). Relatório da Subconta do Fundo Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em: [www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/.../DetalhamentodasSubcontas/index.htm](http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/.../DetalhamentodasSubcontas/index.htm). Acessado em 06 de fevereiro de 2018.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (2017). Relatório Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/gestao-das-aguas/cobranca-pelo-uso-de-recursos-hidricos>. Acessado em 07 de fevereiro de 2018.

RIO DE JANEIRO. Lei Estadual N° 3.239 de 2 de agosto de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos; cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos; regulamenta a Constituição Estadual, em seu artigo 261, parágrafo 1º, inciso vii; e dá outras providências. Disponível em: <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/b24a2da5a077847c032564f4005d4bf2/43fd110fc03f0e6c032567c30072625b>. Acessado em 16 de janeiro de 2018.

RIO DE JANEIRO. Lei Estadual N° 4.247 de 16 de dezembro de 2003. Dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos de domínio do estado do rio de janeiro e dá outras providências. Disponível em: <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/e9589b9aab9cac8032564fe0065abb4/6716fa36f132abd183256dff006c88f4?OpenDocument>. Acessado em 25 de maio de 2018.

SÃO PAULO. Lei Estadual N° 7.663 de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1991/lei-7663-30.12.1991.html>. Acessado em 17 de janeiro de 2018.

SIGA-CEIVAP (2018). Relatórios do PAP On line. Disponível em: <http://sigaceivap.org.br/siga-ceivap/projetos>. Acessado em 11 de janeiro de 2018

Ana de Castro e Costa Associação Pró-Gestão das Águas da bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - AGEVAP; Especialista em Recursos Hídricos. Diretoria de Recursos Hídricos, Resende-RJ.  
e-mail: acastroecosta@gmail.com

**Contribuição do autor:**

Pesquisa realizada como parte do levantamento da implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos na bacia do rio Paraíba do Sul.

Lucas Pereira de Almeida Associação Pró-Gestão das Águas da bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - AGEVAP; Aluno de graduação do Curso de Engenharia Civil e Estagiário da área técnica - AGEVAP, Diretoria de Recursos Hídricos, Resende-RJ.  
e-mail: lp3195@gmail.com

**Contribuição do autor:**

Participação na coleta e na análise dos dados levantados e na escrita do artigo.

# Tempo de concentração para Bacias Rurais Monitoradas na Região do Planalto Basáltico no Sul do Brasil

*Time of concentration for rural watersheds monitored in the region of the basaltic plateau in the south of Brazil*

Submetido em: 20/10/17  
Revisado em: 07/02/18  
Aprovado em: 16/02/18

Felipe Maciel Paulo Mamédio  
Nilza Maria dos Reis Castro  
Cláudia Weber Corseiul

## RESUMO

O presente estudo teve por objetivo desenvolver uma equação para estimar o tempo de concentração (tc) de bacias hidrográficas rurais no sul do Brasil, utilizando o método hidrológico, que considera o tc como o tempo decorrido entre o fim da precipitação efetiva e o fim do escoamento superficial. Na série de dados utilizada foi possível separar 30 eventos de chuva e vazão para cada bacia analisada, para estimativa do tc. Os resultados da equação obtida para as bacias foram comparados com os determinados usando 13 equações empíricas desenvolvidas para bacias hidrográficas rurais. O tc médio determinado pelo método hidrológico usando 20 eventos de chuva e vazão permitiu determinar uma equação de tc utilizando o comprimento do rio principal (L), a área da bacia (A) e a declividade do rio (S), para as bacias dos rios Donato (1,10 km<sup>2</sup>), Turcato (19,25 km<sup>2</sup>) e Taboão (77,50 km<sup>2</sup>). A verificação desta equação foi realizada com os 10 eventos restantes para cada uma das bacias. O tc médio dos 20 eventos foi de 2,96, 9,53 e 19,09 horas, respectivamente para as bacias dos rios Donato, Turcato e Taboão. Para a bacia do Donato, o tc estimado pela equação de Simas-Hawkins foi o mais representativo, sendo que subestimou em 25,57% quando comparado com o obtido com o método hidrológico. A melhor equação para estimar o tc da bacia do Turcato foi a de SCS Lag, porém subestimou em 16,06%, enquanto a de Pasini foi a melhor para a bacia do Taboão e subestimou em 5,60%. Essas equações apresentaram os melhores resultados em relação a equação proposta no presente estudo. Entretanto, ressalta-se a importância em utilizar métodos que utilizam dados monitorados nas bacias analisadas.

**Palavras-Chave:** Tempo de concentração; Método hidrológico; Bacias hidrográficas rurais

## ABSTRACT

The present study aimed to develop an equation to estimate the time of concentration for rural watersheds in southern Brazil, using the hydrological method, which considers the time of concentration as the time elapsed between the end of effective precipitation and the end of the runoff. The data series used were separated 30 rain and flow events to estimate time of concentration (tc). The results of the equation obtained for the watersheds were compared with the determined using 13 empirical equations developed for rural watersheds. The average of the tc determined by the hydrological method using 20 rain and flow events allowed to determine an equation of tc using the main river length (L), the basin area (A) and the slope of the river (S), to the basins of the rivers Donato (1,10 km<sup>2</sup>), Turcato (19,25 km<sup>2</sup>) and Taboão (77,50 km<sup>2</sup>). The verification of this equation was performed with the 10 remaining events for each of the watersheds. The average tc to 20 events was 2,96, 9,53 and 19,09 hours respectively for the watersheds of the rivers Donato, Turcato and Taboao. The tc estimated by the equation of Simas-Hawkins was 25,57% less than the tc obtained with the hydrological method, being the most representative for the watershed of Donato. Already the SCS Lag equation underestimated 16,06% the tc to Turcato watershed, while that Pasini underestimated in 5,60% for the Taboão watershed. These equations presented the best results. However, it should be noted the importance to use methods that use metered data of the watersheds.

**Keywords:** Water supply; Sanitation; Water sustainability

## INTRODUÇÃO

O tempo de concentração (tc) de uma bacia hidrográfica é um parâmetro fundamental para análises hidrológicas, como por exemplo, na determinação

de vazões máximas, tanto para pequenas, como para grandes bacias hidrográficas. No entanto, sua determinação, muitas vezes, está fundamentada em métodos de natureza empírica, fato esse que permitiu o desenvolvimento de diversas equações que consi-

deram as características geométricas da bacia hidrográfica, com a finalidade de estimar esse parâmetro.

Segundo Mota e Kobiyama (2015) o surgimento do termo tempo de concentração é atribuído ao engenheiro civil Thomas James Mulvany em 1851, que o conceituou como o tempo necessário para que uma partícula de água que atinge o ponto mais distante da bacia hidrográfica chegue ao exutório desta, indicando assim, que toda bacia hidrográfica contribui para a vazão que chega ao exutório. Essa mesma definição é apresentada por Kirpich (1940) e Ramser (1927), entre outros trabalhos. O entendimento do tempo de concentração assume um papel muito importante, uma vez que permite compreender o comportamento do escoamento superficial na bacia hidrográfica, o qual está associado a diversos fenômenos como: erosão do solo, transporte de sedimentos, enxurradas, ocorrência de enchentes, entre outras. Tais fenômenos podem trazer prejuízos socioeconômicos e ambientais no meio em que ocorrem.

Devido à importância do tempo de concentração para a Hidrologia, foram realizados vários estudos em diferentes bacias hidrográficas, com o objetivo de aprimorar o conhecimento desse parâmetro, dos quais foram originadas e analisadas, diversas equações empíricas, como as de Kirpich (RAMSER, 1927; KIRPICH, 1940; SILVEIRA, 2005; MOTA, 2012; MOTA & KOBİYAMA 2015), Simas & Hawkins (1996), Watt e Chow (WATT & CHOW, 1985; MOPU, 1987; SILVEIRA, 2005), Carter (McCUEN et al. 1984), Dooge (USDA, 1973; PORTO, 1995), método cinemático (PORTO, 1995; SILVEIRA, 2005; COLLISCHONN & DORNELLES, 2013), corpo de engenheiros do exército dos EUA (MOPU, 1987; SILVEIRA, 2005), entre outras.

Observa-se que existe um grande número de equações para descrever o tempo de concentração de uma bacia hidrográfica, que podem resultar em valores muito distintos, em função das variáveis e parâmetros utilizados nas diferentes equações.

Desta forma, é importante avaliar a aplicação destas equações, comumente utilizadas no Brasil para a obtenção do tempo de concentração, uma vez que, esse é um parâmetro muito utilizado em diversos modelos que transformam chuva em vazão, em projetos de obras estruturais, as quais tem um custo associado se forem sobrestimadas ou subestimadas. Como a ba-

cia hidrográfica é um sistema complexo e dinâmico, o  $t_c$  depende de diversos fatores. As equações empíricas fazem uso de coeficientes determinados para bacias hidrográficas específicas, que, muitas vezes, não são representativos para outras. Portanto, pode-se inferir que, nem sempre o tempo de concentração calculado por estas equações, reflete a realidade.

## OBJETIVO

O presente estudo teve por objetivo desenvolver uma equação para estimar o tempo de concentração de bacias hidrográficas rurais, localizadas no noroeste do estado do Rio Grande do Sul, utilizando o método hidrológico e considerando como tempo de concentração o tempo decorrido entre o final da precipitação efetiva e o final do escoamento superficial. Em acréscimo, foram comparados os resultados obtidos com os estimados por 13 equações desenvolvidas por outros autores, para bacias rurais.

## CONSIDERAÇÕES SOBRE O TEMPO DE CONCENTRAÇÃO

O tempo de concentração é entendido como o tempo necessário para que toda área de uma bacia hidrográfica contribua para o escoamento superficial na saída de uma seção (SILVEIRA, 2005; KIRPICH, 1940; RAMSER, 1927). Ainda, Gergov (1971) apresenta em seu estudo o termo tempo de viagem, o qual segundo o referido autor representa o intervalo de tempo requerido para um dado volume de água fluir entre dois pontos ao longo da rede de drenagem, assumindo assim a característica do tempo de concentração, quando consideramos o tempo para que um dado volume de água no ponto mais distante da bacia hidrográfica chegue ao exutório desta.

Segundo McCuen et al. (1984), existem duas definições comumente aceitas a respeito do tempo de concentração, sendo: a primeira, que o  $t_c$  é definido como o tempo requerido para a partícula escoar hidraulicamente do ponto mais distante da bacia hidrográfica até o exutório desta; e a segunda, baseia-se na relação entre o hietograma da chuva efetiva e o ponto de inflexão, na curva de recessão do hidrograma, ao considerar que o tempo de concentração é dado pelo tempo entre o centro de massa do excesso de chuva

e a inflexão dada na recessão do hidrograma. Tucci et al. (2009) bem como Kobiyama et al. (2006), ao abordarem a segunda definição descrita por McCuen et al. (1984), descrevem que o cálculo do tempo de concentração de uma bacia hidrográfica pode ser contemplado de forma gráfica, desde que haja registro do hietograma de chuva efetiva e do hidrograma. Assim, o tempo de concentração pode ser calculado como o tempo decorrido entre o término da chuva efetiva que gerou o escoamento e o resultado do escoamento superficial obtido do hidrograma, de modo a simplificar o processo. Apesar de McCuen et al. (1984) considerar que esse tempo seja contado a partir do centro de massa da precipitação, os mesmos autores propõem como alternativa, estimar o  $t_c$  pela diferença de tempo entre o fim da precipitação efetiva e o ponto de inflexão na recessão do hidrograma.

Em clima temperado, como no sul do Brasil, há grande variação de temperatura entre o inverno e o verão, chegando a temperaturas máximas superiores a 40°C no verão e mínimas inferiores a zero graus no inverno. Essa enorme diferença, influencia a evapotranspiração potencial das culturas, como da soja por exemplo, que pode variar de 0,7 mm.dia<sup>-1</sup> no inverno a 7,0 mm.dia<sup>-1</sup> no verão, influenciando na grande variação no teor de água no solo, e consequentemente na geração de escoamento na bacia e no seu respectivo tempo de concentração.

Portanto, o tempo de concentração, em bacias hidrográficas rurais e principalmente em climas temperados é dependente dos eventos e das condições físicas (uso do solo) da bacia no momento da ocorrência do evento, além dos diversos fatores com importância comprovada, a exemplo da forma da bacia, comprimento de rio e declividade do rio. Outro fator importante de ser avaliado é o manejo do solo. Se o solo foi recentemente arado, por exemplo, haverá mais infiltração e menos escoamento superficial, logo, o tempo de concentração será maior. Já se o solo estiver compactado, haverá mais escoamento superficial e, consequentemente, menor será o tempo de concentração. Isso foi observado por Castro et al. (1999) ao realizar um experimento com simulação de chuvas, em uma bacia hidrográfica, localizada no noroeste do estado do Rio Grande do Sul, encontrando valores de coeficiente de escoamento entre 25 e 88%, sendo o menor valor para o solo recentemente arado

e, o maior valor quando o solo estava compactado e havia se passado vários meses após o preparo do solo.

Considerando esses aspectos, salienta-se, que foram descritas na literatura um grande número de equações com o objetivo de estimar, da melhor forma possível, o tempo de concentração de uma bacia hidrográfica. É válido ressaltar que o tempo de concentração depende de vários fatores físicos da bacia hidrográfica, bem como da chuva que gerou o escoamento, os quais podem afetar o seu percurso espacial e temporal, quando sofrem modificações ao longo do tempo (TUCCI et al., 2009; SILVEIRA, 2005; McCUEN et al., 1984; SIMAS e HAWKINS, 1996; KIRPICH, 1940; RAMSER, 1927). Entre esses fatores citam-se: as condições de cobertura do solo; impermeabilização; condições da hidráulica dos canais (declividade, revestimento); os compartimentos geológicos do solo; a variabilidade das intensidades e durações das chuvas; forma da bacia hidrográfica; distância medida no fundo do talvegue (sinuoso), entre o ponto mais afastado e o exutório da bacia hidrográfica; condições do solo no início da chuva (umidade, porosidade, densidade do solo nas diferentes profundidades, selamento superficial); e caminhos preferenciais da água. Nesse sentido, a bacia hidrográfica não possui um tempo de concentração válido para todos os eventos.

Diversas bacias hidrográficas no Brasil, ainda não possuem monitoramento e, consequentemente, não possuem dados suficientes para permitir o cálculo do seu tempo de concentração, pelo método hidrológico, ou seja, pela análise do hietograma e do hidrograma. Existem diversas equações empíricas desenvolvidas com base nos aspectos físicos da área de estudo obtidos de mapas topográficos, tais como: a declividade do terreno, o comprimento do rio principal, a área das bacias hidrográficas, entre outros. Empregando-se essas equações é possível estimar o tempo de concentração da bacia hidrográfica, sem a necessidade de monitoramento (chuva e vazão) da mesma. Resta saber qual das equações é a mais eficiente para cada situação.

Uma das equações frequentemente encontradas na literatura para o cálculo do tempo de concentração é a de Kirpich (1940), a qual foi desenvolvida com base em pequenas bacias hidrográficas agrícolas no estado de Tennessee (EUA). Entretanto, conforme Mota e



Kobiyama (2015) acertadamente apontaram em seus estudos, a fórmula de Kirpich não foi publicada por ele em 1940, e não se originou do banco de dados que ele utilizou, destacando assim, a importância de avaliar os artigos originais para confirmar as informações descritas em trabalhos posteriores. Essa equação denominada de Kirpich, provavelmente está associada aos estudos de Rowe (1957, apud CHOW, 1962), o qual obteve um equacionamento para determinação do tempo de concentração baseado em diversos dados, os quais se aproximam dos estudos de Ramser (1927) e Kirpich (1940). Considerando a equação de Kirpich como vem sendo usada, Silveira (2005) explica que ela pode ser aplicada para bacias hidrográficas de médio porte, inferiores a 12.000 km<sup>2</sup>, de maneira a proporcionar boas estimativas, mas não para inferiores a 26,2 km<sup>2</sup>. Esse fator apresentado por Silveira (2005) contrasta com os dados apresentados por Ramser (1927), Kirpich (1940) e as informações de Mota e Kobiyama (2015), que aponta que a equação foi desenvolvida para bacias hidrográficas com áreas inferiores a 0,45 km<sup>2</sup>, sendo que, considerando os dados encontrados, Kirpich (1940) explica que a aplicação do equacionamento seria recomendada para áreas entre 0,004 e 0,81 km<sup>2</sup>. Considerando todos os pontos salientados até aqui, é válido destacar as variáveis que compõem a equação de Kirpich como a conhecemos, são elas: o comprimento (L) e a declividade do rio principal (S).

Já a equação SCS (US Soil Conservation Service) é representativa para pequenas bacias hidrográficas rurais, considerando que foi concebida com dados de bacias hidrográficas rurais americanas de no máximo 8 km<sup>2</sup>. Para utilizar esta equação necessita-se do comprimento do rio principal (L), sua declividade (S) e o Método do Número da Curva (CN), o qual é determinado em função do uso, ocupação e manejo do solo, além do grupo hidrológico do solo, da condição hidrológica e da umidade antecedente do solo (SILVEIRA, 2005; MCCUEN, 1998).

Simas e Hawkins (1996) basearam-se em uma equação que tenta representar o tempo decorrido entre o centroide da precipitação e o centroide do escoamento superficial, conhecido como tempo de retardo. No entanto, Silveira (2005) apresenta uma formulação da mesma equação, a qual é contemplada na obtenção do tempo de concentração, sendo função de 3 variáveis explicativas: a largura média da bacia (A/L), a declividade do talvegue principal (S) e o ar-

mazenamento (Sscs). Sendo esta última dependente do parâmetro CN. Para efeito do presente estudo, a formulação é aquela indicada em Silveira (2005), a qual apresenta uma pequena alteração nos termos da equação original para permitir o cálculo do tc de forma mais simples, e, conforme o referido autor explica, seria aplicável em bacias inferiores a 15 km<sup>2</sup>.

Na equação de Ven Te Chow, utiliza-se o comprimento do rio principal (L) e a declividade do mesmo (S) para determinar o tempo de concentração. Esta equação se baseia em dados coletados de 20 bacias hidrográficas rurais e é recomendada para áreas variando entre 1,1 e 19 km<sup>2</sup>. Silveira (2005) apresenta uma formulação dessa equação considerando os estudos do MOPU (1987) e DAEE (1978, apud SILVEIRA, 2005). O equacionamento utilizado para a estimativa do tc por este método é o proposto por Silveira (2005).

A equação de tempo de concentração de Dooge, conforme Silveira (2005) explica, foi apresentada no Brasil por Porto (1995). Os estudos de USDA (1973) apresentam a referida equação com uma pequena diferença daquela apresentada por Silveira (2005). A equação relaciona tempo de concentração com a área da bacia hidrográfica (A) e a declividade do rio principal (S). Conforme os autores explicam, o desenvolvimento dessa equação perpassa pelos dados de 10 bacias hidrográficas na Irlanda com áreas variando entre 145,04 e 947,94 km<sup>2</sup>.

A equação de tempo de concentração de Johnstone, conforme USDA (1973) foi obtida utilizando o método de Clark para 19 bacias hidrográficas, sendo recomendada para áreas entre 64,75 e 4.206,14 km<sup>2</sup>. Essa formulação foi desenvolvida com dados das bacias hidrográficas de Scotie e Sandusky e utiliza as mesmas informações de Ven te Chow, sendo L o comprimento do rio principal e S a declividade do mesmo.

A equação Corps Engineers (Equação do Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA) foi baseada em 25 bacias hidrográficas rurais de até 12.000 km<sup>2</sup> situadas nos EUA, em que o comprimento do rio principal era menor que 257 km (Silveira, 2005). As informações utilizadas foram L para o comprimento do curso d'água principal e S para sua declividade.

As equações Giandotti, Pasini e Ventura são indicadas para bacias rurais médias e pequenas, conforme descrito por Silveira (2005), sendo desenvolvidas com dados de bacias hidrográficas localizadas na Itália. O equacionamento proposto por Giandotti e Pasini uti-

liza a área da bacia (A), comprimento do rio principal (L) e sua declividade (S), enquanto Ventura utiliza os dados da área (A) e da declividade do rio principal (S). A equação de Picking, também se encaixa na mesma definição aplicada para as 3 anteriores, já que se tem pouca informação sobre sua formulação. As informações necessárias para utilização da equação são o comprimento do rio principal (L) e a declividade do mesmo (S).

As equações DNOS (Departamento Nacional de Obras de Saneamento) e George Ribeiro, foram desenvolvidas no Brasil, sendo de autoria do próprio Ribeiro. A equação do DNOS apresenta-se como uma adaptação da fórmula Bransby-Williams, onde foi introduzido o coeficiente k, que representa as características do terreno da bacia hidrográfica com valores que vão de 2 a 5,5, sendo 2 para solo com elevada absorção e 5,5 para baixa absorção, além de dados da área da bacia hidrográfica (A), comprimento do rio principal (L), declividade (S) (SILVEIRA, 2005). Já na equação que leva o nome do próprio Ribeiro, utilizam-se os dados de comprimento do rio principal (L), declividade (S) do rio e a variável p, que

é um coeficiente que representa a fração de área com mata, variando entre 0 e 1 (SILVEIRA, 2005). Esta equação foi uma tentativa de buscar uma base física nas relações entre L, S, a velocidade do escoamento, e a rugosidade da superfície.

Na Tabela 1 são apresentadas as 13 equações utilizadas para o cálculo do tempo de concentração em bacias rurais, conforme Silveira (2005). O mesmo autor aponta que as equações foram desenvolvidas utilizando 6 a 148 bacias. No entanto, para as equações do SCS Lag, Giandotti, Pasini, Ventura e Picking não foram encontradas informações acerca do número de bacias utilizadas para propor os equacionamentos. O que indica que o número de bacias para propor um equacionamento é bastante variável, bem como do número de eventos a serem utilizados. A equação de Simas-Hawkins (1996), por exemplo, que utilizou 168 bacias e aproximadamente 50.000 eventos é recomendada para bacias com áreas inferiores a 15 km<sup>2</sup>, enquanto a de Kirpich (1940) considerando dados de 6 bacias e 9 a 11 eventos (RAMSER, 1927) é recomendada para bacias inferiores a 12.000 km<sup>2</sup> (SILVEIRA, 2005).

Tabela 1- Equações para o cálculo do tempo de concentração (tc)

Nome	Equação	Área aplicável (km <sup>2</sup> )
Kirpich	$tc = 0,0663L^{0,77}S^{0,385}$	< 12.000
SCS Lag	$tc = 0,057(1000/CN-9)^{0,7}L^{0,8}S^{-0,5}$	< 8,1
Simas- Hawkins	$tc = 0,322A^{0,594}L^{-0,594}S^{-0,150}S_{scs}^{0,313}$	< 15
Ven te Chow	$tc = 0,160L^{0,64}S^{-0,32}$	< 12.000
Dooge	$tc = 0,365A^{0,41}S^{-0,17}$	145,04 - 947, 94
Johnstone	$tc = 0,462L^{0,5}S^{-0,25}$	64,75 - 4206,14
Corps Engineers	$tc = 0,191L^{0,76}S^{-0,19}$	< 12.000
Giandotti	$tc = 0,0559(4,0A^{0,5}+1,5L)L^{-0,5}S^{-0,5}$	-
Pasini	$tc = 0,107A^{0,333}L^{0,333}S^{-0,5}$	-
Ventura	$tc = 0,127A^{0,5}S^{-0,5}$	-
Picking	$tc = 0,0883L^{0,667}S^{-0,333}$	-
DNOS	$tc = 0,419k^{-1}A^{0,3}L^{0,2}S^{-0,4}$	< 0,45
George Ribeiro	$tc = 0,222(1,05-0,2p)^{-1}LS^{-0,04}$	<19.000

Fonte: Adaptado de Silveira (2005)

tc (horas), A (km<sup>2</sup>), L (km), S (m/m), S<sub>scs</sub> (mm), CN, p (0,5) e k (3) (adimensionais).

## MATERIAL E MÉTODOS

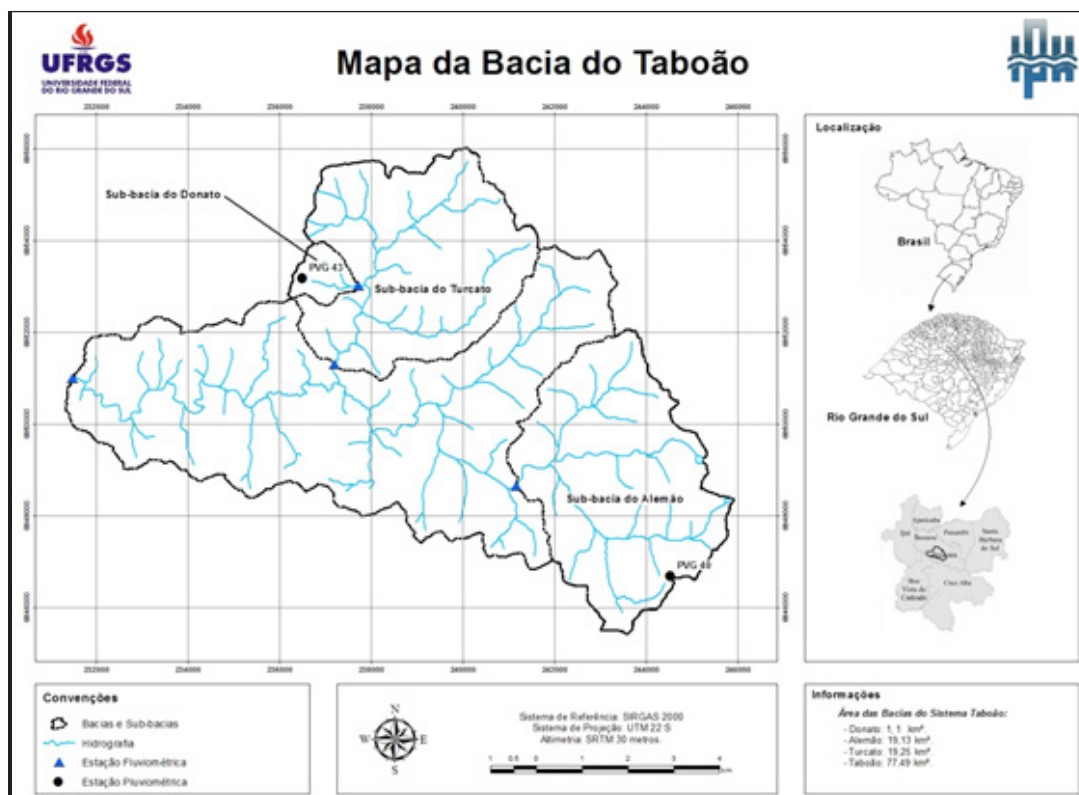
### Área de estudo

O estudo foi realizado em três sub-bacias embutidas na bacia hidrográfica do rio Potiribu, localizadas no noroeste do Rio Grande do Sul, no município de Pejuçara: (a) bacia hidrográfica do rio Donato (1,1 km<sup>2</sup>), (b) bacia hidrográfica do rio Turcato (19,25 km<sup>2</sup>) e (c) bacia hidrográfica do Taboão (77,5 km<sup>2</sup>), (Figura 1). Essas bacias hidrográficas são monitoradas pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da UFRGS, desde 1989, constituindo atualmente 28 anos de dados hidrológicos, com o objetivo de melhor compreender e representar o comportamento dos processos hidrossedimentológicos (CASTRO et al., 2010). A região em estudo apresenta formação geológica, solos, relevo e clima muito característicos da parte central do derrame baáltico do Sul do Brasil (BORDAS e BORGES, 1990).

### Características físicas das bacias hidrográficas e dados utilizados

De acordo com Carvalho et al. (1990), que realizaram um levantamento de solos na bacia de estudo, na escala 1:25.000, os solos predominantes são Latossolos vermelhos (71,49%), e Nitossolos (23,45%). Também estão presentes em menores proporções os Neossolos (2,76%) e Gleissolos Háplico (2,29%). Os Latossolos se caracterizam por serem profundos (com mais de 8 m de profundidade), de textura argilosa (em geral com mais de 55% de argila), porém bem drenados, devido à presença de agregados, que confere ao solo uma boa infiltração. Já os Nitossolos são constituídos por material mineral, apresentam-se com textura argilosa ou muito argilosa e com o horizonte B nítico. Os Neossolos, por sua vez, apresentam-se constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso, ou seja, com pouco desenvolvimento pedogenético, sendo considerado solo novo.

Figura 1 - Localização das bacias hidrográficas, estações fluviométricas e pluviógrafos utilizados



Por fim, os Gleissolos são constituídos por material mineral e caracterizam-se por apresentar horizonte de cores cinza associadas ao hidromorfismo (EMBRAPA, 2006; JACOMINE, 2009). O uso do solo é apresentado na Figura 2, a qual informa que na bacia do rio Taboão 89% do uso do solo é destinado para a agricultura, 7,1% correspondem as matas, a área urbana

abrange 2,3%, as estradas ocupam 1,4%, zonas de campo correspondem a 0,15% e a água está presente em 0,05% da área total da bacia. Observa-se assim a predominância do uso agrícola na referida bacia.

As altitudes das bacias hidrográficas desse estudo estão entre 340 e 490 m (Figura 3), com declividades variando de 3 a 22% (Tabela 2).

Figura 2 - Uso do solo na bacia do rio Taboão

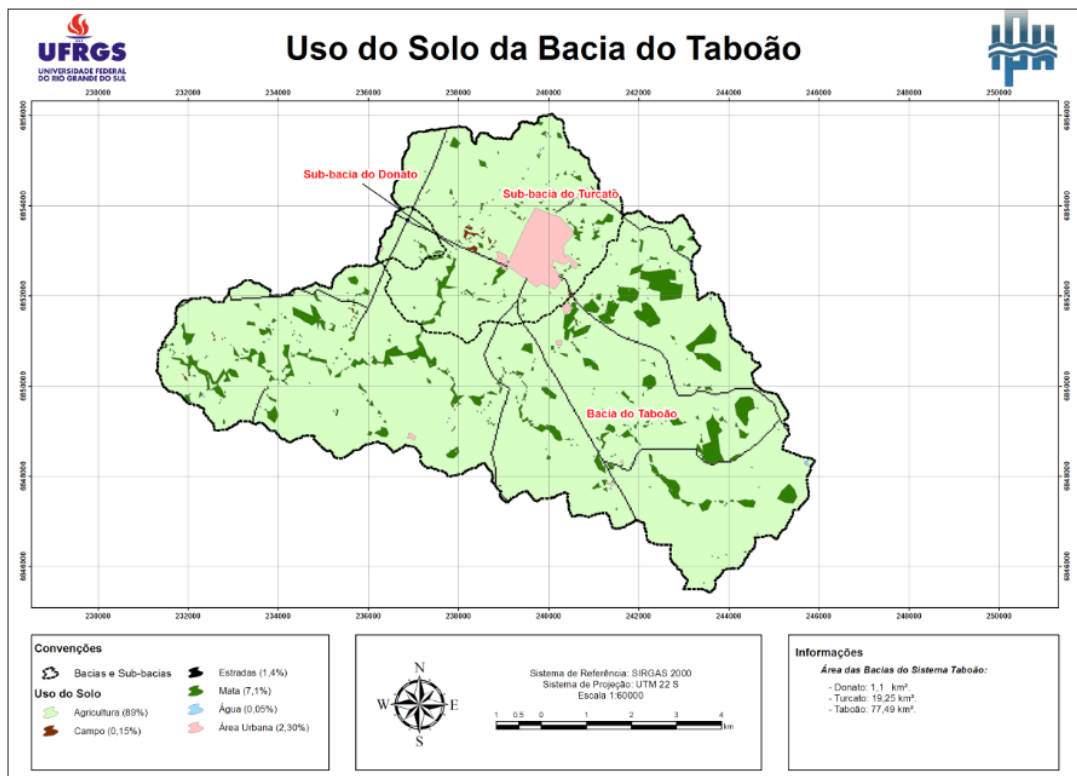
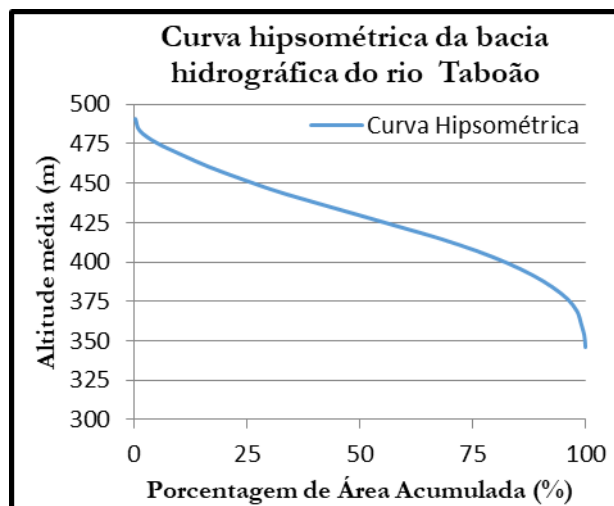


Tabela 2 – Declividades por sub-bacias

Classes de declive (graus)	Porcentagem das classes de declive (%)		
	Donato	Turcato	Taboão
0° a 2°	15,44	12,54	16,14
2° a 4°	36,33	36,11	37,58
4° a 6°	32,49	34,78	30,41
6° a 8°	12,22	13,07	14,27
8° a 10°	2,65	2,76	1,60
> 10°	0,86	0,74	0,00

Figura 3 - Curva hipsométrica para a bacia hidrográfica do rio Taboão



Essa região é caracterizada por ter intensa atividade agrícola, com dois ciclos de cultura por ano: soja e milho no verão (dezembro a março), e aveia e trigo no inverno (junho a setembro). Desde a década de 1990, vem sendo utilizado o método de plantio direto na região, que se caracteriza pelo não revolvimento do solo, sendo o plantio feito em sulcos abertos sobre os restos (palha) da cultura anterior. A vegetação nativa é característica da Mata Atlântica a qual atualmente se restringe a mata ciliar em torno dos rios.

Conforme a classificação de Koeppen, o clima da região é mesotérmico brando, do tipo temperado, super-úmido e sem estação seca (cfa) (NIMER, 1989). As temperaturas médias mensais situam-se entre 14°C (mês de julho) e 24 °C (mês de janeiro). A média das temperaturas máximas é superior a 22°C, e a média das mínimas oscila entre -3 e 18°C (IPAGRO, 1989).

Para determinar a média mensal de chuva da região foi utilizada a série histórica de 1958 a 2004 obtida da estação pluviométrica de Passo Faxinal (02853010), de responsabilidade da Agência Nacional das Águas (ANA)/Serviço Geológico do Brasil (CPRM), localizada no município de Ijuí-RS. A média mensal de chuva na região varia entre 113,93 mm, no mês de março (outono) e 179,17 mm em outubro (primavera), sendo que, a média mensal é de 140,8 mm e anual de 1.693 mm. De acordo com Chevallier e Dhein (1993) a variabilidade média mensal é baixa,

porém podem ocorrer eventos extremos de seca e de cheia, devido ao fenômeno El Niño, como em maio de 1992, onde ocorreu uma chuva de mais de 300 mm em 26 h. Entretanto, observou-se na série histórica que no ano de 2012 ocorreu uma grande seca, sendo que entre o mês de agosto de 2012 e dezembro de 2013 não ocorreu nenhuma chuva, indicando alta variabilidade de chuva interanual.

Para estimar o tc usando os parâmetros físicos das bacias, como comprimento do rio principal (L), área de drenagem (A) e declividade média (S) foram utilizados: o modelo digital de elevação SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission), com resolução de pixel de 30 x 30 m disponível no banco de dados do CGIAR-CSI pelo endereço: <http://srtm.csi.cgiar.org/> (CGIAR-CSI, 2017). Esses parâmetros foram determinados com utilização do programa ArcGIS versão 10.3. As declividades foram determinadas pela diferença entre as cotas de montante e do exutório do rio principal para bacia hidrográfica, dividida pelo comprimento do rio principal. A equação do DNOS, além dos parâmetros físicos, utiliza o fator K, que é determinado com base nas características do terreno da bacia. Conforme Silveira (2005), para bacias com terrenos cobertos de vegetação e com absorção de água apreciável o fator K é 3,0. Esse valor foi adotado para calcular o tc de todas as bacias de estudo, uma vez que, melhor caracterizam essa região.

O período dos dados utilizados neste trabalho foi de outubro de 2008 a outubro de 2016, medidos em três estações fluviométricas, localizadas no exutório das bacias dos rios Donato, Turcato e Taboão. As estações possuem réguas linimétricas e linígrafos com registro do nível do rio a cada 10 minutos. Devido às campanhas intensivas de coleta de dados e medição de vazão, realizadas ao longo dos 28 anos de monitoramento, todas as estações possuem curva-chave. Na bacia do Donato, a menor delas, foi instalado um vertedor de concreto, sendo, portanto, a mesma equação da curva-chave válida para todo o período de estudo. Mesmo com a equação do vertedor, para transformar nível em vazão, foram realizadas 57 medições de vazão na seção, para aferição da curva-chave, a qual se manteve válida durante todos esses anos. Para a bacia do rio Turcato, a seção transversal do rio foi modificada algumas vezes, devido a eventos extremos de cheia. No período do estudo, entretanto, a seção se manteve a mesma, e foi utilizada a mesma curva-chave. Para esta curva, foram realizadas 69 medições de vazão, sendo que estes pontos coincidiram com a antiga curva chave (de 1998 a 2003 com 53 medições), válida até 30/06/2003, portanto esta curva antiga foi utilizada para o período deste estudo ( $r^2=0,987$ ). Na bacia do Taboão, a seção transversal de medição, é bem estável e se manteve a mesma desde o início do monitoramento nesta bacia, que foi em novembro de 2001, portanto foi utilizada somente uma curva-chave, com 176 medições realizadas entre 2001 e 2016 ( $r^2=0,987$ ). Através destas curvas-chaves, os registros dos níveis das três bacias foram transformados em vazão, a cada 10 minutos, e foram utilizados para a confecção dos hidrogramas e cálculo do tempo de concentração dos eventos.

Para os dados de chuva, foi utilizado o pluviógrafo 43, localizado a noroeste da bacia, dentro da sub bacia do Donato. Em casos de lacuna neste posto, foram utilizados os dados do pluviógrafo 40, localizado a sudeste da bacia. Pode-se assumir, que a chuva dos pluviógrafos 40 e 43 são representativas de toda a bacia (77,5 km<sup>2</sup>).

#### **Estimativa do Tempo de concentração (tc)**

O tempo de concentração das bacias dos rios Donato, Turcato e Taboão foi estimado por: (a) método hidrológico, utilizando dados de chuva e vazão medidos e posteriormente utilizados para a elaboração

da equação ajustada para esta pesquisa; (b) equações empíricas de vários autores (ver Tabela 1) indicadas para utilização em bacias hidrográficas rurais.

#### *a) Tempo de concentração (tc) calculado pelo método hidrológico*

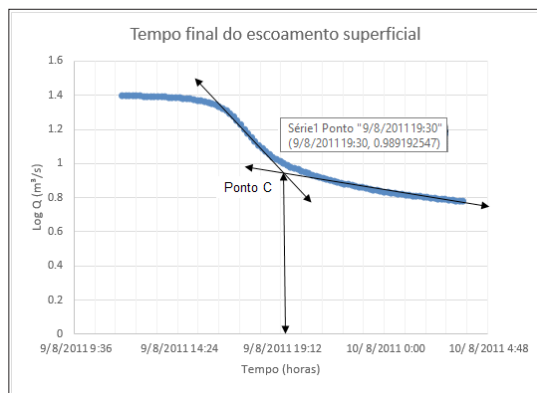
Foram selecionados 30 eventos de cheia maiores, ocorridos no período analisado, sem falhas. Dos 30 eventos, 20 foram utilizados para elaboração de uma equação de tc ajustada para as bacias de estudo e, 10 para validação desta equação.

As curvas-chave utilizadas remontam aos estudos de Castro et al. (2000), o qual descreve as características e o histórico de cada posto fluviométrico avaliado. Dos 30 eventos selecionados na bacia do rio Donato, 2 apresentaram a vazão de pico superior a vazão máxima medida de 2,51 m<sup>3</sup>/s utilizada para aferir a equação do vertedor instalado nessa bacia, representando assim 6,67% dos dados utilizados. Para a bacia do rio Turcato, 16 dos 30 eventos selecionados apresentaram a vazão de pico superiores ao maior dado medido (12,36 m<sup>3</sup>/s) para compor a curva-chave dessa bacia, correspondendo a 53,3% dos dados. Já para a bacia do Taboão, 13 dos 30 eventos apresentaram a vazão de pico mais elevada que a vazão máxima medida de 19,37m<sup>3</sup>/s para compor a curva-chave, representando dessa forma 43,33% dos eventos analisados.

A obtenção do tc pelo método hidrológico consistiu em 3 etapas distintas: (i) separação dos eventos de chuva e vazão nos respectivos hietogramas e hidrogramas; (ii) determinação da precipitação efetiva; e (iii) cálculo do tc.

i) A separação dos eventos de chuva e vazão foi feita a partir de hietogramas e hidrogramas elaborados com os dados dos 30 maiores eventos registrados, com o software Hydraccess, de domínio livre, o qual contém o banco de dados hidrossedimentológicos das bacias hidrográficas de estudo. No Hydraccess foi possível visualizar simultaneamente os hietogramas e hidrogramas na mesma escala temporal, e assim, identificar visualmente o início e o fim dos eventos de precipitação. Nos eventos de vazão, foi identificado visualmente o início do escoamento (ponto A) e foi adotado o critério do logaritmo das vazões de recessão, para identificar a mudança na inflexão da curva no fim do hidrograma e, conseqüentemente o fim do escoamento superficial (ponto C), conforme Figura 4.

Figura 4 - Critério do logaritmo das vazões na recessão do hidrograma para identificar o ponto C para o evento do dia 09/08/2011 na bacia do Taboão (o mesmo procedimento foi adotado para os outros 89 eventos)

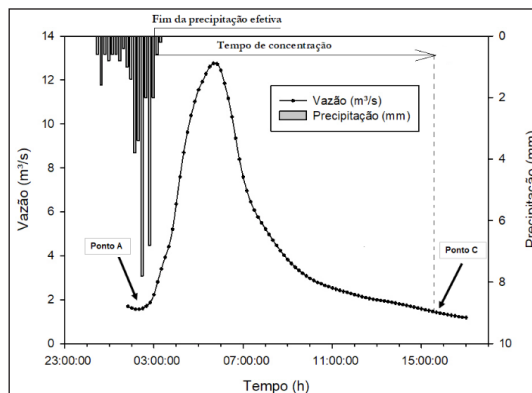


A chuva efetiva foi determinada para cada evento, dividindo-se o escoamento superficial (obtido anteriormente no Hydracess) pela área da bacia hidrográfica. Com esses resultados, foi obtido um índice de infiltração ( $\phi$ ), usando método iterativo. Com objetivo de encontrar um valor de  $\phi$  mínimo, utilizou-se a ferramenta solver, disponível no software Excel versão 2013. Para efetuar essa operação a restrição utilizada no Solver foi a seguinte: a diferença entre a precipitação efetiva total e o somatório da diferença entre a precipitação e  $\phi$ , para cada intervalo de tempo, tem que ser igual a zero. Com isso, obteve-se a parcela da chuva que infiltrou. A precipitação efetiva foi adotada como o somatório entre o primeiro dado de chuva até o dado de chuva que acarretasse no último valor superior a zero. Este último foi determinado pela diferença entre a precipitação real e o  $\phi$ , indicando, dessa forma, a parcela da chuva que gera escoamento superficial.

Por fim, o  $t_c$  foi obtido pela diferença de tempo entre o fim do escoamento superficial e o fim da chuva efetiva conforme é apresentado na Figura 5.

Após a obtenção dos  $t_c$ s pelo método hidrológico, dos 30 maiores eventos registrados simultaneamente para as três bacias, foram calculadas estatísticas descritivas do conjunto dos 20 primeiros eventos. Em um processo iterativo, os  $t_c$ s médios dos 20 eventos das três bacias foram relacionados com a área (A), o comprimento do rio principal (L), e a declividade do rio principal (S) de modo a satisfazer o seguinte equacionamento:

Figura 5 - Estimativa do  $t_c$  pelo método hidrológico para o evento do dia 12/04/2014 para a bacia do rio Turcato



$$t_c = \alpha \cdot L^b \cdot A^c \cdot S^d \quad (14)$$

Por iteração foram obtidos a constante  $\alpha$  e os expoentes b, c, d desses parâmetros descritos acima. Esse processo foi realizado até que o valor de  $t_c$  se aproximasse do valor médio obtido pelo método hidrológico. Os outros 10 eventos foram utilizados para validar a equação proposta. Essa foi a única forma da função utilizada na regressão para a obtenção do tempo de concentração.

Para a análise dos resultados, foi utilizada estatística descritiva, comparando a média, mediana, valor máximo, valor mínimo e desvio padrão dos tempos de concentração obtidos pelos diferentes métodos.

#### *b) Tempo de concentração ( $t_c$ ) calculado com equações empíricas para bacias rurais*

O  $t_c$  também foi calculado usando 13 equações empíricas (Tabela 1), as quais são indicadas para bacias hidrográficas rurais, como é o caso das bacias de estudo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 3 apresenta os parâmetros utilizados neste estudo para calcular o  $t_c$  pelas equações da Tabela 1. Salienta-se que os valores de p, CN, SCS e k foram os mesmos para todas as bacias analisadas, uma vez que pertencem à mesma região.

Tabela 3 – Características físicas das bacias de estudo

Parâmetros físicos	Bacias hidrográficas		
	Donato	Turcato	Taboão
L (km)	1,30	6,84	23,50
S (m/m)	0,0254	0,0114	0,0053
A (km <sup>2</sup> )	1,10	19,25	77,50
CN	70	70	70
p	0,50	0,50	0,50
S <sub>SCS</sub> (mm)	108,86	108,86	108,86
k	3	3	3
Desnível (m)	33	78	124

Verifica-se na Tabela 4 que o tc obtido pelo método hidrológico, considerando os 20 primeiros eventos de vazão, teve o desvio padrão variando 47,21%, 21,41% e 5,31% em relação à média para as bacias do Donato, Turcato e Taboão respectivamente. Já para os últimos 10 eventos elencados na Tabela 5, a variação do desvio padrão em relação à média foi de 13,82%, 33,52% e 25,14% para as bacias do Donato, Turcato e Taboão respectivamente. Destes foi excluído dos cálculos estatísticos o evento 1 ocorrido na bacia do rio Donato, por ser considerado atípico, conforme mostra a Figura 6. O tc médio para os primeiros 20 eventos das bacias hidrográficas do Donato, Turcato e Taboão são de 2,96, 9,53, e 19,09 horas respectivamente e, para os últimos 10 eventos são de 1,49; 7,58 e 18,06 horas. Esses valores estão coerentes com as dimensões (comprimento e área) das bacias, ou seja, quanto maior a área da bacia, e o comprimento do rio principal, maior foi o tc. Entretanto observa-se que a média dos eventos da Tabela 5 foi 49,78%, 20,42% e 5,37% inferior que as médias da Tabela 4 para as bacias do Donato, Turcato e Taboão respectivamente.

Utilizando os dados médios de tc obtidos pelo método hidrológico (Tabela 4), dos 20 eventos medidos nas três bacias hidrográficas foi proposta a seguinte equação para estimar o tc:

$$t_c = 0,676 \cdot L^{0,079} \cdot A^{0,296} \cdot S^{-0,289} \quad (15)$$

onde:  $t_c$  é o tempo de concentração (h);  $L$  o comprimento do rio até o exutório da bacia hidrográfica (m);  $A$  corresponde à área da bacia hidrográfica (km<sup>2</sup>); e  $S$  a declividade do rio principal (m/m). Cabe ressal-

tar que na bacia do rio Donato foram eliminados os pontos atípicos conforme mostra a Figura 6.

Aplicando-se a Equação 15, obteve-se 2,95 horas para a bacia do Donato, 9,49 horas para a bacia do Turcato e 19 horas para a bacia do Taboão.

Para validar a Equação 15 os 10 eventos (21 a 30) apresentados na Tabela 5 foram utilizados. Assim, a média do tc para a bacia do rio Donato ficou em 1,49 horas (sem os pontos atípicos), sendo 49,62% inferior ao resultado obtido com Equação 15. Para a bacia do rio Turcato a média foi de 7,58 horas (20,12% inferior a Equação 15). Já para a bacia do rio Taboão a média foi de 18,06 horas (4,96% inferior). Observa-se que a medida que a área da bacia hidrográfica aumenta a equação apresenta melhores resultados.

Na Tabela 6 são apresentados os tcs calculados usando as equações da Tabela 1, onde verifica-se uma grande variação entre os resultados. É possível observar que para a bacia hidrográfica do rio Donato o tc variou de 0,33 a 2,20 horas. Já para a bacia do rio Turcato o tc variou de 1,41 a 7,97 horas. A maior discrepância foi observada para a bacia do rio Taboão, onde a diferença variou entre 4,16 a 31,46 horas.

Para uma mesma bacia hidrográfica, o tc (Tabela 6) variou 5,65 (Turcato) a 7,56 (Taboão) vezes, dependendo da equação utilizada, ao comparar os valores máximos e mínimos. Apesar desta diferença, verifica-se resultados semelhantes nas 3 bacias hidrográficas aos encontrados pelas equações de Kirpich, George Ribeiro e Picking. Essas equações utilizam os mesmos parâmetros físicos para calcular o tc, porém coeficientes empíricos diferentes, que podem ter



Tabela 4 - Tempo de concentração obtido pelo método hidrológico para calibrar a equação “Projeto Potiribu”

Item	Evento	Donato		Turcato		Taboão	
		Data – Hora (Fim da cheia)	tc (h)	Data - Hora (Fim da cheia)	tc (h)	Data - Hora (Fim da cheia)	tc (h)
Calibração	1	26/10/2008 - 13:49	6,08	26/10/2008 - 02:12	5,97	10/08/2009 - 08:30	19,77
	2	29/10/2008 - 14:19	2,08	26/10/2008 - 20:12	12,97	19/09/2009 - 00:10	18,73
	3	06/11/2008 - 03:49	2,58	26/03/2011 - 12:40	13,23	11/11/2009 - 4:20	20,17
	4	09/08/2009 - 15:09	2,15	15/04/2011 - 4:50	13,90	23/11/2009 - 2:50	20,37
	5	11/09/2009 - 21:48	2,78	14/07/2011 - 5:50	6,73	01/12/2009 - 2:50	20,37
	6	18/09/2009 - 07:48	2,43	21/07/2011 - 10:10	11,45	23/09/2010 - 05:40	19,77
	7	27/09/2009 - 12:58	1,47	03/01/2014 - 22:40	7,27	26/03/2011 - 17:50	16,68
	8	22/09/2010 - 13:06	3,27	12/04/2014 - 15:40	12,70	15/04/2011 - 10:40	19,6
	9	26/03/2011 - 02:47	3,35	31/05/2014 - 17:10	6,95	11/05/2011 - 13:30	21,85
	10	14/04/2011 - 19:02	4,35	05/06/2014 - 20:10	9,95	14/07/2011 - 16:00	16,9
	11	10/05/2011 - 22:13	1,95	14/6/2014 - 8:30	12,45	21/07/2011 - 15:30	17,03
	12	14/07/2011 - 00:49	1,72	23/6/2014 - 17:20	7,45	09/08/2011 - 19:30	17,52
	13	21/07/2011 - 01:42	3,23	25/6/2014 - 15:10	8,62	19/08/2011 - 12:10	18,72
	14	12/04/2014 - 04:56	1,97	26/6/2014 - 15:10	13,45	12/04/2014 - 23:50	21,15
	15	24/07/2014 - 00:52	4,17	7/9/2014 - 02:10	9,33	23/05/2014 - 02:10	17,97
	16	06/09/2014 - 20:10	3,52	29/9/2014 - 08:40	7,42	14/06/2014 - 14:20	18,28
	17	19/10/2014 - 12:20	5,35	13/10/2014 - 23:50	6,85	24/06/2014 - 2:50	18,95
	18	06/11/2014 - 17:40	2,28	19/10/2014 - 15:40	8,68	26/06/2014 - 01:10	18,62
	19	10/01/2015 - 16:56	5,37	07/11/2014 - 00:20	8,52	24/7/2014 - 16:00	19,47
	20	20/01/2015 - 06:23	2,17	27/12/2014 - 14:30	6,73	7/9/2014 - 12:30	19,82
		Máximo (h)	5,37		13,90		21,85
		Mínimo (h)	1,47		5,97		16,68
		Média (h)	2,96		9,53		19,09
		Mediana (h)	2,58		8,65		19,21
		Desvio padrão (h)	1,40		2,04		1,01

Tabela 5 - Tempo de concentração obtido pelo método hidrológico para validar a equação “Projeto Potiribu”

Item	Evento	Donato		Turcato		Taboão	
		Data – Hora (Fim da cheia)	tc (h)	Data - Hora (Fim da cheia)	tc (h)	Data - Hora (Fim da cheia)	tc (h)
Validação	21	05/01/2016 - 13:50	1,43	10/01/2016 - 16:30	11,33	10/01/2016 - 13:50	18,67
	22	09/01/2016 - 20:22	1,37	14/02/2016 - 20:10	6,17	15/02/2016 - 02:50	12,17
	23	14/02/2016 - 22:32	2,70	03/03/2016 - 02:00	5,00	26/03/2016 - 15:30	19,17
	24	26/03/2016 - 00:16	3,60	26/03/2016 - 02:50	6,50	25/04/2016 - 21:50	16,5
	25	25/04/2016 - 02:35	1,25	25/04/2016 - 16:20	11,00	19/10/2016 - 23:50	16,83
	26	25/04/2016 - 04:25	1,25	31/12/2016 - 21:10	3,83	15/02/2017 - 09:40	12,67
	27	25/04/2016 - 06:55	1,58	15/02/2017 - 02:30	6,17	26/04/2017 - 20:20	22,50
	28	14/07/2016 - 10:28	1,80	26/04/2017 - 15:00	9,00	28/05/2017 - 11:40	22,00
	29	14/07/2016 - 16:18	1,47	27/05/2017 - 23:20	9,67	01/06/2017 - 16:10	14,00
	30	19/10/2016 - 08:54	1,73	09/06/2017 - 00:20	7,17	09/06/2017 - 06:00	26,1
Máximo (h)			3,60		11,33		26,10
Mínimo (h)			1,25		3,83		12,17
Média (h)			1,49		7,58		18,06
Mediana (h)			1,53		6,84		17,75
Desvio padrão (h)			0,75		2,54		4,54

Figura 6 - Gráfico blox plot dos tempos de concentração medidos do 1° ao 20° evento, utilizados para propor a equação, validados do 21° ao 30° evento, e calculados pelas equações para as três bacias hidrográficas

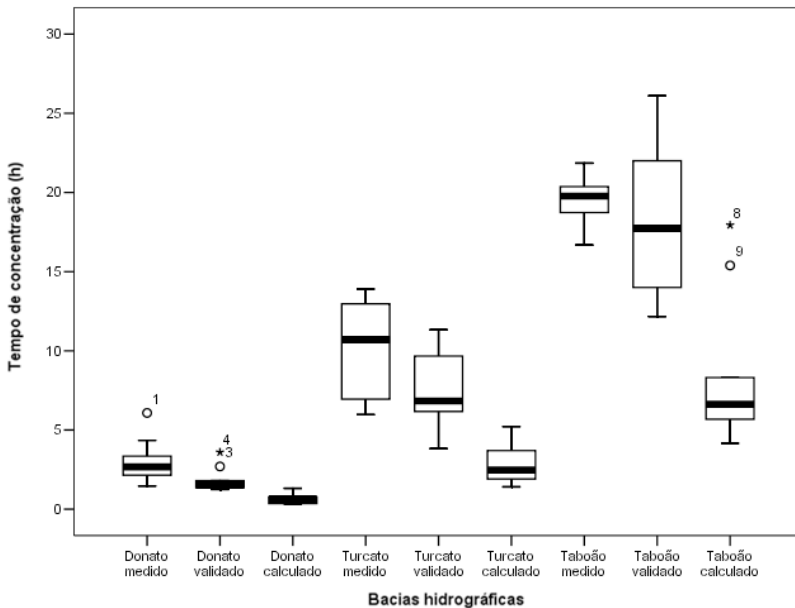


Tabela 6 - Tempo de concentração (tc) obtido pelas diferentes equações para cada bacia hidrográfica analisada

Equação	Autor	Equação	tc do Donato (h)	tc do Turcato(h)	tc do Taboão (h)
1	Kirpich	$tc = 0,0663L^{0,77}S^{-0,385}$	0,33	1,63	5,68
2	George Ribeiro	$tc = 0,222(1,05-0,2p)^{-1}LS^{-0,04}$	0,35	1,91	6,77
3	Picking	$tc = 0,0883L^{0,667}S^{-0,333}$	0,36	1,41	4,16
4	Corps Engineers	$tc = 0,191L^{0,76}S^{-0,19}$	0,47	1,93	5,70
5	Ven te Chow	$tc = 0,160L^{0,64}S^{-0,32}$	0,61	2,29	6,46
6	Dnos	$tc = 0,419k^{-1}A^{0,3}L^{0,2}S^{-0,4}$	0,66	2,98	7,89
7	Dooge	$tc = 0,365A^{0,41}S^{-0,17}$	0,71	2,63	5,30
8	Pasini	$tc = 0,107A^{0,333}L^{0,333}S^{-0,5}$	0,76	5,09	17,94
9	Ventura	$tc = 0,127A^{0,5}S^{-0,5}$	0,84	5,22	15,39
10	Johnstone	$tc = 0,462L^{0,5}S^{-0,25}$	1,32	3,70	8,31
11	SCS Lag	$tc = 0,057(1000/CN-9)^{0,7}L^{0,8}S^{-0,5}$	1,42	7,97	31,46
12	Giandotti	$tc = 0,0559(4,0A^{0,5} + 1,5L)L^{-0,5}S^{-0,5}$	1,89	5,57	11,19
13	Simas Hawkins	$tc = 0,322A^{0,594}L^{-0,594}S^{-0,150}S_{scs}^{0,313}$	2,20	5,06	6,24
Máximo (h)			2,20	7,97	31,46
Mínimo (h)			0,33	1,41	4,16
Média (h)			0,92	3,65	10,19
Mediana (h)			0,71	2,98	6,77
Desvio padrão (h)			0,61	1,99	7,59
15	Projeto Potiribu	$tc = 0,676L^{0,079}A^{0,296}S^{-0,239}$	2,95	9,49	19,00

influenciado para que os resultados se aproximassem, a exceção da equação de George Ribeiro que apresenta uma variável a mais que está relacionada a fração de área com mata. Ainda, é possível perceber que as equações 6, 8, 9, 10, 11 e 12 tendem a elevar consideravelmente o tempo de concentração à medida que a área da bacia e o comprimento do rio principal aumentam.

Verificou-se que, as equações da Tabela 6 subestimaram o tc em relação ao calculado pelo método hidrológico, tanto para os 20 primeiros eventos (Tabela 4), como

para os 10 últimos (Tabela 5). Com exceção da equação SCSLag que superestimou o tc para a bacia do Taboão (64,82% superior).

Mota (2012) utilizando diversas equações empíricas observou que os valores de tc foram subestimados e apresentaram erros superiores a 90% em relação a equação proposta pela autora usando dados medidos para uma bacia rural no norte de Santa Catarina. Resultado semelhante foi verificado no presente trabalho, por exemplo, com a equação de Kirpich, que subestimou em 88,81%,

82,83% e 70,11% o tc para as bacias do Donato, Turcato e Taboão, respectivamente, em comparação com a Equação 15. Kobiyama et al. (2006), utilizando 5 eventos de cheia para o cálculo do tc de uma bacia urbana através do método hidrológico, também verificaram que as equações empíricas subestimam o tc.

As equações que mais se aproximaram do método hidrológico na obtenção do tc foram: a equação de Simas-Hawkins (erro de 25,61%), para os 20 primeiros eventos e a equação de SCS LAg (erro de 4,38%), para os 10 últimos eventos, para a bacia do Donato; já para a bacia do Turcato a equação do SCS Lag, erro de 16,38%, para os 20 eventos da calibração e erro de 5,09% para os 10 eventos da validação; e equação de Pasini, erro de 6,01%, para os 20 eventos da calibração e erro de 0,67% para os 10 eventos da validação para a bacia do rio Taboão. Esses resultados estão coerentes considerando que, a equação de Simas-Hawkins foi desenvolvida para bacias hidrográficas menores que 15 km<sup>2</sup>. Já a equação do SCS Lag, desenvolvida para bacias até 8 km<sup>2</sup>, teve melhor resultado para a bacia do Turcato (17,25 km<sup>2</sup>), o que pode estar associado a consideração do parâmetro CN, implicando assim, em efeitos sobre o escoamento superficial.

Na Figura 6 é apresentado um gráfico blox-plot resumindo os resultados dos tc estimados para os 20 primeiros e 10 últimos eventos pelo método hidrológico e estimados e também calculados pelas equações empíricas para as três bacias. Verifica-se que à medida que as bacias hidrográficas aumentam de tamanho, a amplitude entre os tcs calculados aumenta, ou seja, os valores passam a divergir de forma mais acentuada em relação a mediana.

## CONCLUSÕES

Com o objetivo de avaliar o tc para bacias rurais de diferentes escalas foi proposta uma equação empírica baseada no tc médio obtido pelo método hidrológico.

Os tcs obtidos pelo método hidrológico apresentaram grande variabilidade, sendo de 27,37%, 42,95% e 76,39%, para as bacias do Donato, Turcato e Taboão, respectivamente, mostrando que, quanto maior a área da bacia, maior a variação do tc.

Para comparar os resultados obtidos pelo método hidrológico foram utilizadas 13 equações empíricas desenvolvidas para bacias rurais. O tc calculado por essas equações foi subestimado para todas as bacias, com exceção da equação do SCS Lag que superestimou o tc da bacia do Taboão. Esta última pode ter sido influenciada por considerar o parâmetro CN do método SCS. Para as bacias hidrográficas analisadas no presente trabalho, os melhores resultados foram obtidos com as equações propostas por Simas-Hawkins, SCS Lag e Pasini.

Os resultados deste estudo demonstram a importância de considerar as características físico-hídricas do local para as quais as equações são aplicadas, por isso, deve-se ter cautela em utilizá-las.

Sugere-se que a equação proposta neste trabalho, seja utilizada em bacias hidrográficas rurais, com características físicas e hídricas semelhantes às deste estudo para estimar o tc. No entanto, recomenda-se que se faça uma avaliação criteriosa das características da bacia e comparar com outras existentes.

## AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pelas bolsas de Doutorado do primeiro autor e de produtividade em pesquisa do segundo autor.

A FINEP pelo financiamento da pesquisa em diversos projetos desde o ano de 2004 que permitiu o monitoramento das áreas em estudo.

## Referências

BORDAS, M.P.; BORGES, A.L. Escolha de bacias representativas e experimentais para estudo da erosão no planalto basáltico sul americano. In: Congresso brasileiro e encontro nacional de pesquisa sobre conservação do solo, 8, Londrina, 1990. Anais. Londrina, Sociedade Brasileira e Ciência do Solo, 1990. p.15-1

CARVALHO, A.P.; ABRÃO, P.U.R.; FASOLO, P.J.; POTTER, R.J. Levantamento semidetalhado dos solos da bacia do arroio Taboão. (Pejuçara/ljuí RS). Publicação interna. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 1990. 41p. + Mapa 1:25.000.

- CASTRO, N. M.; CHEVALLIER, P.; GOLDENFUM, J. Projeto Potiribu – Atualização: 1989-1998. Dados básicos de fluviometria e pluviometria. Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 35, p. 01-61, 2000.
- CASTRO, N.M.R., AUZET, A.V., CHEVALLIER P., LEPRUN, J-C. Land use change effects on runoff and erosion from plot to catchment scale on the basaltic plateau of Southern Brazil. Hydrol. Process. V. 13, p. 1621-1628. 1999.
- CASTRO, N. M. R. et al. Relatório Final das atividades desenvolvidas no projeto MATASUL de março 2007 a maio de 2010. 2010. 284 páginas + anexos (Relatório de pesquisa).
- CGIAR-CSI, Consortium spacial for information, 2017 . Disponível em: <<http://srtrm.csi.cgiar.org/>>. Acesso em: 13 jun. 2017.
- CHEVALLIER P.; DHEIN R. A. Les précipitations exceptionnelles des 26 et 27 mai 1992 dans la région d'Ijuí (Rio Grande do Sul, Brésil). Sécheresse 4, pp. 159-164. 1993.
- CHOW, V. T. Hydrologic determination of waterway areas for the design of drainage structures in small drainage basins. University of Illinois. Engineering Experiment station Bulletin, n° 462. 1962.
- COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. Hidrologia para engenharia e ciências ambientais. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre-RS. 2013.
- DAEE. Hidrologia Urbana: Primeiro relatório parcial. Departamento de Águas e Energia Elétrica-SP. Escola Politécnica da USP. 1978.
- GERGOV, G. Determination of the time of travel along the river network. Journal of Hydrology. V. 14, pg. 293-306. 1971.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileira de classificação de solos. 2. ed. Rio de Janeiro: - SPI, 2006. 306p
- IPAGRO – INSTITUTO DE PESQUISAS AGRONÔMICAS. Atlas agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. V.1. 1989
- JACOMINE, P. K. T. A nova classificação brasileira de solos. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica. Recife. 2009.
- KIRPICH, Z. P. Time of concentration of small agricultural watersheds. J. of Civ. Eng., v. 10, n°6, p. 362. 1940.
- KOBIYAMA, M; GRISON, F.; LINO, J. F. L.; SILVA, R. V. Estimativa morfométrica e hidrológica do tempo de concentração na bacia do campus da UFSC, Florianópolis-SC. ABRH. I Simpósio de Recursos Hídricos Sul-Sudeste. 2006
- MCCUEN, R. H. Hydrologic analysis and design. Second edition. Prentice Hall. 1998.
- MCCUEN, R. H.; WONG, S. L. RAWLS, W. J. Estimating urban time of concentration. Hydraul. Eng., V110, n° 7, p. 887-904. 1984.
- MOPU TECNOLOGIA CARRETERAS. Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos em pequenas cuencas naturales. Textos de la Direccion General de Carreteras, n°12, 124 pg. Espanha. 1987.
- MOTA, A. A. Tempo de concentração em pequena bacia experimental, 2012, 131 p, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012. Available at <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/100709/311941.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- MOTA, A. A. Tempo de concentração em pequena bacia experimental. Dissertação de Mestrado. UFSC. Florianópolis. 2012.
- NIMER, E. Climatologia do Brasil. Fundação IBGE. 2<sup>o</sup> ed. Rio de Janeiro. 1989.
- PORTO, R. L.L. Escoamento Superficial direto. In: "TUCCI et al. Drenagem Urbana. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, vol. 5. ABRH". Porto Alegre. 1995.
- RAMSER, C. E. Run-off from small agricultural areas. Journal of Agricultural Research. Vol 34. N<sup>o</sup> 9. Washington, D. C. 1927.
- SILVEIRA, A. L. L. Desempenho de fórmulas de tempo de concentração em bacias urbanas e rurais. Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH). Vol. 10, n<sup>o</sup>1. Porto Alegre. 2005.
- SIMAS, M. J.; HAWKINS, R. H. Lag time characteristics for small watersheds. In [http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/stelprdb1044199.pdf](http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044199.pdf). 1996.
- TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA, A. L. L.; BENETTI, A.; LANNA, A. E. L.; BIDONE, F.; SEMMELMAN, F.; LOUZADA, J. A. BERTONI, J. C.; FILHO, K. Z.; BELTRAME, L. F. S.; BORDAS, M. P.; PESSOA, M. L.; CAICEDO, N. L.; CHEVALLIER, P.; PORTO, R. L. CLARKE, R.T. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 4<sup>o</sup> Edição, Editora UFRGS. ABRH. 2009.
- USDA. Linear theory of hydrological systems. Technical Bulletin. United States Departement of Agriculture. N<sup>o</sup> 1468, Washington. 1973.
- WATT, W. E.; CHOW, K. C. A. A general expression for basin lag time. Can. J. Civil Eng. 12, 294-300.1985.

**Felipe M. P. Mamédio** Universidade Federal do Rio Grande do Sul,  
Porto Alegre, RS, Brasil. email: fmp\_mamedio@hotmail.com

**Contribuição do autor:**

Escolha dos eventos, cálculo dos tempos de concentração, elaboração das figuras e tabelas, escrita geral.

**Nilza M.R. Castro** Universidade Federal do Rio Grande do Sul,  
Porto Alegre, RS, Brasil. email: nilza@iph.ufrgs.br

**Contribuição do autor:**

Proposta de análise dos dados, sugestão dos eventos escolhidos, escrita geral.

**Cláudia W. Corseiul** Universidade Federal de Santa Catarina,  
Araranguá, SC, Brasil email: cwcorseiul@hotmail.com

**Contribuição do autor:**

Revisão geral do artigo, análise dos resultados, escrita geral.

# Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo - SP

*Water quality and land use relations on Billings Reservoir watershed, Metropolitan Area of São Paulo, Brazil*

Submetido em: 15/08/17  
Revisado em: 07/02/18  
Aprovado em: 05/04/18

Paula Lopes de Araujo  
Diana Sarita Hamburger  
Tatiane Araujo de Jesus  
Roseli Frederigi Benassi  
Valdir de Cicco

## RESUMO

Atividades humanas demandam certos níveis de qualidade da água, no entanto, seus subprodutos a afetam por poluição. Este trabalho objetivou entender a poluição de bacias tributárias por meio da análise de parâmetros de qualidade da água e sua correlação com o uso e a ocupação do solo em microbacias do reservatório Billings na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Utilizaram-se os parâmetros: Temperatura da água, Turbidez, pH, Oxigênio Dissolvido, Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade Elétrica e Fósforo Total. Os valores foram comparados com a Resolução CONAMA 357/2005. Foi proposto um agrupamento das classes de uso do solo conforme o grau de antropização, por meio de Sistema de Informação Geográfica (SIG). Os resultados mostraram correlações significativas entre os parâmetros de qualidade e o uso e a ocupação do solo. Locais mais antropizados foram responsáveis por uma maior degradação da qualidade da água para os parâmetros: Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade Elétrica e Fósforo Total. Alguns valores para as zonas de influência antrópica apresentaram desacordo com os parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005. O estudo demonstrou a importância da preservação da vegetação em áreas de mananciais a fim de contribuir com a qualidade das águas.

**Palavras-chave:** Recursos Hídricos; Qualidade da Água; Uso do solo; Microbacias; Geoprocessamento

## ABSTRACT

Human activities demand certain levels of water quality. However, its by-products affect it by pollution. This work aimed to understand the pollution of tributaries basins by analysis of water quality parameters and their correlation with the land use and occupation in micro catchments of the Billings Reservoir in the Metropolitan Area of São Paulo (MASP). The parameters were: Water temperature, Turbidity, pH, Dissolved Oxygen, Total Dissolved Solids, Electrical Conductivity and Total Phosphorus. The values were compared with CONAMA Resolution 357/2005. A grouping of land use classes was proposed according to the degree of anthropization using Geographic Information System (GIS). Results showed significant correlations between water quality parameters and land use and occupation. More anthropogenic sites were responsible for a greater degradation of water quality for the parameters: turbidity, total dissolved solids, electrical conductivity and total phosphorus. Areas more influenced by human activities showed disagreements with the parameters established by CONAMA Resolution 357/2005. The study demonstrated the importance of preserving vegetation in water source areas in order to contribute to water quality.

**Keywords:** Water resources; Water Quality; Land Use; Micro Watersheds; Geoprocessing

## INTRODUÇÃO

O avanço da urbanização sobre áreas naturais eleva o risco de escassez de água, devido ao aumento da demanda por recursos hídricos e a redução na oferta, por meio de alterações no ciclo hidrológico.

As diversas atividades humanas traduzem-se em diferentes formas de uso do solo que interferem no ambiente, principalmente pelo consumo de recursos e lançamento de resíduos. No caso de regiões metropolitanas, o risco de escassez de água é mais acentuado, tendo em vista a quantidade de pessoas e o seu padrão

de uso e cobertura do solo, com influência direta na qualidade da água.

A unidade espacial de estudos dos recursos hídricos é a bacia hidrográfica, preconizada como unidade de planejamento pela Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9433 de 1997 (BRASIL, 1997). A delimitação destas bacias deve considerar as elevações interfluviais, seguindo os pontos cotados e as curvas de nível (HORTON, 1945). Bacias hidrográficas podem ser subdivididas em bacias menores, tal qual uma microbacia, a menor unidade geomorfológica da paisagem que permite quantificar o funcionamento da natureza de forma integrada, manifestando-se como um sistema natural aberto (LIMA e ZAKIA, 1998). As atividades desenvolvidas dentro dessa unidade influenciam tanto em aspectos hidrológicos como biogeoquímicos, afetando, por exemplo, a qualidade e a quantidade de água.

Entender influências do uso e cobertura do solo sobre corpos hídricos é alvo de estudos recentes (MENEZES et al., 2016; SILVA et al., 2011; SOUZA e GASTALDINI, 2014). O impacto do uso do solo na qualidade de pequenos arroios tem ganhado interesse de vários estudos em pequenas bacias hidrográficas, como, por exemplo, os estudos de Fernandes et al. (2011), na microbacia Glória, Macaé – RJ; Coelho et al. (2011) estudando microbacias de 0,2 a 6 km<sup>2</sup> do rio Caí e dos arroios Caçador e Tiririca, no município de Canela – RS.

Assim, o presente trabalho avaliou a qualidade da água em 6 microbacias submetidas a variados usos e ocupação do solo, cuja drenagem verte para o reservatório Billings. Os valores foram comparados com a tabela do atendimento aos padrões de enquadramento conforme a legislação pertinente. Objetivou-se auxiliar o entendimento da poluição de bacias tributárias através de uma proposta de ranqueamento pelo grau de antropização do uso do solo e sua correlação com parâmetros de qualidade da água em microbacias.

## METODOLOGIA E ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é compreendida por microbacias entre 0,07 e 0,26 km<sup>2</sup> situadas na bacia do Alto – Tietê, sub-bacia Billings-Tamanduateí, no município de São Bernardo do Campo, integrante da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP. Conforme dados do

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, o índice de tratamento do esgoto coletado na RMSP é de 47,5 % (SNIS, 2014). A bacia hidrográfica do reservatório Billings ocupa um território de 582,8 km<sup>2</sup>, cuja área de drenagem abrange os municípios de Rio Grande da Serra, Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo e está inserida no domínio da Mata Atlântica (ISA, 2002). Devido ao seu formato dendrítico, o reservatório está dividido em sub-regiões de acordo com seus braços. A área de estudo está localizada entre as coordenadas UTM (zona 23) 7371174 e 7369150 N, 344759 e 348111 S (Figura 1). Os córregos das microbacias vertem para o Braço Rio Grande do reservatório Billings, local de captação de água para abastecimento público pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – Sabesp.

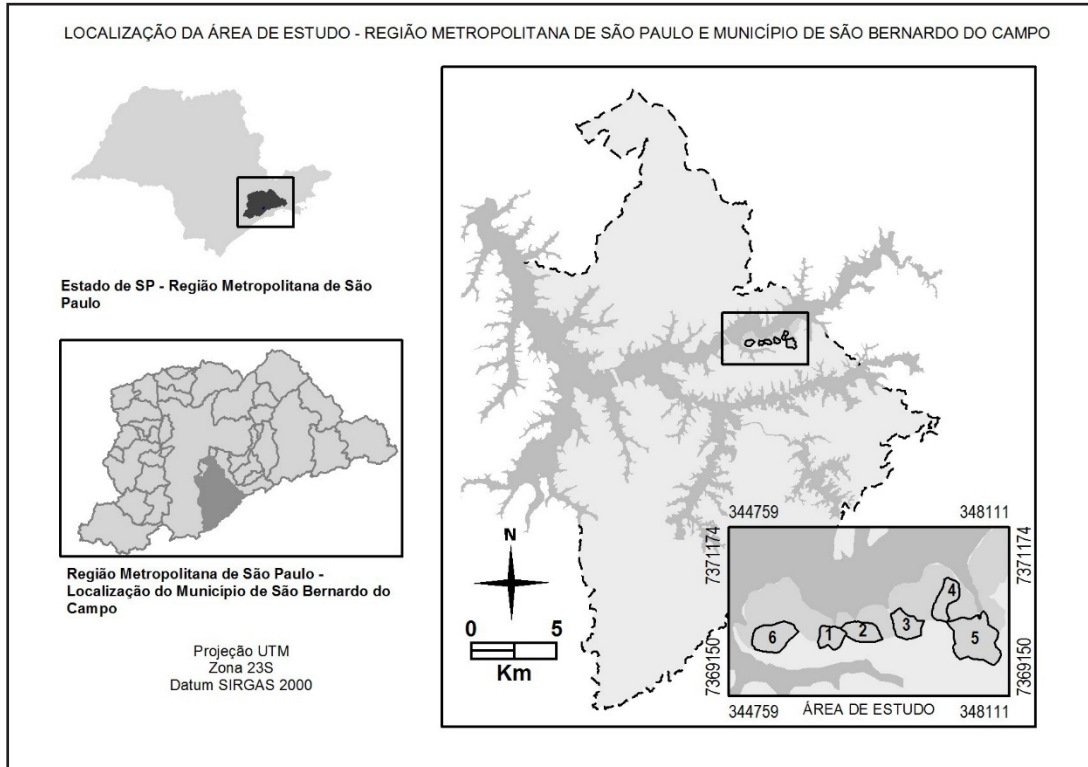
Em relação ao clima, segundo a classificação de Koeppen, o tipo dominante na região é o Cwa, caracterizado pelo clima tropical de altitude, com predominância de chuvas no verão e períodos mais secos no inverno, com a temperatura média no mês mais quente superior a 22°C (CEPAGRI e UNICAMP, s.d.). No município de São Bernardo do Campo a temperatura média anual é de 20 °C e a pluviosidade média anual é de 111 milímetros, com período seco entre os meses de abril e setembro e chuvoso entre outubro e março (EMBRAPA e ESALQ, 2003).

Dados de chuvas acumuladas das 24 horas anteriores à coleta, bem como o acumulado mensal foram obtidos no portal do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais – CEMADEN.

Para a delimitação das microbacias hidrográficas e rede hídrica, foram utilizadas cartas planialtimétricas da RMSP na escala 1:10.000, produzidas nos anos 1980/1981 pela Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S.A (SCM/EMPLASA). Empregaram-se as articulações do Sistema Cartográfico Metropolitano, folhas Riacho Grande (articulação 3222) e Caveiras (articulação 4211). Os cursos d'água de primeira ordem foram digitalizados e caracterizados como tributários diretos de um corpo hídrico (HORTON, 1945). Considerou-se como microbacias hidrográficas a área de contribuição da drenagem com afluência para os cursos d'água de primeira ordem, a partir das curvas de nível e cotas altimétricas das cartas.



Figura 1- Área de estudo. Destaque para as microbacias avaliadas, Bacia da Billings, São Bernardo do Campo – SP



Foi utilizado mapa de uso do solo fornecido pela Prefeitura de São Bernardo do Campo, o qual foi gerado a partir de imagens do satélite WorldView-2 da DigitalGlobe, com resolução espacial de 0,5 m, para o ano de 2011, em escala 1:2.000. O mapa de uso e cobertura do solo foi comparado a imagens de satélites atualizadas para o ano de 2016, através do Google Earth<sup>®</sup>. Verificou-se, de forma visual, que não houve alterações de uso e cobertura do solo no período avaliado. O uso do solo nas microbacias foi analisado em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) - Geomedia<sup>®</sup> Professional 2014. As classes de uso do solo seguiram as descrições conforme o Atlas de Uso e Ocupação do Solo da RMSP (EMPLASA, 2003).

Dados de esgotamento sanitário por domicílio foram obtidos a partir do Censo Demográfico de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os setores censitários referentes às microbacias da área de estudo foram analisados para verificar

a existência de domicílios com lançamento de esgotos sem tratamento nos corpos hídricos.

Para o monitoramento da qualidade da água foram realizadas cinco campanhas de amostragem, no período matutino, nas seguintes datas: 30/04/2015, 30/06/2015, 28/08/2015, 28/10/2015 e 02/03/2016. As amostragens foram realizadas a jusante dos córregos, recomendado para melhor avaliar a contribuição do uso a montante sobre o corpo hídrico (CETESB e ANA 2011). Foram determinados *in situ* os parâmetros: temperatura da água, turbidez, pH, oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais dissolvidos (STD) e condutividade elétrica (CE) por meio de sonda multiparamétrica, marca Hanna, modelo HI 9829, previamente calibrada. Coletas de amostras de água foram realizadas em triplicata, acondicionadas em caixas térmicas refrigeradas e transportadas ao Laboratório de Análises Ambientais da UFABC, em Santo André - SP, para a determinação das concentrações de fósforo total (PT). Para estas determinações foi

empregada digestão com reagente oxidante conforme método de Valderrama (1981) e, posteriormente, o método colorimétrico com ácido ascórbico conforme Strickland e Parsons (1960), com leitura em espectrofotômetro da marca Hach modelo DR 5000 a 880 nm e correlação por meio de curva de calibração previamente preparada.

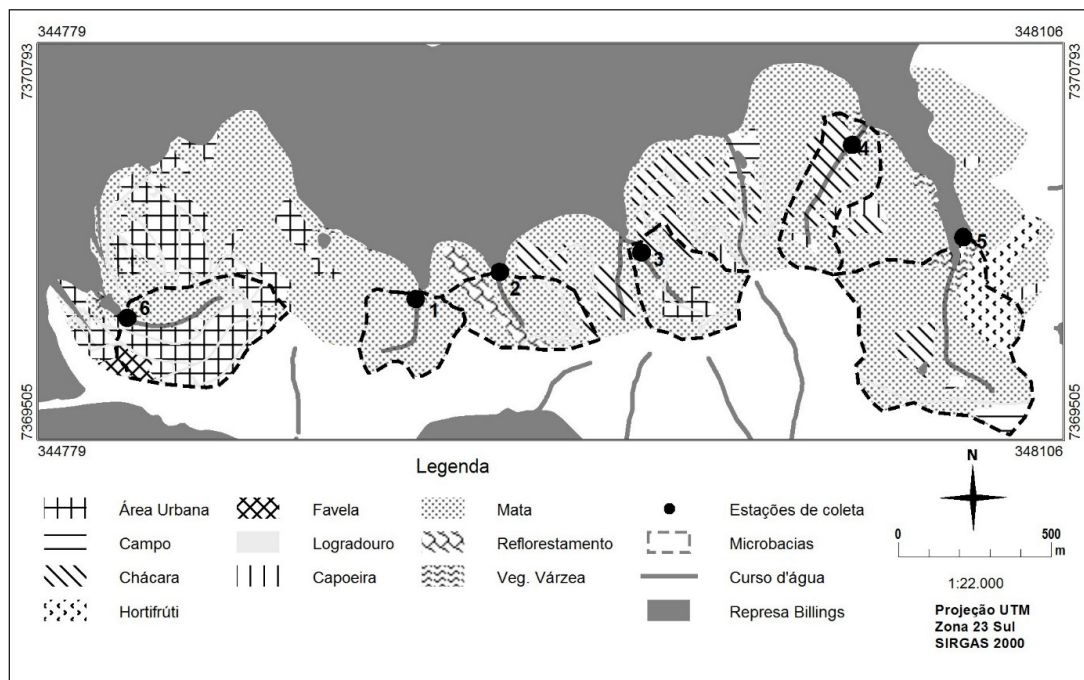
As estações monitoradas correspondem a locais com variabilidade de uso e cobertura do solo, conforme a Figura 2, o que permite a avaliação de possíveis influências sobre a qualidade da água. A estação 1 refere-se a um córrego com predominância de mata na microbacia. A estação 2 possui mata em seu entorno, além de mancha de reflorestamento de eucalipto, sem manejo de silvicultura aparente conforme verificado nas campanhas de campo. A estação 3 está localizada em área com residências esparsas e chácaras. A estação 4 refere-se a um córrego localizado em um clube, com presença de vegetação baixa (gramíneas). A estação 5 visou verificar a influência de área com horticultura, no entanto, o córrego constante na carta do SCM/EMPLASA não foi localizado em campo, de modo

que a coleta ocorreu na represa, o mais próximo da vertente. Por se tratar de um braço mais isolado da represa, espera-se que as características da água nesta área sofram menor e mais lenta mistura com o restante da represa. A estação 6 buscou monitorar um córrego localizado em área com ocupação humana intensa e presença de urbanização precária. As medições nesta estação ocorreram a partir da segunda campanha de campo, em 30/06/2015. As coordenadas geográficas das estações de coleta constam na Tabela 1.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas das estações de coleta (UTM - Zona 23 S)

Estações	Latitude	Longitude
1	7369918	345953
2	7369949	346232
3	7369987	346765
4	7370459	347412
5	7370095	347739
6	7369825	345075

Figura 2 - Uso e ocupação do solo nas microbacias e localização das estações de monitoramento



Para analisar a correlação entre os parâmetros de qualidade da água e o uso do solo, Ometo et al. (2000) recomendam a adoção de uma escala para agrupar as classes de uso e cobertura do solo conforme seu potencial poluidor. No presente estudo foram adotados três grupos de classes de uso do solo: (1) mata; (2) usos moderadamente antropizados (usos rurais como chácaras e horticultura); e (3) usos fortemente antropizados (áreas urbanizadas e favelas).

A verificação do atendimento à legislação vigente ocorreu por comparação dos resultados dos parâmetros mediante os padrões requeridos pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), conforme o enquadramento em classes definido pelo Decreto Estadual nº 10.755/1977 (SÃO PAULO, 1977), o qual define que tributários do braço do Rio Grande da Represa Billings enquadram-se na Classe 2. Os parâmetros temperatura da água e condutividade elétrica não puderam ser comparados, dado que não possuem padrões definidos por essa Resolução.

A fim de avaliar a distribuição dos dados, foi aplicado o Teste de Normalidade Shapiro-Wilk a um nível de significância de 0,05 para os parâmetros, considerando dados com distribuição Normal com  $p > 0,05$ .

Para verificação de possível influência da pluviosidade sobre os parâmetros de qualidade da água, bem como do uso do solo sobre os mesmos, foram utilizadas as ferramentas estatísticas do Microsoft Excel®: cálculo do coeficiente de correlação de Spearman, e a verificação da significância da correlação por meio do teste de hipótese t de Student, recomendado para amostras menores que 30 (LAPPONI, 2005), a um nível de significância  $\alpha$  de 0,05 com  $n - 2$  graus de liberdade (GINEVAN, 2004).

Para comparação dos parâmetros de qualidade da água entre as diferentes estações de amostragem foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, pelo qual é possível verificar se há diferença significativa entre os resultados dos parâmetros e os diferentes pontos de monitoramento. Foi adotado o nível de significância de 5 % para os testes. Também foi realizado teste post hoc de Dunn com a finalidade de identificar se existe diferença estatística entre os pontos avaliados para os parâmetros de qualidade da água e análise de Cluster para confirmar o grau de similaridade entre as áreas analisadas, por meio do programa estatístico Past versão 3.19 (HAMER, 2018).

A variabilidade dos resultados dos parâmetros em cada estação é apresentada em gráficos do tipo *Box Plot*, com tendência e dispersão central, amplitude dos valores e simetria (GINEVAN, 2004).

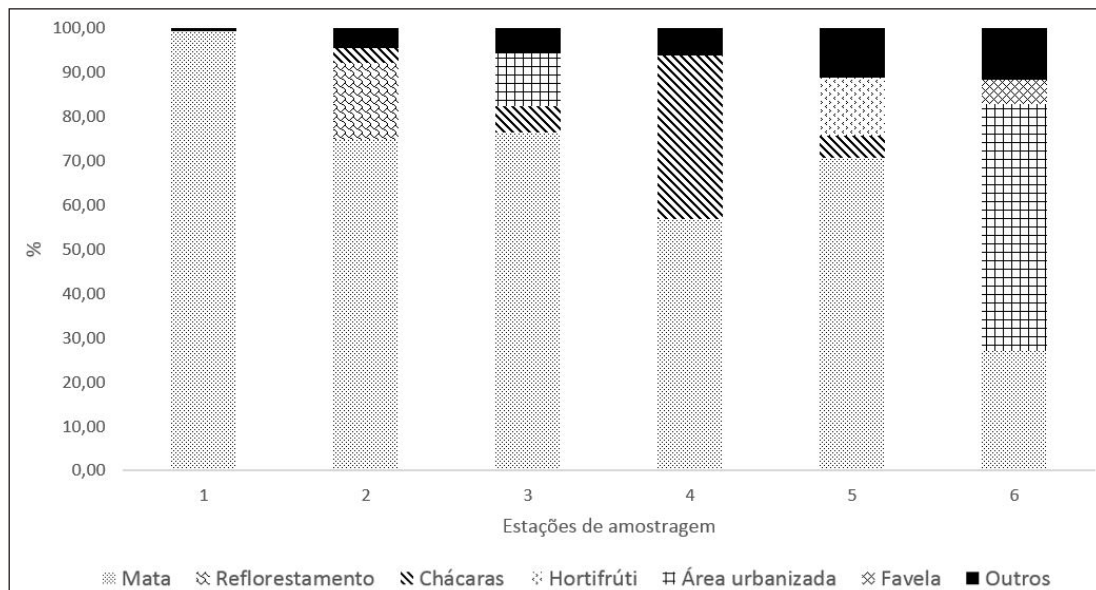
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As classes predominantes de uso do solo em cada uma das microbacias estão representadas na Figura 3. Foram consideradas predominantes as três maiores classes de uso e ocupação do solo que, somadas, resultam em mais de 80 % do uso e cobertura do solo na microbacia.

Todas as microbacias apresentaram, em maior ou menor proporção, uma porcentagem de mata entre as classes de uso e cobertura predominantes. A maior proporção de mata refere-se à estação 1, correspondendo a mais de 90 % da área da microbacia. A microbacia com menor proporção de mata é a estação 6, a qual também apresentou a maior proporção de área urbanizada, com mais de 50 %, além de favela, com 5 % da área. Também foi identificada área urbanizada na microbacia da estação 3 com 11,84 %. A classe de uso e cobertura do tipo “chácaras” foi encontrada nas microbacias das estações 2, 3, 5 e, em maior proporção, na estação 4. A classe “hortifrúti” apenas foi identificada na estação 5, correspondendo a 12,92 % da área da microbacia.

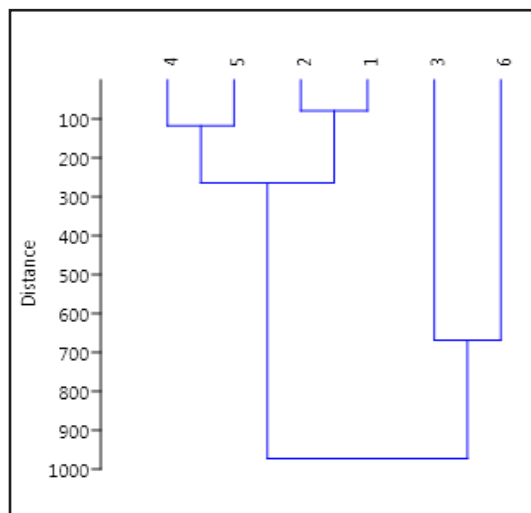
Quanto ao esgotamento sanitário, as microbacias das estações 3, 4 e 5 estão contidas dentro do mesmo setor censitário. Conforme dados do censo IBGE de 2010, o total da população residente nesse setor era de 600 habitantes, com 309 domicílios, dos quais 224 possuíam lançamento de esgoto a céu aberto, ou seja, mais de 70 % dos domicílios. A microbacia da estação 1 está contida em um grande setor censitário, com 353 domicílios, dos quais 322 não possuíam coleta ou tratamento de esgotos em 2010. A microbacia da estação 6 está contida em dois setores censitários, com o total de 1482 pessoas em 732 domicílios, para os quais o índice de lançamento de esgoto a céu aberto era superior a 90 %. Tais resultados apontam para a influência do despejo de esgotos domésticos sem tratamento nos córregos, podendo afetar os parâmetros de qualidade da água, principalmente nos locais com maior concentração de assentamentos humanos.

Figura 3 - Distribuição das classes de uso (%) do solo nas seis microbacias monitoradas



Verificou-se, por meio da análise de Cluster (Figura 4), que as seguintes microbacias apresentaram mais semelhanças nos resultados dos parâmetros: microbacias 1 e 2 (com maiores proporções de mata); microbacias 3 e 6 (mais uso urbano); microbacias 4 e 5 (usos mais rurais).

Figura 4 - Análise de Cluster para os dados de qualidade de água das microbacias da Represa Billings, São Bernardo do Campo, SP

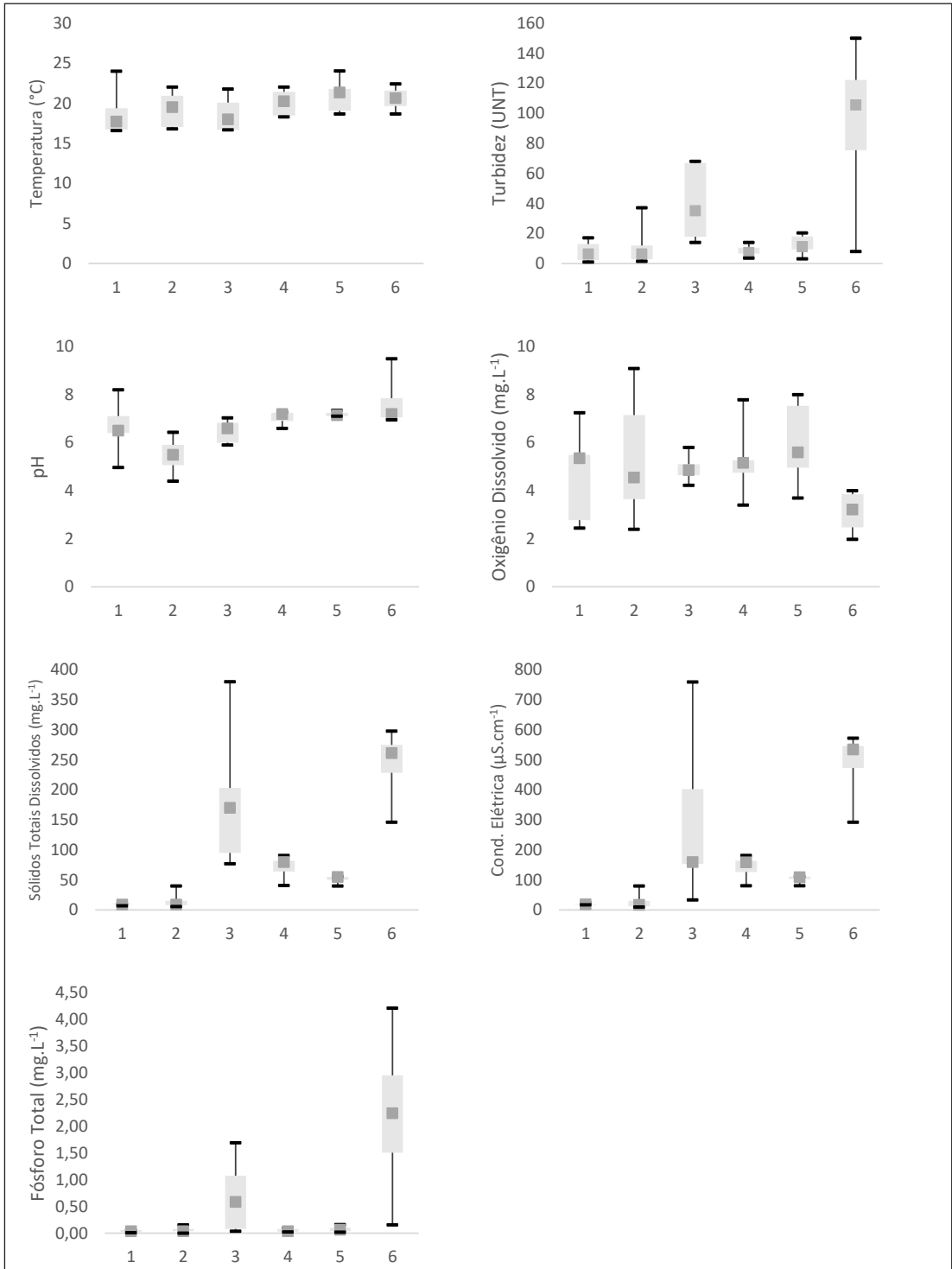


Os resultados dos parâmetros de qualidade da água são apresentados por meio de gráficos do tipo Box plot (Figura 5). A temperatura da água manteve-se dentro da faixa dos 17 °C e 25 °C, sendo que as estações 5 e 6 apresentaram valores mais elevados, o que pode ser, em parte, explicado pela maior incidência de radiação solar, pois estes locais eram os últimos coletados e encontram-se em área mais aberta, sem vegetação ciliar.

Os valores de pH apresentaram-se majoritariamente na faixa da neutralidade, ou seja, próximo a 7. Entretanto, pode-se observar na Figura 5 que as estações 1 e 2 apresentaram os menores valores de pH (apresentando mínimas abaixo de 5,0 e média abaixo de 7,0), caracterizando-as como ambientes ligeiramente ácidos. Tal fato pode estar atrelado à presença natural de matéria orgânica oriunda da vegetação no entorno, a qual pode contribuir com a redução do pH (FUNASA, 2014). Observam-se valores mais elevados de pH na estação 6 (mínima acima de 6,0, máxima acima de 9,0 e valores médios acima de 7,0), que pode estar relacionado a despejos de efluentes, caracterizando-se como um dos fatores antropogênicos que podem alterar o pH da água (VON SPERLING, 2005).

Foram identificados padrões semelhantes entre as estações para os parâmetros turbidez, condutividade

Figura 5 - Gráficos Box plot dos resultados dos parâmetros de qualidade de água nas seis estações de amostragem



elétrica e sólidos totais dissolvidos. Verificou-se que os menores teores foram obtidos nas estações 1 e 2, correspondentes aos usos menos antropizados e com predominância de vegetação (do tipo “mata”) que influencia na proteção do solo, reduzindo o aporte de partículas aos cursos d’água. Teores mais elevados foram observados nas estações 3 e 6, que possuem maior grau de antropização e também contribuição de efluentes domésticos sem tratamento, conforme dados do Censo de 2010. Valores intermediários foram identificados nas estações 4 e 5, com usos mais rurais (chácaras e horta). Tais resultados vão de encontro a estudos semelhantes (KUHLMANN et al., 2014, GASTALDINI, 2014, MENEZES et al., 2016).

Quanto ao oxigênio dissolvido, teores mais elevados foram verificados nas estações com maior predominância de vegetação (estações 1 e 2), e os menores teores na estação 6, que possui maior uso urbano. Este parâmetro é influenciável por uma série de fatores e, conforme Tundisi (2008), a decomposição de matéria orgânica por atividades microbianas é uma das causas mais importantes de perda de oxigênio dissolvido. Estudos apontam maiores teores de oxigênio dissolvido em córregos com predominância de áreas vegetadas e menores teores em locais com uso urbano, devido a contribuições de esgotos domésticos sem tratamento (KUHLMANN et al., 2014; MENEZES et al., 2016). Nota-se grande diferença de valores de fósforo total entre os usos, apresentando concentrações menores nas estações menos antropizadas (1, 2, 4, 5) e maiores teores nas estações com uso e cobertura do solo mais antrópico (3 e 6) devido, principalmente, ao grande aporte de fósforo nos efluentes, pois conforme Von Sperling (2007, p. 478) os esgotos domésticos constituem a maior contribuição de fósforo. Resultados semelhantes foram encontrados por Moruzzi et al. (2012) em bacia hidrográfica na cidade de Itirapina-SP, e por Menezes et al. (2016) na bacia do Ribeirão Vermelho em Lavras, Minas Gerais. Neilen et al. (2017), em estudo em região subtropical da Austrália, concluiu que zonas ripárias arborizadas contribuem mais com a redução do aporte de fósforo para corpos hídricos.

Foi verificada correlação entre pluviosidade e parâmetros de qualidade da água. As pluviosidades acumuladas diárias e mensais constam na Tabela 2.

Tabela 2 - Pluviosidade das 24 horas anteriores à coleta e acumulado mensal (mm)

Período	Datas de coleta	Pluviosidade 24 h (mm)	Pluviosidade mês (mm)
Seco	30/04/15	14,02	93,98
	30/06/15	0	80,35
	28/08/15	11,43	31,7
Chuvoso	28/10/15	0,2	125,97
	02/03/16	29,7	270,46*

Fonte: dados do CEMADEN. \*A coleta de março ocorreu no início do mês (02/03), o período de referência para a chuva mensal foi o mês de fevereiro de 2016 até o dia 01/03/2016

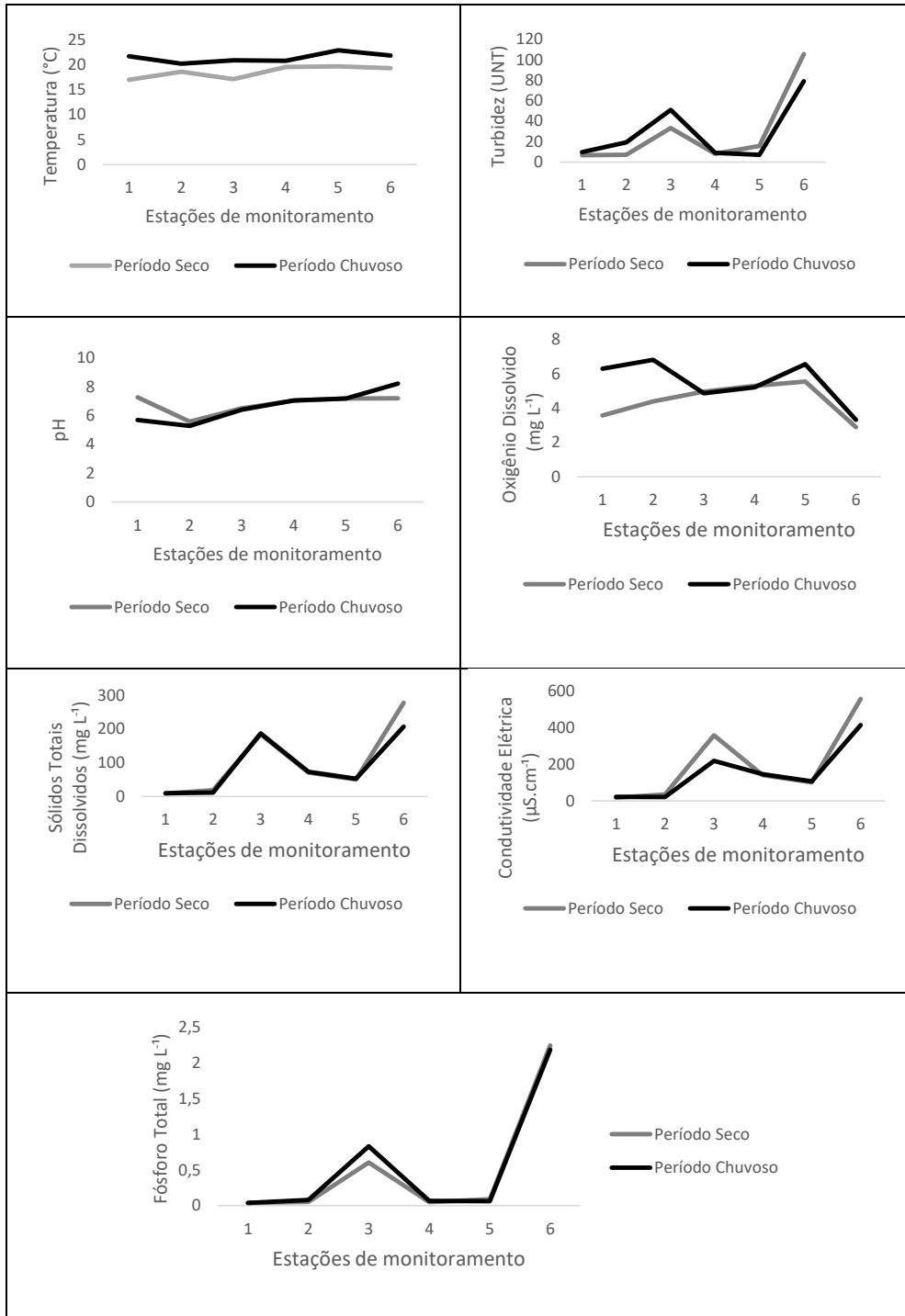
As médias, por estação de amostragem, nos períodos seco e chuvoso, dos parâmetros de qualidade da água avaliados podem ser visualizadas na Figura 6. Verificou-se que a temperatura da água apresentou dinâmica distinta entre os períodos seco e chuvoso, apresentando maiores médias no período chuvoso, o que pode estar relacionado a variações de clima (estações do ano).

A Tabela 3 apresenta o resultado do teste de Shapiro-Wilk para os dados do estudo, onde nota-se que nenhum dos parâmetros apresentou distribuição normal ( $p < 0,05$ ), o que era esperado, visto que, conforme Helsel e Hirsch (2002), dados ambientais, em especial os relacionados à água, em geral apresentam distribuição não normal, a média e a mediana geralmente não coincidem como ocorre na distribuição normal, com assimetria positiva, não apresentam valores negativos.

Tabela 3 - Teste de Shapiro-Wilk

Parâmetro	Shapiro-Wilk	p-value
Turbidez	0,69891	0,00000
pH	0,22236	0,00000
Sólidos Totais Dissolvidos	0,80065	0,00007
Oxigênio Dissolvido	0,26129	0,00000
Condutividade Elétrica	0,74834	0,00001
Temperatura	0,29983	0,00000
Fósforo Total	0,20680	0,00000

Figura 6 - Resultados dos parâmetros de qualidade da água por períodos: seco e chuvoso



Os resultados da aplicação do teste Kruskal-Wallis encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4 - Resultados do teste Kruskal-Wallis para os parâmetros nas diferentes estações de amostragem

Parâmetro	Valor de p
Turbidez	0,02733*
pH	0,00641*
Sólidos Totais Dissolvidos	0,00015*
Oxigênio Dissolvido	0,26350**
Condutividade Elétrica	0,00039*
Temperatura	0,40430**
Fósforo Total	0,01595*

\*Há diferença significativa entre as medianas de amostras.

\*\*Não há diferença significativa entre as medianas de amostras

Os parâmetros que apresentaram diferenças significativas entre as médias das amostras, considerados de maior relevância para explicar as diferenças de qualidade da água entre os corpos hídricos analisados, foram: turbidez, pH, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e fósforo total. As exceções foram os parâmetros: oxigênio dissolvido e temperatura da água.

O oxigênio dissolvido apresentou médias mais elevadas no período chuvoso para a maioria das estações monitoradas. Souza e Gastaldini (2014) verificaram influência direta dos eventos de precipitação em relação ao oxigênio dissolvido, devido à diluição do volume de água inserido no sistema fluvial em estudo em bacia hidrográfica em Santa Maria, RS. Por sua vez, Zanata et al. (2015) também encontraram correlações fortes para oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez, principalmente em meses mais chuvosos como fevereiro e março), ao pesquisar uma bacia em Batatais – SP. Os dados apresentados no presente trabalho evidenciam que a condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos apresentaram valores mais reduzidos no período chuvoso. Isso pode estar relacionado à diluição de despejos devido às chuvas.

A turbidez mostrou-se mais elevada no período chuvoso nas estações 1, 2 e 3. Isso pode estar relacionado ao aporte de partículas oriundas da lavagem superficial da bacia devido às chuvas.

Menezes et al. (2016), em estudo de bacia em Lavras – MG, encontraram relações entre os padrões do uso do solo e a qualidade da água tanto em períodos chuvosos como secos, predominando contribuições difusas de áreas rurais no período chuvoso, e maiores contribuições de esgotos na deterioração da qualidade da água no período seco.

Os resultados da correlação de Spearman entre a pluviosidade do dia anterior à coleta e os parâmetros de qualidade da água estão na Tabela 5.

Nota-se que houve correlação significativa negativa entre a pluviosidade do dia anterior à coleta e os parâmetros turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD) e fósforo total (PT) na estação 5, caracterizada por horticultura, ou seja, aumento da concentração em menor pluviosidade. Santos e Hernandez (2013) observaram moderada elevação na concentração de sólidos nos períodos de estiagem em áreas rurais caracterizadas pela ausência de manejo adequado do solo, bem como em áreas com alta densidade de estradas, o que pode auxiliar no entendimento desse comportamento na microbacia com horticultura, pois pode estar sob manejo inadequado do solo.

Na estação 1, com predominância de mata, o fósforo total foi significativo segundo a correlação de Spearman, com correlação negativa, o que pode estar associado à reação deste elemento com materiais orgânicos de origem natural ou antrópica, como caso da microbacia 5.

Houve resultado significativo para a correlação entre a pluviosidade e o oxigênio dissolvido na estação 6, sendo uma correlação positiva, ou seja, aumento do teor de OD com uma maior intensidade da pluviosidade. Neste caso, o resultado pode ser explicado pela maior diluição dos esgotos domésticos que o córrego recebe, resultado semelhante foi identificado por Menezes et al. (2016) que verificaram melhoria da qualidade da água em período úmido em córregos com contribuições de esgotos.

Os resultados da correlação de Spearman para a pluviosidade acumulada mensal constam na Tabela 6. É possível verificar que houve correlação significativa entre a temperatura da água nas estações 1, 3 e 5, sendo uma correlação positiva, com aumento da temperatura tendo em vista maior pluviosidade. Isso pode ser explicado pelos fatores climáticos, visto que nessa região as maiores temperaturas coincidem com



Tabela 5 - Correlação de Spearman para pluviosidade 24 horas e os parâmetros de qualidade da água

Parâmetro/ pluviosidade 24 h	Estações de amostragem					
	1	2	3	4	5	6
Temperatura da água						
Correlação de Spearman	0,700	0,500	0,700	0,800	0,700	0,832
p-value	0,188	0,391	0,188	0,104	0,188	0,168
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Turbidez						
Correlação de Spearman	-0,100	-0,500	-0,100	0,200	-0,900	-0,832
p-value	0,873	0,391	0,873	0,747	0,037	0,168
Significância*	NS	NS	NS	NS	S	NS
pH						
Correlação de Spearman	-0,600	-0,200	-0,100	0,100	-0,364	-0,529
p-value	0,285	0,747	0,873	0,873	0,547	0,471
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Oxigênio Dissolvido						
Correlação de Spearman	0,700	0,400	0,100	-0,100	-0,100	0,983
p-value	0,188	0,505	0,873	0,873	0,873	0,017
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	S
Sólidos Totais Dissolvidos						
Correlação de Spearman	0,756	0,300	-0,100	-0,500	-0,674	-0,378
p-value	0,139	0,624	0,873	0,391	0,009	0,622
Significância*	NS	NS	NS	NS	S	NS
Condutividade Elétrica						
Correlação de Spearman	0,606	0,300	-0,600	-0,500	-0,600	-0,832
p-value	0,278	0,624	0,285	0,391	0,285	0,168
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Fósforo Total						
Correlação de Spearman	-0,900	-0,800	-0,100	-0,800	-0,900	-0,832
p-value	0,037	0,104	0,873	0,104	0,037	0,168
Significância*	S	NS	NS	NS	S	NS

\*Valor de  $p \leq \alpha$  ( $\alpha$  ou alfa de 0,05): a correlação é estatisticamente significativa (S), do contrário é não significativa (NS)

Tabela 6 - Correlação de Spearman para pluviosidade 30 dias e os parâmetros de qualidade da água

Parâmetro/ pluviosidade 30 d	Estações amostrais					
	1	2	3	4	5	6
Temperatura da água						
Correlação de Spearman	0,900	0,500	0,900	0,600	0,900	0,849
p-value	0,037	0,391	0,037	0,285	0,037	0,151
Significância*	S	NS	S	NS	S	NS
Turbidez						
Correlação de Spearman	-0,200	0,000	-0,200	-0,100	-0,800	-0,141
p-value	0,747	1,000	0,747	0,873	0,104	0,859
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
pH						
Correlação de Spearman	-0,700	0,100	0,300	0,200	0,243	-0,283
p-value	0,188	0,873	0,624	0,747	0,694	0,717
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Oxigênio Dissolvido						
Correlação de Spearman	0,400	0,300	-0,300	-0,200	-0,200	0,424
p-value	0,505	0,624	0,624	0,747	0,747	0,576
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Sólidos Totais Dissolvidos						
Correlação de Spearman	0,189	0,100	-0,200	-0,500	-0,577	-0,707
p-value	0,761	0,873	0,747	0,391	0,308	0,293
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Condutividade Elétrica						
Correlação de Spearman	0,364	0,100	-0,700	-0,500	-0,700	-0,849
p-value	0,547	0,873	0,188	0,391	0,188	0,151
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Fósforo Total						
Correlação de Spearman	-0,300	-0,100	-0,200	-0,100	-0,500	-0,141
p-value	0,624	0,873	0,747	0,873	0,391	0,859
Significância*	NS	NS	NS	NS	NS	NS

\*Valor de  $p \leq \alpha$  ( $\alpha$  ou alfa de 0,05): a correlação é estatisticamente significativa (S), do contrário é não significativa (NS)

o período de verão que apresenta maiores pluviosidades (CEPAGRI; UNICAMP, s.d.). No entanto, uma amostragem por períodos mais longos poderia auxiliar a confirmar essa hipótese, bem como explicar porque não se verificou semelhança nas demais estações.

Os resultados da análise da correlação da qualidade da água com o uso e a ocupação do solo estão na

Tabela 7, que apresenta o coeficiente de correlação de Spearman entre a média dos parâmetros por estação e a porcentagem de mata na respectiva microbacia, bem como a significância dos resultados. Nenhum parâmetro apresentou correlação significativa com a porcentagem de Mata. No entanto, para alguns parâmetros houve correlações relativamente fortes

Tabela 7 - Correlação de Spearman entre os parâmetros e % mata por estação

Microbacia/ Estação	% Mata	Médias						
		Temp.	Turbidez	pH	OD	STD	CE	PT
1	99,19	18,88	7,93	6,63	4,66	9	19,4	0,04
2	74,74	19,26	11,96	5,46	5,36	15,6	29,8	0,06
3	76,30	18,65	40,4	6,47	4,92	185	301,6	0,69
4	56,74	20,09	8,43	7,04	5,27	71,6	142,4	0,06
5	70,61	20,98	12,42	7,19	5,96	51,2	103,2	0,08
6	26,98	20,59	92,25	7,71	3,11	241,75	483,5	2,22
Correlação de Spearman		-0,714	-0,771	0,029	-0,486	-0,657	-0,657	-0,486
p-value		0,111	0,072	0,957	0,329	0,156	0,156	0,329
Significância*		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

\*Valor de  $p \leq \alpha$  ( $\alpha$  ou alfa de 0,05): a correlação é estatisticamente significativa (S), do contrário é não significativa (NS)

Temp.=Temperatura; OD=Oxigênio Dissolvido; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; CE=Condutividade Elétrica; PT=Fósforo Total

em relação aos demais (coeficiente Spearman mais próximos de 1 ou -1) como turbidez (-0,771), STD e CE (-0,657). Trata-se de correlações negativas, ou seja, a maior porcentagem de mata pode estar relacionada a menores valores para esses parâmetros, evidenciando o papel da mata na redução do aporte de partículas sedimentares nos cursos d'água.

Em relação aos usos considerados moderadamente antropizados, isto é, usos rurais (chácaras e horticult-

tura), os resultados constam na Tabela 8. A correlação dos parâmetros não foi significativa, isto é, usos rurais não foram determinantes para provocar alterações na qualidade da água. Ressalta-se que tais classes de uso não apresentaram porcentagem elevada nas microbacias, estando mais presentes na microbacia estação 4 (37,11 %) e microbacia da estação 5 (18,08 %).

A Tabela 9 apresenta a correlação entre a média dos parâmetros por estação e a porcentagem de usos mais

Tabela 8 - Correlação de Spearman entre os parâmetros e % usos moderadamente antropizados por estação

Microbacia/ Estação	% Uso Antrópico Moderado	Média						
		Temp.	Turbidez	pH	OD	STD	CE	PT
1	0,00	18,88	7,93	6,63	4,66	9	19,4	0,04
2	3,38	19,26	11,96	5,46	5,36	15,6	29,8	0,06
3	6,04	18,65	40,4	6,47	4,92	185	301,6	0,69
4	37,11	20,09	8,43	7,04	5,27	71,6	142,4	0,06
5	18,08	20,98	12,42	7,19	5,96	51,2	103,2	0,08
6	0,00	20,59	92,25	7,71	3,11	241,75	483,5	2,22
Correlação de Spearman		0,641	0,428	0	-0,214	0,214	0,214	-0,214
p-value		0,170	0,398	1	0,684	0,684	0,684	0,684
Significância*		NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

\*Valor de  $p \leq \alpha$  ( $\alpha$  ou alfa de 0,05): a correlação é estatisticamente significativa (S), do contrário é não significativa (NS)

Temp.=Temperatura; OD=Oxigênio Dissolvido; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; CE=Condutividade Elétrica; PT=Fósforo Total.

Tabela 9 - Correlação de Spearman entre os parâmetros e % usos mais antropizados por estação

Microbacia / Estação	% Usos mais Antropizados (urb.,favela)	Médias						
		Temp.	Turbidez	pH	OD	STD	CE	PT
1	0,00	18,88	7,93	6,63	4,66	9	19,4	0,04
2	0,00	19,26	11,96	5,46	5,36	15,6	29,8	0,06
3	11,84	18,65	40,4	6,47	4,92	185	301,6	0,69
4	0,00	20,09	8,43	7,04	5,27	71,6	142,4	0,06
5	0,00	20,98	12,42	7,19	5,96	51,2	103,2	0,08
6	61,26	20,59	92,25	7,71	3,11	241,75	483,5	2,22
Correlação de Spearman		0,064	0,831	0,447	-0,703	0,831	0,831	0,831
p-value		0,904	0,041	0,374	0,119	0,041	0,041	0,041
Significância*		NS	S	NS	NS	S	S	S

\*Valor de  $p \leq \alpha$  ( $\alpha$  ou alfa de 0,05): a correlação é estatisticamente significativa (S), do contrário é não significativa (NS) Temp.=Temperatura; OD=Oxigênio Dissolvido; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; CE=Condutividade Elétrica; PT=Fósforo Total.

antropizados (área urbanizada e favela), nas respectivas microbacias. Os resultados mostram que a correlação foi significativa e positiva entre a porcentagem de usos mais antropizados e os parâmetros Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade Elétrica e Fósforo Total. Tais resultados corroboram a influência do uso urbano, principalmente sem tratamento dos efluentes despejados nos corpos hídricos, conforme os dados do IBGE, aumentando o aporte de partículas e nutrientes, reduzindo oxigênio dissolvido na água, o que leva à degradação da qualidade da água.

Turbidez, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e fósforo total apresentaram maiores valores nas estações cujas microbacias possuem predominância de usos antrópicos (uso urbano, favela, chácaras, hortas) quando comparados aos usos naturais (mata). Tais parâmetros podem estar relacionados à ocorrência de erosão e deposição de partículas, bem como despejos de efluentes.

Vreboš et al. (2017) encontraram influências do uso do solo rural e urbano sobre a qualidade de parâmetros físico-químicos da água em sub-bacia na Bélgica, tanto no inverno quanto no verão, notadamente para os parâmetros oxigênio dissolvido e fósforo total.

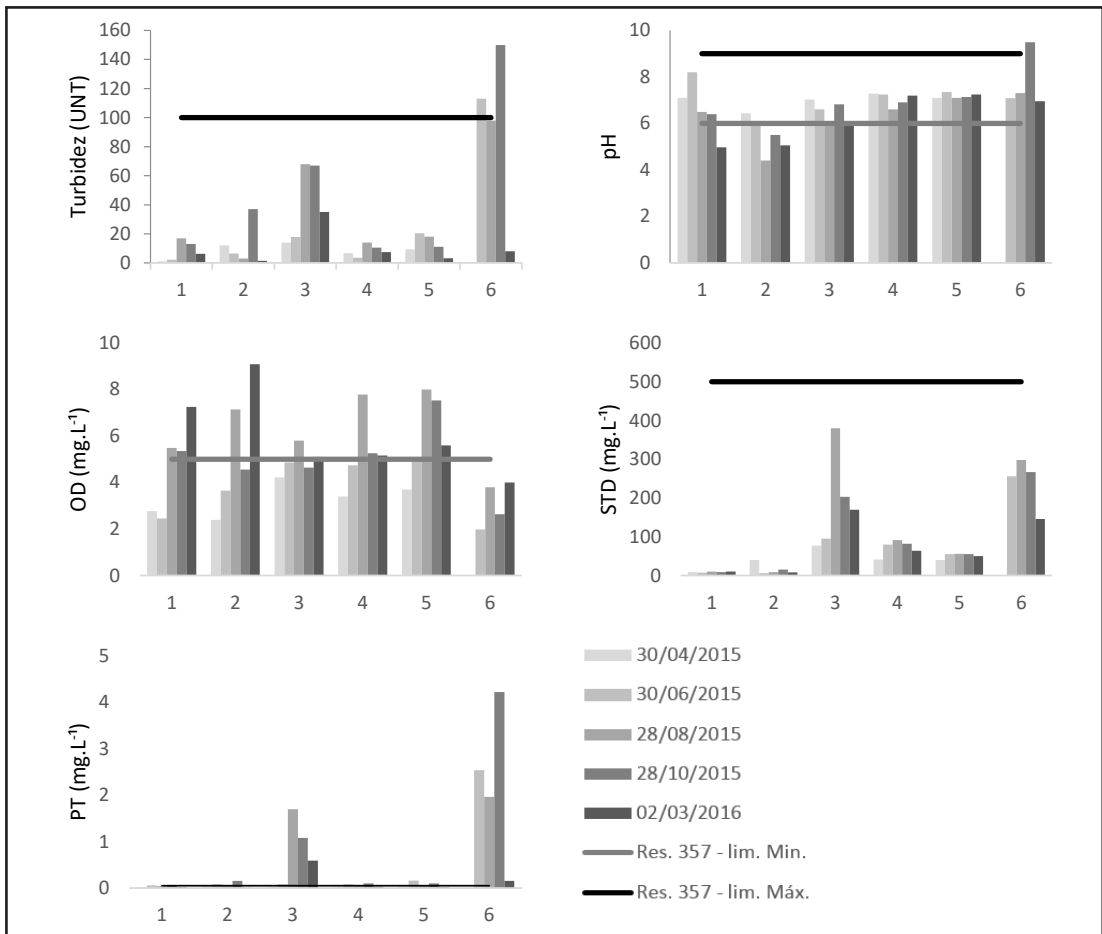
Souza e Gastaldini (2014) obtiveram menores valores de condutividade elétrica em bacia hidrográfica de área mais preservada; e valores mais elevados

de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez em áreas menos vegetadas, com maior potencial de erosão. Baixas concentrações de oxigênio dissolvido foram observadas, no mesmo estudo, nas bacias hidrográficas com maior número de habitantes, relacionadas a despejos de efluentes domésticos, com contribuição elevada de matéria orgânica aos sistemas fluviais. Concentrações mais elevadas de fósforo total em áreas urbanizadas também foram verificadas por Menezes et al. (2016).

Os resultados quanto ao atendimento à legislação podem ser observados na Figura 7. A maioria das estações apresentou turbidez abaixo do limite máximo permitido, exceto a estação 6, que ultrapassou em duas datas distintas o limite máximo permitido pela Resolução para corpo hídrico enquadrado em classe 2.

A maior parte dos locais apresentou o pH dentro da faixa exigida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos de classe 2. As estações 1 e 2 apresentaram valores de pH abaixo do requerido na Resolução CONAMA nº 357/05. Tal ocorrência pode ser explicada pelo fato de ambas as estações possuírem vegetação natural nas margens dos córregos e liberação de ácidos húmicos. A estação 6, por sua vez, apresentou valor mais elevado do que o permitido em outubro, o que pode estar relacionado ao despejo de efluentes que esse córrego recebe.

Figura 7- Comparação dos resultados dos parâmetros de qualidade de água com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 nas seis estações de amostragem



Todas as estações, em algum momento, desatenderam os requisitos de oxigênio dissolvido, principalmente as estações 3 e 6, evidenciando a influência dos esgotos recebidos pelos córregos. Para as demais estações, seria preciso verificar os motivos, em especial, sendo o oxigênio dissolvido um parâmetro influenciável por uma série de fatores, como temperatura, e relação entre o meio ar-água no qual a vazão pode exercer influência. Destaca-se que a referida norma determina os padrões segundo a vazão de referência, a qual não é especificada, deixando em aberto um relevante critério de enquadramento, pois a vazão varia e influencia a concentração dos parâmetros (TUCCI, 2009).

Em relação aos sólidos totais dissolvidos, todos os locais apresentaram valores dentro do permitido pela Resolução CONAMA.

As estações 3 e 6 ultrapassam o limite de fósforo total em todos os períodos coletados, indicando o grande aporte de fósforo para a represa Billings por contribuição de córregos com lançamento de esgotos sem tratamento.

## CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que o uso e cobertura do solo nas microbacias exerce influência nos parâmetros da qualidade da água analisados. Ressalvadas as limi-

tações do trabalho, principalmente quanto ao curto período de análise, os procedimentos adotados possuem aplicabilidade para outros estudos semelhantes em outras áreas, podendo ser adotados em qualquer escala espacial. No entanto, com maior confiabilidade se aplicado a escalas menores. Em suma, o estudo demonstrou a importância da preservação de áreas vegetadas em áreas de mananciais a fim de contribuir com a qualidade das águas.

A pluviosidade das 24 horas anteriores à coleta e a pluviosidade mensal apresentaram correlações pouco significativas com os parâmetros de qualidade da água, sendo estas mais presentes na estação 5, possivelmente pela lixiviação de partículas oriundas da área de horticultura presente na microbacia. Apesar de presente em apenas uma das microbacias, o uso agrícola representado pela horticultura apresentou influência moderada sobre os parâmetros turbidez, sólidos totais dissolvidos e fósforo total, apresentando maiores teores após chuvas no dia anterior, apontando para a necessidade do correto manejo do solo nessas áreas, a fim de evitar processos de erosão e assoreamento.

Os parâmetros de qualidade da água utilizados neste estudo mostraram-se suficientes para demonstrar sua relação com o uso do solo nas microbacias, em especial os parâmetros: turbidez, pH, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e fósforo total, com diferenças significativas entre as microbacias, verificadas por meio do teste Kruskal-Wallis. Verificou-se que as microbacias com maiores porcentagens de uso do solo do tipo Mata apresentaram melhor qualidade da água, para turbidez, condutividade elétrica e fósforo total. Os usos mais antropizados apresentaram queda da qualidade da água para os parâmetros: Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade Elétrica e Fósforo Total com relações estatisticamente significativas conforme correlação de

Spearman. O agrupamento das classes de uso do solo proposto conforme o grau de antropização permitiu uma abordagem geral e quantitativa, contribuindo como método para estimar correlação do uso do solo e a qualidade da água a partir da análise de parâmetros físicos e químicos.

Os resultados demonstraram que houve desatendimentos à Resolução CONAMA nº357/2005, portanto recomenda-se o monitoramento para averiguação do atendimento aos padrões dos corpos hídricos à respectiva classe de enquadramento. No entanto, alguns parâmetros apresentaram sazonalidades, o que permite questionar o fato desta norma não considerar que podem ocorrer alterações naturais que podem alterar os parâmetros de qualidade da água. Por exemplo, ao afirmar que nenhuma amostra deve ter padrão de oxigênio dissolvido inferior ao limite, deve ser questionado se um fator influenciável por temperatura, por exemplo, não deveria ter uma quantidade mínima de amostras para avaliação.

As diversas formas de uso e ocupação do solo exercem influências sobre a qualidade da água. Nesse sentido, a gestão por microbacias é recomendada para adoção de instrumentos de controle e planejamento do uso do solo visando à proteção dos recursos hídricos, principalmente por áreas vegetadas. Instrumentos como Plano Diretor e Plano de Bacia Hidrográfica devem ser utilizados de forma integrada com esse fim.

Recomenda-se o avanço da coleta e do tratamento de esgotos na região, além do monitoramento da qualidade da água para acompanhamento do atendimento aos padrões requeridos, visando também à proteção do manancial de abastecimento.

Recomenda-se que estudos futuros acompanhem alterações no uso e ocupação do solo, bem como da coleta de esgotos, para verificar se houve mudança na qualidade da água.

## Referências

BRASIL, Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 de janeiro de 1999.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 de março de 2005, págs. 58-63. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/CONAMA/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 18.abr.2015.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA – CEPAGRI; UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS – UNICAMP. Clima dos Municípios Paulistas: A classificação climática de Koeppen para o estado de São Paulo. S.d. Disponível em <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municípios-paulistas.html>. Acesso em: 08 jul.2015.

CENTRO NACIONAL DE MONITORAMENTO E ALERTAS DE DESASTRES NATURAIS – CEMADEN. Dados pluviométricos por estação automática. sd. Disponível em <http://www.cemaden.gov.br/mapainterativo/>. Acesso em: 15 abr.2016.

COELHO, R. C. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. *Amibi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 104-117, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Carlos J.B. et al. (Org.). São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011, 326 p.: il.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA; ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA “LUIZ DE QUEIROZ” – ESALQ/USP. Banco de dados climáticos do Brasil, 2003. Disponível em: <http://www.bdclima.cnpem.br/resultados/balanco.php?UF=&COD=462>. Acesso em: 18 jan. 2016.

EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANO S.A. - EMBPLASA Atlas de Uso e Ocupação do Solo da RMSP. São Paulo, SP, 2003.

EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANO S.A. – EMBPLASA. Cartas planialtimétricas da RMSP na escala 1:10.000, 1980/1981.

FERNANDES, M.M.; CEDDIA, M.B.; RAMOS, G. M.; GASPAR, A.; MOURA, M.R. Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé – RJ. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, v. 8, n. 2, abr. /jun. 2011, p. 105-116.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE - FUNASA. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 2014, 112 p.

GINEVAN, M. E. *Statistical tools for environmental quality measurement*. USA: CRC Press, 2004, 239 p.

HAMER, Ø. 2018. *PAST PAleontological STatistics Version 3.19. Reference manual*. Natural History Museum University of Oslo. 259 p.

HELSEL, D.R.; HIRSCH, R.M. *Statistical Methods in Water Resources in Techniques of Water-Resources Investigation*. Book 4, chapter A3. U.S.: Geological Survey, 2002.

HORTON, R.E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, v.56, n.3, p.275-370, 1945. Disponível em [http://www.geos.ed.ac.uk/homes/s0451705/horton\\_1945.pdf](http://www.geos.ed.ac.uk/homes/s0451705/horton_1945.pdf). Acesso em: 01 mar.2016

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Censo demográfico 2010. Brasília: Diário Oficial da União, n. 211, Seção 1, p. 110.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL - ISA. Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo: relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99. CAPOBIANCO, J.P.R.; WHATELY, M. org. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2002, 60 p.

KUHLMANN, M.L.; IMBIMBO, H.R.V.; OGURA, L.L.; VILLANI, J.P.; STARZYNSKI, R.; DE JESUS ROBIM, M. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. *Acta Limnologica Brasiliensia*. Volume 26, Issue 1, 2014, Pages 60-72.

LAPPONI, J.C. *Estatística usando Excel*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005, 476p.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Indicadores hidrológicos em áreas florestais. *Série técnica IPEF*, v.12, n. 31, p. 53-64, abr. 1998.

MENEZES, J.P.C.; BITTENCOURT, R.P.; FARIAS, M.S.; BELLO, I.P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L.F.C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.21, n.3, jul/set 2016, p. 519-534.

MORUZZI, R.B.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R.B. Avaliação de cargas difusas e simulação de auto-depuração no córrego da Água Branca, Itirapina (SP). *Geociências*, São Paulo, v.31 n.3, p.447- 458, 2012.

NEILEN, A.D.; CHEN, C.R.; PARKER, B.M.; FAGGOTTER, S. J.; BURFORD, M. A. Differences in nitrate and phosphorus export between wooded and grassed riparian zones from farmland to receiving waterways under varying rainfall conditions. *Science of the Total Environment*, Nº 598 (2017), pg. 188–197.

OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.A.; GESSNER A; JRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, v.44, n.2, p. 327-337, jun. 2000.

SANTOS, G.O.; HERNANDEZ, F.BT. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, n.1, p.60–68, 2013.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. Disponível em [http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/1997\\_Dec\\_Est\\_10755.pdf](http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/1997_Dec_Est_10755.pdf). Acesso em: 18.abr.2015.

SILVA, E.F.L.P.; PIRES, J. S. R.; HARDT, E.; SANTOS, J.E.; FERREIRA, W.A. Avaliação da qualidade da água em microbacias hidrográficas de uma Unidade de Conservação do Nordeste do estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 9, n. 3, p. 371-381, jul./set. 2011.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Tabelas Completas de informações e indicadores dos prestadores de serviços de saneamento, dados de 2014. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 31 ago.2016.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.19, n.3, jul./set. 2014.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. *A manual of sea water analysis*. Fisheries Research Board of Canadá, Ottawa, n.125, 1960.

TUCCI, C. E. M. Vazão de referência. RHAMA. 2009. (site) <<http://rhama.com.br/blog/index.php/sem-categoria/vazao-de-referencia/>>. Acesso 13 mar.2018

VALDERRAMA, G.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v.10, p.109-112, 1981.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005. 452p.



VREBOS, D. BEAUCHARD, O., MEIRE, P. The impact of land use and spatial mediated processes on the water quality in a river system. Science of the Total Environment, n°s 601–602 (2017), pg. 365–373.

ZAMPELLA, R.A.; PROCOPIO, N.A.; LATHROP, R.G.; DOW, C.L. Relationship of land-use/land-cover patterns and surface-water quality in the Mullica River basin. Journal of the American Water Resources Association, v. 43, n. 3, p. 594-604, jun. 2007.

**Paula Lopes de Araujo** Universidade Federal do ABC  
Programa de Pós-Graduação em Ciência Tecnologia Ambiental, SP, Brasil  
e-mail: plaraujox@gmail.com

**Contribuição do autor:**

Pesquisa realizada como parte de estudo de projeto de mestrado do autor.

**Diana Sarita Hamburger** Universidade Federal do ABC  
Programa de Pós-Graduação em Ciência Tecnologia Ambiental SP, Brasil  
e-mail: diana.sarita@ufabc.edu.br

**Contribuição do autor:**

Orientadora da primeira autora, participação nas coletas de campo, análise dos dados e escrita do artigo.

**Tatiane Araujo de Jesus** Universidade Federal do ABC  
Programa de Pós-Graduação em Ciência Tecnologia Ambiental  
e-mail: tatiane.jesus@ufabc.edu.br

**Contribuição do autor:**

Coorientadora da primeira autora; participação nas coletas de campo; análise dos dados e escrita do artigo.

**Roseli Frederigi Benassi** Universidade Federal do ABC  
Programa de Pós-Graduação em Ciência Tecnologia Ambiental  
e-mail: roseli.benassi@ufabc.edu.br

**Contribuição do autor:**

Participação na análise dos dados e escrita do artigo.

**Valdir de Cicco** Instituto Florestal do Estado de São Paulo  
(Pesquisador Científico) e-mail: vcicco@if.sp.gov.br

**Contribuição do autor:**

Participação na análise dos dados e escrita do artigo.

# O Modelo SWAT como Ferramenta para a Gestão de Recursos Hídricos: Um exemplo aplicado no rio Apeú, Castanhal/PA

*The SWAT Model as Tool for Water resources Management: an example applied to Apeú river in Castanhal/PA*

Submetido em: 20/02/18  
Revisado em: 15/03/18  
Aprovado em: 19/04/18

Joyse Tatiane Souza dos Santos  
Hildo Giuseppe Garcia Caldas Nunes  
Ana Karla dos Santos Pontes  
Adriano Marlisom Leão de Sousa

## RESUMO

O gerenciamento dos recursos hídricos tem impulsionado pesquisas, que buscam alternativas de conhecimento dos processos ocorridos em bacias hidrográficas. Diante disso, este estudo teve como objetivo aplicar o modelo SWAT (Soil & Water Assessment Tool) como ferramenta complementar para o gerenciamento de recursos hídricos. O modelo foi utilizado na bacia do Rio Apeú, de 2009 a 2017, para a obtenção de informações sobre a dinâmica do ciclo hidrológico, a partir das variáveis climáticas, tipo e uso do solo, estas informações podem auxiliar no planejamento da gestão dos recursos hídricos. Durante a calibração do modelo, foi obtida uma boa eficiência (Nash-Sultcliffe) com um valor de 0,89, que foi alcançada pela correlação ( $R^2 = 0,99$ ) entre os valores simulados e observados e pelos baixos valores de erro durante a simulação da vazão. Estes resultados mostram que o modelo pode auxiliar na geração de informações em áreas que não possuem monitoramento e assim obter um melhor planejamento dos recursos hídricos para as bacias.

**Palavras-chave:** Modelagem; Hidrologia; Geoprocessamento e Vazão

## ABSTRACT

The water resources management has driven researches, which search for alternatives to the understanding about processes occurring in river basins. Therefore, this study aimed to apply the SWAT model (Soil & Water Assessment Tool) as complementary tool for water resources management. The model was used in Apeú River Basin, from 2009 to 2017 to obtain information on the hydrological cycle dynamics based on climatic variables, type and land use. This kind of information can help in the planning of water resources management. During the model calibration, it obtained good efficiency (Nash-Sultcliffe) with a value of 0.89 which was achieved by the correlation ( $R^2 = 0.99$ ) between the simulated and observed values and by the low error values during the flow simulation. These results showed that the model can help in the generation of information for areas without monitoring, and consequently it can help the best planning of water resources for basins.

**Keywords:** Modeling; Hydrology; Geoprocessing and Flow

## INTRODUÇÃO

A necessidade de se compreender o funcionamento do comportamento hídrico de uma bacia hidrográfica e os processos que controlam tanto o movimento da água, quanto os impactos de mudanças do uso do solo, sobre a quantidade e qualidade da água (MARI-NHO FILHO et al., 2012). Fizeram surgir diversos estudos no âmbito da modelagem hidrológica, a qual, aplicada ao gerenciamento hídrico, torna-se uma

importante ferramenta de análise e representação simplificada do ciclo hidrológico (FAN; RAMOS; COLLISCHONN, 2015; ALMEIDA; SERRA, 2016).

Dentro desse contexto, pesquisas demonstram modelos hidrológicos auxiliando em estudos ambientais, o qual tem ajudado a entender os impactos das mudanças no uso da terra e projeções de alterações futuras no ecossistema, como o caso dos Modelos Hidrológicos de Grandes Bacias (MGB-IPH) (PON-

TES et al., 2015), o Stanford, o Soil Conservation Service (SCS) (CORREIA et al., 2015), o Stream flow Synthesis and Reservoir Regulation (SSAR) (AHN et al., 2014), o TOPMODEL (METCALFE et al., 2015), o Système Hydrologique Européen (SHE) (DERAEDT et al., 2014), o Institute of Hydrology Distributed Model (IDHM) (NIU; KNOULFT, 2016) e o Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (ARNOLD et al., 1998).

Neste estudo utilizou-se o modelo hidrológico SWAT, devido sua flexibilidade, e por ser uma excelente ferramenta para o fornecimento de subsídios aos órgãos de gestão territorial e de recursos hídricos (GASSMAN; SADEGHI; SRINIVASAN, 2014), além de suas aplicações serem voltadas para o monitoramento de vazões, projeções de enchentes, qualidade da água, processos erosivos, entre outros. Ele foi originado de diversas correções e aperfeiçoamento do simulador de recursos hídricos em bacias rurais (SWRRB – Simulator for Water Resources in Rural Basins), desenvolvido pela USDA nos anos 80, com intuito de gerir os impactos na água e o movimento de sedimentos em bacia rurais sem monitoramento, nos Estados Unidos (ANDRADE, 2013).

Desde a sua criação a ferramenta tem passado por inspeções contínuas e expansão da sua capacidade, entre elas são: SWAT 94.2 (incorporação das unidades de respostas múltiplas – URHs); SWAT 96.2 (autofertilização e irrigação); SWAT 98.1 (aprimoramento da qualidade do fluxo de água); SWAT 99.2 (melhoria nas rotinas do ciclo de nutrientes); SWAT 2000 (transporte de bactérias); entre outros. Além dessas mudanças, também foram desenvolvidas interfaces do modelo com os programas Windows (visual basic), GRASS, ArcGis e atualmente o QGis, bem como extensivo processo de validação (NEISTCH et al., 2011).

O modelo é reconhecido internacionalmente como uma robusta e interdisciplinar ferramenta de modelagem hidrológica, o que é evidenciado pelas conferências internacionais sobre o SWAT (Brasil/2014; Itália/2015; China/2016; Malásia/2017), e publicações relacionadas ao modelo, apresentadas em diversos encontros e revistas científicas (WANG et al., 2010; BRESSIANI et al., 2015; DILE et al., 2016). O modelo tem sido amplamente difundido graças aos avanços na tecnologia, o qual tem comprovado

ser uma ferramenta flexível que pode ser aplicada para simular diversos problemas em uma bacia hidrográfica (KUWAJIMA et al., 2011).

Como por exemplo, no estudo de Wang et al. (2010) que examinaram os efeitos interativos do uso e do tipo do solo, sobre a vazão de água e os teores de sedimentos, na bacia hidrográfica de Cowhouse Creek, localizada no norte do Texas, com o objetivo de desenvolver melhores práticas de manejo do solo, auxiliando na saúde da população, bem como, na sustentabilidade da bacia, relacionados aos efeitos do uso da terra.

Já no Brasil, por apresentar proporções continentais, permite uma grande variabilidade climática, entre as diferentes regiões, assim como a ocorrência de diferentes biomas, logo há uma maior necessidade de ferramentas no auxílio à tomada de decisões, no que se refere ao manejo dos recursos naturais (BRESSIANI et al., 2015). Recentemente, Blainski; Acosta; Nogueira (2017) mostraram a eficácia do modelo SWAT na representação do fluxo hidrossedimentológico em uma bacia hidrográfica (rio Camboriú), localizada em Santa Catarina, a partir da calibração e validação do modelo, com o intuito de comprovar a eficiência do SWAT na simulação das curvas de permanência das diversas variáveis estudadas, demonstrando o uso do modelo como uma ferramenta importante na gestão de bacias hidrográficas.

Tendo em vista a importância de obtenção de informações sobre a dinâmica de uma bacia, no seu gerenciamento e monitoramento, optou-se por aplicar a modelagem hidrológica, na bacia do rio Apeú, que apresenta um constante crescimento populacional, provocando mudanças no uso e cobertura do solo. Ainda ao se tratar de uma área com diversas nascentes contribuintes ao rio Guamá, sendo necessário um melhor planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos.

Assim, este artigo tem como objetivo propor a aplicabilidade do modelo SWAT como ferramenta complementar no gerenciamento de recursos hídricos, usando como exemplo a bacia hidrográfica do Rio Apeú, mostrando que é possível a utilização do modelo na obtenção de informações sobre a dinâmica de uma bacia, e com isso, representando o regime hidrológico, a partir das variáveis climáticas, tipo e uso do solo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de Estudo

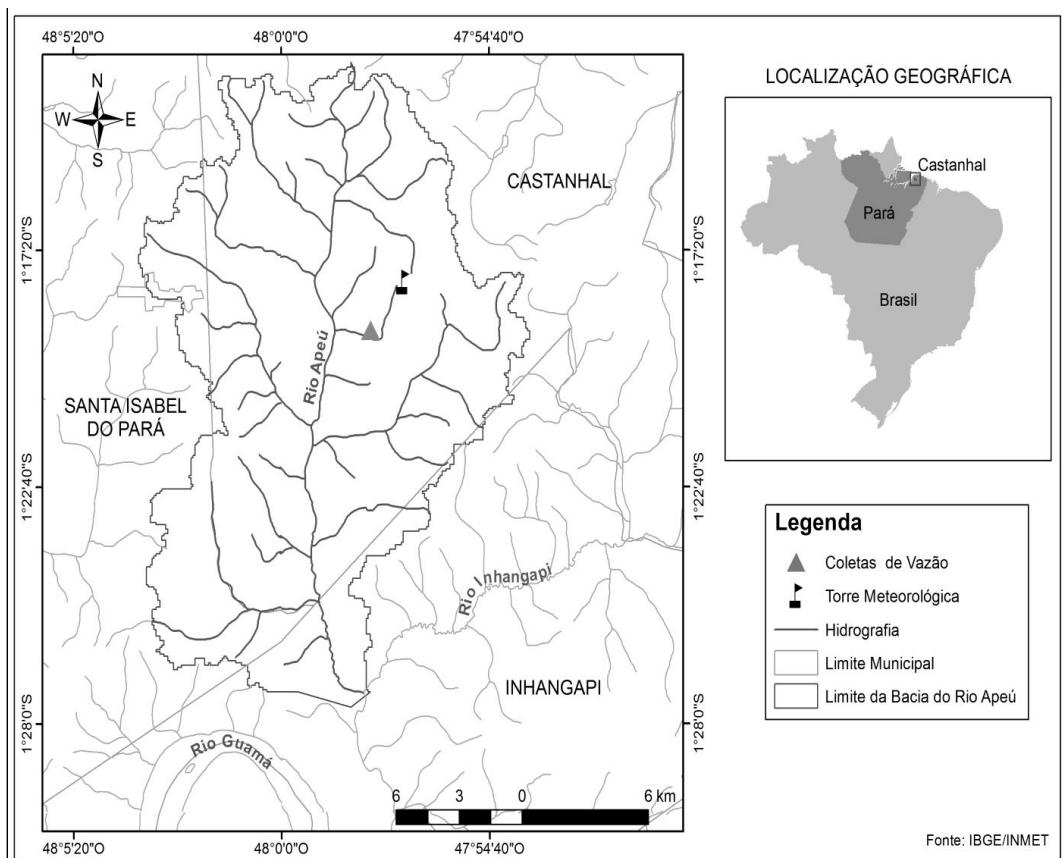
A bacia hidrográfica do rio Apeú, faz parte do conjunto de sub-bacias do Rio Guamá, localizada no nordeste do estado do Pará, na mesorregião metropolitana de Belém. A Sub-bacia se estende entre as coordenadas,  $1^{\circ}13'10''$  e  $1^{\circ}27'37''$  de latitude Sul e  $48^{\circ}04'42''$  e  $47^{\circ}53'30''$  de longitude Oeste, com área de aproximadamente 307 km<sup>2</sup>, pertencentes aos Municípios de Castanhal, Santa Izabel do Pará e Inhangapi (Figura 1).

O clima regional é do tipo Ami, de acordo com a classificação de Koppen, as temperaturas máximas e mínimas são 35° e 18° C, respectivamente, com temperatura média anual de 26° C. A umidade relativa média e chuva anual são de 80% e 2.571,6 mm, respectivamente (TENÓRIO et al., 1999; SOUZA, 2017).

### Obtenção dos dados

O tipo do solo foi determinado a partir da base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:250.000, aonde foi encontrada duas classes de solos, distribuídos da seguinte forma: 92% Latossolo Amarelo e 8% Gleissolo Háptico. Com relação ao uso do solo da bacia em estudo, o mapa foi elaborado com base no projeto TerraClass, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), a partir de imagens de Satélites LANDSAT-5, com resolução espacial de 30 m, em que neste estudo utilizou a órbita/ponto 223/061, gerando sete classes (agricultura anual, pasto, área urbana, floresta, vegetação secundária, mineração e hidrologia), as quais foram reclassificadas com base no banco de dados do modelo Hidrológico SWAT em: As Áreas Antrópicas Agrícolas recobrem 41% da área. As Áreas Urbanas recobrem 12%. As Pastagens recobrem

Figura 1 - Localização do rio Apeú, Pará, Brasil



11%, A Floresta Mista recobre 35%, A Mineração e os corpos hídricos ocupam menos de 1% da área.

O MNT da sub-bacia foi obtido gratuitamente do site da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), a partir de imagens SRTM, com resolução espacial de 90 m. Posteriormente foi transformada em imagens raster, de resolução espacial de 30 m, na escala de 1: 250.000, assim como as informações de tipo e uso do solo envolvidos neste estudo, pois elas devem possuir a mesma resolução espacial e mesma escala para serem adicionadas no modelo.

Os dados climáticos utilizados foram de temperatura máxima e mínima ( $T_{max}$  e  $T_{min}$ ), velocidade e direção do vento (VV e DV), umidade relativa (UR), radiação solar (RS), ponto de orvalho (PO) e precipitação (PRP), no período de 2009 a 2017, obtidos de uma torre meteorológica, do Instituto nacional de meteorologia (INMET) localizado no município de Castanhal/PA.

As medições de vazões foram realizadas através do método convencional, com a utilização do molinete hidrométrico, para a determinação da área e da velocidade média do fluxo que passa pela seção transversal do ponto monitorado (MALDONADO; WENDLAND; PORTO, 2015). De acordo com a medição a vau (Medição realizada por um observador que atravessa o curso de água a pé medindo profundidades e velocidades, indicados para rios de pequena largura e pouca profundidade (CARVALHO, 2008)), dividiu-se em três seções (0,5m, 1m e 1,5m), ao longo do comprimento total (2,20m) da seção transversal do tributário do rio Apeú (localizado na sub-bacia 5), em nível d'água de 0,14, 0,14 e 0,11m (60% de profundidade), durante 30 dias (de novembro a dezembro), conforme resolução da ISO 748 (ISO, 2007).

O cálculo do número de rotação por segundo no molinete, se dar pela divisão entre número de rotações registradas e o intervalo de tempo de medição da velocidade. Posteriormente este valor é convertido em velocidade através da equação do molinete, a qual é calibrada para cada molinete de forma individual, neste estudo foi usado o molinete JCTM, de modelo MLN-7 (Equação 1):

$$V=axN+b \quad (1)$$

Onde,

V = Velocidade;

a = Passo da hélice;

b = Inércia da hélice;

N= Número de rotação por segundo.

A vazão foi calculada pelo método da meia seção, que consiste no cálculo das vazões parciais, por meio da multiplicação da velocidade média na vertical pelo produto da profundidade média na vertical e pela soma das semidistâncias às verticais adjacentes (vazão parcial determinada para cada região de influência de uma determinada vertical) (ANA, 2016) (Equação 2) e a vazão total (Equação 3):

$$q_i = v_i h_i \left( \frac{d_{i+1} - d_{i-1}}{2} \right) \quad (2)$$

Onde,

$q_i$  = Vazão na seção i (m<sup>3</sup>/s);

$v_i$  = Velocidade média na vertical i (m/s);

$h_i$  = Profundidade da vertical i (m);

$d_{i+1}$  = Distância a partir do PI até a vertical posterior (m);

$d_{i-1}$  = Distância a partir do PI até a vertical anterior (m).

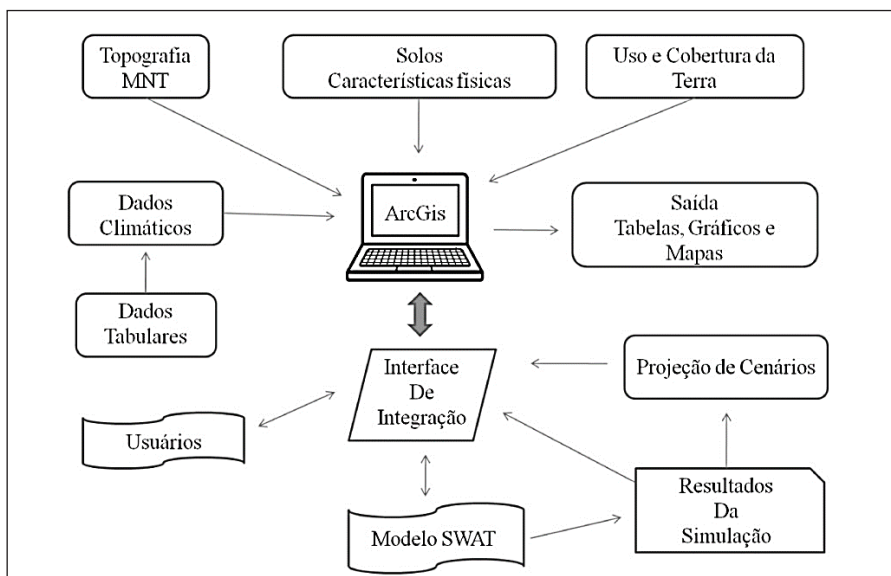
$$= \sum_i^n q_i \quad (3)$$

### Processamento dos dados: *Modelo Swat*

O SWAT avalia o efeito do uso do solo no escoamento, no transporte de sedimento e na qualidade da água em bacias hidrográficas (ARNOLD et al; 2012; BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2015). O seu funcionamento ocorre basicamente pelas entradas de dados na interface SIG (Sistema de Informação Geográfica), organizados em dados geocartográficos e tabulares, os quais correspondem aos mapas de uso e cobertura da terra, mapas pedológicos, hidrografia e modelo numérico de terreno (MNT) e dados climáticos (velocidade do vento, precipitação, temperatura, radiação solar, umidade relativa do ar) respectivamente. Nesse estudo foi utilizado o SWAT, na versão 2012 (Figura 2).

A simulação hidrológica realizada pelo modelo é dividida em duas fases. A primeira consiste na fase terrestre do ciclo hidrológico, a qual controla a quantidade de água e sedimentos para o canal principal de cada sub-bacia. Enquanto que a segunda é a fase de propagação de canal (vazão), representando o balanço hídrico, conforme a equação 4 (NEITSCH et al., 2009). O balanço hídrico é a força motriz que impulsiona a execução de todos

Figura 2 - Processo de Funcionamento do Modelo SWAT



Fonte: adaptado de SOUSA, 2010

os processos no modelo SWAT (FERRIGO et al., 2014). Ele incorpora oito componentes principais para prover suas simulações (ARNOLD, 1998), são eles: a - Hidrologia (escoamento superficial, percolação, fluxo lateral, fluxo subterrâneo, evapotranspiração, neve e o fluxo da rede de drenagem). Incluindo ainda a análise em reservatórios; b - Aporte sedimentos; c - Clima; d - Crescimento vegetal; e - Nutrientes (investiga os compostos minerais e orgânicos do nitrogênio e fósforo) e; f - Pesticidas e bactérias.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (4)$$

Onde:

$SW_t$  = É a quantidade final de água no solo (mm);

$SW_0$  = É a quantidade inicial de água no solo (mm);

$t$  = É o tempo (dias);

$R_i$  = É a precipitação (PRP) (mm);

$Q_i$  = É o escoamento superficial (mm);

$ET_i$  = É a evapotranspiração (mm);

$P_i$  = É a percolação (mm); e,

$QR_i$  = É o fluxo de retorno (é o escoamento de água no interflúvio, sobre a superfície do terreno, após emergir da superfície, ocorrida através da ascensão capilar) (mm).

O modelo SWAT divide a bacia em sub-bacias com base no relevo, solos e uso da terra, preservando assim os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira e características homogêneas dentro da bacia. Essas sub-bacias são divididas em URHs, que representam combinações únicas de uso da terra, tipo do solo e classe de declividade. As URHs não interagem entre si. As respostas de cada URH (escoamento, sedimentos e nutrientes) são calculadas separadamente e então somadas para encontrar-se a carga total da sub-bacia (PERAZZOLI; PINHEIRO; KAUFMANN, 2013).

### SWAT-CUP

O programa integra cinco procedimentos de calibração e análise de incertezas semiautomáticas: SUFI2, PSO, GLUE, ParaSol e MCMC, para a interface do modelo SWAT (BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2015), para este estudo foi aplicado o método SUFI2 (Sequential Uncertainty Fitting), o qual utiliza o método do hipercubo latino para definição dos parâmetros, a calibração com o SUFI-2 é realizada através de sucessivas iterações, com o mesmo número de simulações cada. A cada iteração o intervalo de valores dos parâmetros calibrados é reduzido, sempre

Tabela 1- Equações para o cálculo do tempo de concentração (tc)

Parâmetro	Descrição	Faixa de variação
CN2	Coefficiente de rugosidade do canal principal (m-1/3 s).	35 a 98
ALPHA_BF	Fator do fluxo de base (dia).	0 a 1
GW_DELAY	Intervalo de tempo para recarga do aquífero (dias)	0 a 500
REVAPMN	Percolação para o aquífero profundo	0 a 500
DEEPST	Profundidade inicial de água no aquífero profundo (mm H <sub>2</sub> O)	0 a 50000
GWQMN	Nível limite de água no aquífero livre para ocorrer o fluxo de retorno (mm)	0 a 5000
SOL_AWC	Armazenamento de água no solo (mmH <sub>2</sub> O mmsolo-1)	0 a 1
ESCO	Coefficiente de compensação de evaporação de água no solo	0 a 1
GW_REVAP	Coefficiente de ascensão de água à zona de saturação	0.02 a 0.2
RCHRG_DP	Coefficiente de percolação da água para o aquífero profundo (mm)	0 a 1
SURLAG	Coefficiente de retardamento do escoamento superficial direto	0.05 a 24
CH_N2	Coefficiente de Manning para o canal principal	-0.01 a 0.3
SLSOIL	Comprimento da declividade para o escoamento subsuperficial (m)	0 a 150
LAT_TTIME	Escoamento lateral (dias)	0 a 180
CANMX	Água interceptada (mm)	0 a 100

centralizado no conjunto que obteve o melhor valor para a função objetivo (FRANCO; OLIVEIRA; BONUMÁ, 2017).

No SUFI-2 as incertezas das estimativas são comunicadas através de dois indicadores estatísticos: o fator-p e o fator-r. O fator-p indica a porcentagem de dados observados que é englobada pelo resultado de simulações ao final da iteração. O fator-p varia de 0 a 1, onde 1 corresponde a 100% dos dados observados. O fator-r indica a espessura do resultado de simulações, isto é, a incerteza da iteração. Um modelo está calibrado quando se atinge um equilíbrio entre ambos os fatores, englobando parcela razoável dos dados observados, com um nível de incertezas aceitável (FRANCO; OLIVEIRA; BONUMÁ, 2017). Valores acima de 0,70 para o fator-p e abaixo de 1,50 para o fator-r indicam uma calibração aceitável de vazão (ABBASPOUR, 2015).

Quinze parâmetros foram escolhidos para calibração, para determinar quais variáveis são mais influentes e importantes para o escoamento superficial. Foram efetuadas 2 iterações, padronizadas com 500 simulações cada (ABBASPOUR, 2015), até a obtenção de um intervalo (valores mínimos e máxi-

mos) adequado às condições da bacia. Os parâmetros do modelo obtidos na calibração, a descrição e sua faixa de variação admitida no programa Swat-cup encontram-se na Tabela 1.

A simulação do modelo foi no período de 2009 a 2017. Para a etapa de calibração, foram comparados os valores de vazão simulados com os valores de vazões observados, para o período de três meses (de outubro a dezembro de 2017). Após a calibração foi realizada uma análise de sensibilidade global. O melhor desempenho do modelo é obtido a partir dos valores observados e simulados, calculados com base nos seguintes métodos estatísticos: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe ( $NS_{Ef}$ ) (equação 5) (varia do  $-\infty$  até 1), (NASH and SUTCLIFFE, 1970), e o coeficiente de determinação  $R^2$  (varia de 0 a 1), sendo 1 o indicativo de simulação perfeita de evento simulado para ambos. Moriasi et al., (2007) apresentaram a seguinte classificação para o coeficiente  $NS_{Ef}$  em simulações diárias: quando,  $0,75 < NS_{Ef} > 1,00$  o modelo é considerado muito bom; o modelo é considerado bom quando,  $0,65 < NS_{Ef} < 0,75$ ; já entre 0,50 e 0,65 o  $NS_{Ef}$  é satisfatório; e abaixo de 0,50 é considerado inadequado.

Foi calculado também o erro do modelo, através da estatística PBIAS (%) (equação 6), que mede a tendência média dos valores simulados serem maiores ou menores do que os dados observados, sendo o seu valor ideal próximo e/ou igual a 0. Valores positivos indicam que a simulação subestimou os valores observados, enquanto que valores negativos indicam uma superestimativa (BUENOS et al., 2017). Van Liew et al. (2007) apresentaram a seguinte classificação para este coeficiente, em aplicações do modelo SWAT: quando o  $|PBIAS| < 10\%$ , é considerado “muito bom”; ele é considerado “bom”, quando o valor está entre,  $10\% < |PBIAS| < 15\%$ ; já entre,  $15\% < |PBIAS| < 25\%$  é considerado “satisfatório”; o modelo está inadequado quando,  $|PBIAS| > 25\%$  (BUENOS et al., 2017).

O modelo foi avaliado, através das equações:

$$NSEF=1-\frac{\sum_1^n(Q_0-Q_c)}{\sum_1^n(Q_0-Q_0)} \quad (5)$$

$$PBIAS=100\left[\frac{\sum_1^n(Q_0-Q_c)}{\sum_1^n Q_0}\right] \quad (6)$$

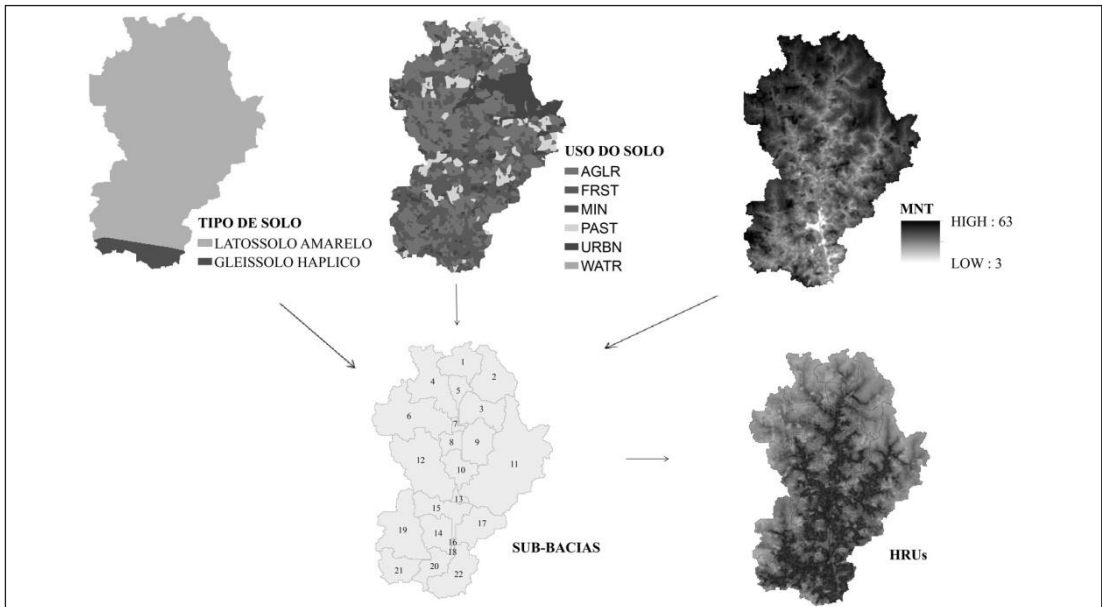
Onde,  $Q_0$  é a vazão observada,  $\overline{Q_0}$  é a vazão média observada e  $Q_c$  é a vazão estimada,  $m^3s^{-1}$ .

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

Diversas são as respostas que o modelo SWAT pode gerar para quem o utiliza como ferramenta de planejamento relacionado à gestão hídrica. Primeiramente ele é capaz de gerar diferentes unidades organizadas (usos da terra, tipo de solos com propriedades diferentes e declividade), permitindo entender e/ou analisar as diferentes frações de áreas distribuídas por toda a área da bacia. Neste estudo levou-se em consideração a URH dominante de cada sub-bacia, desconsiderando as classes que apresentaram menores representatividades, como resultado o modelo delimitou a bacia do rio Apeú com uma área de aproximadamente 307,0 Km<sup>2</sup>, subdividida em 22 sub-bacias, formando 22 URHs (Figura 3).

O processo de calibração e avaliação de eficiência do modelo, realizada no Swat-cup, identificou um fator-p de valor 0.8 e um fator-r, de 0.9, mostrando que há um equilíbrio entre os fatores, e, portanto, demonstra uma calibração “aceitável”. Dentre

Figura 3 - Composição das unidades de resposta hidrológica (URH) a partir dos mapas de tipo de solo, cobertura vegetal e topografia

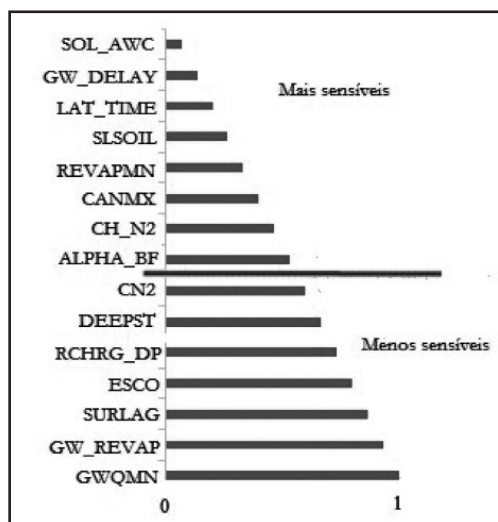


Fonte: Adaptado de EASTON et al., (2008)



os quinze parâmetros físicos escolhidos, durante a etapa de calibração, os que apresentaram maior sensibilidade possuem o seu valor de P próximo à zero, determinando a significância da sensibilidade (ABBASPOUR, 2014). Sendo que, nesse estudo o parâmetro que possui maior influência na modelagem da vazão, é SOL\_AWC, que está associado à capacidade de água disponível no solo, ou seja, indicando que existe pouca contribuição de água subterrânea neste perímetro do rio, o que é compatível com as condições pedológicas da sub-bacia (5), predominantemente do tipo latossolo amarelo, caracterizado por solos secos e duros (IBGE 2010). O segundo parâmetro foi o GW\_DELAY, associado ao intervalo de tempo para recarga do aquífero, indicando o tempo de atraso das águas subterrâneas, tornando este, um dos parâmetros que tem mais impactos sobre a variável vazão (Figura 4). Este tipo de análises mostra que para se obter um melhor resultado é necessário que os parâmetros sejam analisados e calibrados, conforme a saída desejada do modelo (vazão, sedimento, nutrientes, e etc.) e as características da bacia em estudo.

Figura 4 - Ranking dos parâmetros obtido com a análise de sensibilidade



Fonte: Adaptado de Castro (2016)

Durante a calibração, o modelo apresentou uma boa eficiência ( $NS_{Ef} = 0,89$ ) na simulação da vazão, decorrente da alta correlação entre os valores simulados e observados ( $R^2 = 0,99$ ) e dos baixos erros (PBIAS =

8,8%) durante as simulações (Figura 5). Este resultado demonstra que o SWAT pode auxiliar na simulação da vazão na bacia do rio Apeú, pois diversos estudos para bacias de mesmo porte apresentaram resultados parecidos. Como no estudo de Silva e Christofaro (2017), que demonstraram valores de  $NS_{Ef}$  e  $R^2$ , de 0,53 e 0,62, respectivamente na calibração do rio Jequitinhonha, no estado de Minas Gerais. E no estudo de Ferreira e Uagoda (2016) que encontraram para os resultados diários, durante a etapa de calibração, os valores de  $NS_{Ef}$  igual a 0,53 e uma correlação ( $R^2$ ) de 0,63 entre os valores de vazão simulada e observada na bacia hidrográfica de Ribeirão do Gama, no Distrito Federal. Assim, os modelos hidrológicos podem ser úteis para uma gestão eficiente de recursos hídricos, principalmente em bacias hidrográficas de pequeno porte ou em regiões onde se tenham conflitos pelo uso da água (BLAINSKI et al., 2017).

Outra resposta do modelo, que pode ser aplicada na gestão dos recursos hídricos, é a simulação do balanço hídrico, que se constitui em uma determinação da variação hídrica local, sem que haja a necessidade de medidas diretas das condições do solo (PEREIRA, 2005; FENNER et al; 2014). Essa informação permite conhecer a disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica, se há uma deficiência ou excedente hídrico, bem como o armazenamento de água no solo, e ainda permite a estimativa da evapotranspiração local (FENNER et al; 2014). Esse conhecimento colocaria em evidência a importância das áreas de preservação permanente (APP), que a lei de n. 12.695 de 2012 dispõe, destacando a proteção das áreas no entorno dos rios, evitando modificações do uso do solo de forma impactante, que venha influenciar no aumento do escoamento superficial da água e com isso trazer sérios problemas, como, erosão, enchentes, contaminação, e entre outros.

A precipitação anual média (2009 a 2017) para a bacia do rio Apeú foi de 1449,05 mm, deste valor, 583,7 mm (40 % do total de precipitação) retornam por evapotranspiração, ligados aos diversos tipos de uso da terra. Do total de chuva, cerca de 328,78 mm ( $\cong 21$  %) escoam superficialmente, 38 % percolam (529,48 mm) e apenas 1 % revapora (20,72 mm). Dos 529,48 mm que percolaram, 1,72 mm ( $\cong 2$ %) escoam lateralmente,  $\cong 6$  % (26,47 mm) vão para o aquífero profundo e 482,15 mm (92 %) retornam a bacia (Figura 6).

Figura 5 - Comparação entre a vazão simulada (linha) e a vazão observada (círculo), no período de calibração (outubro a dezembro de 2017) do modelo SWAT e a precipitação (coluna) observada no período

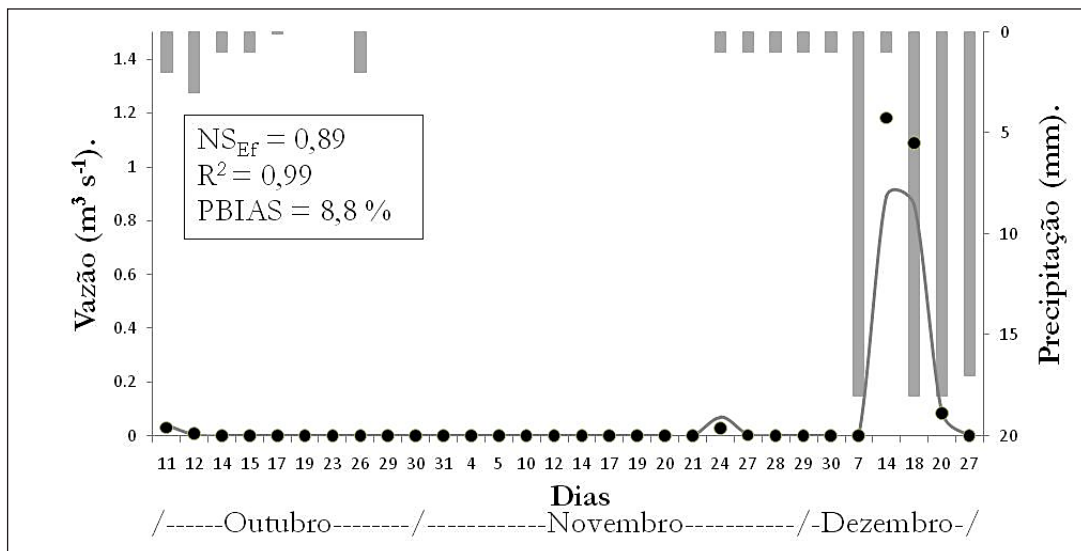
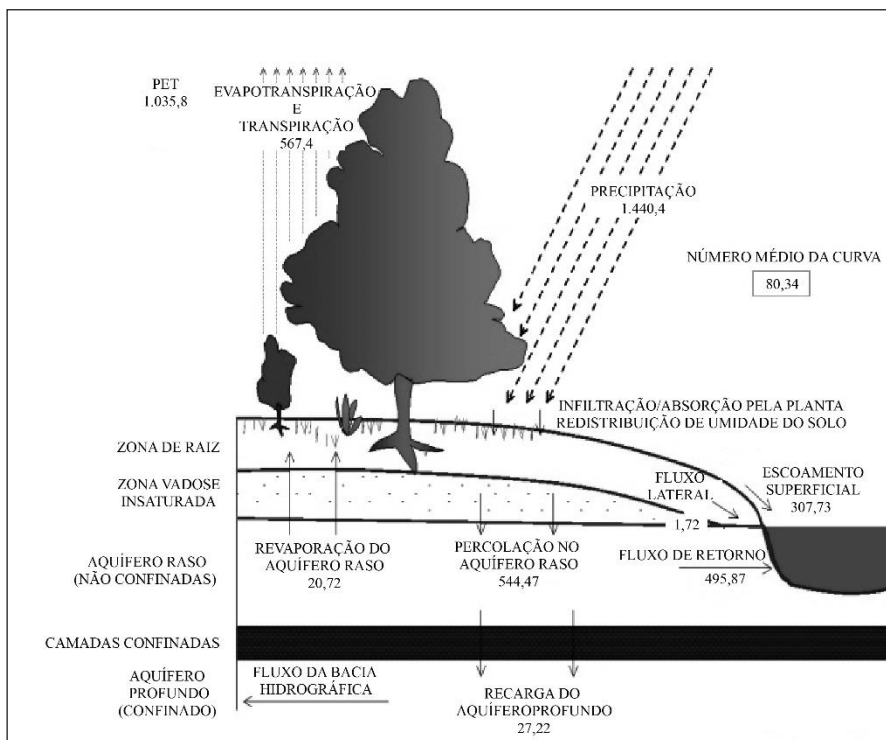


Figura 6 - Ciclo Hidrológico anual simulado pelo modelo SWAT, para a bacia hidrográfica do rio Apeú



De acordo com o modelo, a bacia do rio Apeú, mostrou que do total de chuva (1449,05 mm), 38% é percolado (529,48 mm) se convertendo em escoamento e contribuindo com a vazão do rio, com isso, pode-se afirmar que durante esses 9 anos 6% do volume percolado se destinaram ao aquífero profundo, sendo capaz de colaborar com o aquífero Barreiras.

O SWAT ainda permite, uma análise de cenários que ele simula em função do uso e mudança do solo, demonstrando a influencia dessas alterações sobre o regime hidrológico, com isso é possível com base nos dados de precipitação, visualizar e preencher falhas em vazões, para um controle de cheias, importante para projetos de hidráulicas (PEREIRA et al, 2016), bem como evitar erosões, comprometimentos na qualidade da água, etc. Onde percebe-se que as técnicas de modelagem aplicada aos estudos hidrológicos são uma forma prática, rápida e barata de se simular cenários futuros dos recursos naturais, possibilitando a proposição de soluções para contornar alguma situação subsequente indesejada (BONUMÁ et al, 2015).

## CONCLUSÃO

O modelo SWAT aplicado a bacia do rio Apeú, mesmo com dados limitados para inserção ao modelo, demonstrou que foi possível delinear a sua área e simular os componentes do balanço hídrico,

e em especial a vazão. O uso do modelo SWAT tem se intensificado em estudos de rios brasileiros, em detrimento da quantidade de afluentes existentes sem o monitoramento, devido às dificuldades de acesso a esses rios e pela falta de interesses em aplicar recursos voltados ao seu monitoramento, os quais tem sido muitos evidenciados pelas intensidades de chuvas e prejuízos na região.

Ainda o uso do modelo pode auxiliar no planejamento dos recursos hídricos, uma vez que, o seu uso pode antecipar situações que podem ser prejudiciais à gestão desses recursos, decorrente dos diversos usos do solo existente na bacia, bem como no gerenciamento da água pelo uso da agricultura, atividade que utiliza bastantes recursos e demanda hídrica.

Contudo, o modelo SWAT também pode ser aplicado em estudos futuros na bacia do rio Apeú, como por exemplo, aos estudos voltados à quantidade do rendimento de água, desde a nascente até seu exutório, com o intuito de entender o quanto as sub-bacias estão contribuindo para o rio principal, e com isso, poder auxiliar no planejamento da quantidade e qualidade da água que chega às comunidades, auxiliando na manutenção dos recursos e melhor uso da água pelos diferentes usos existentes ao longo da bacia. Diante disso, essa pesquisa propõe o quanto o uso do modelo SWAT pode contribuir com o planejamento e nas tomadas de decisão nas bacias.

## Referências

- ABBASPOUR, K.C. SWAT-CUP 2012: SWAT Calibration and Uncertainty Programs - A User Manual. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. 2014.
- ABBASPOUR, K. C. SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs-A User Manual. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. 2015.
- AGÊNCIA NACIONAL DA ÁGUA. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2016. Brasília: ANA, 2016.
- AHN, R. J. M; LEE, S; KANG, T. Evaluation of dams and weirs operating for water resource management of the Geum River. Science of the Total Environment, 2014.
- ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. Rev. FAE, Curitiba, v. 20, n. 1, p. 129 - 137, jan. - jun. 2017.
- ANDRADE, M. A; MELLO, C. R; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. Rev. bras. eng. agríc. ambient. vol.17 no.1 Campina Grande, Jan. 2013.

ARNOLD, J. G. J. R. WILLIAMS, R. SRINIVASAN, KING. K.W. SWAT: Soil and Water Assessment Tool. Temple, TX: USDA-ARS, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, 1998.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENS-VEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: Model use calibration and validation. Trans. ASABE, v. 55, n. 4, p. 1494- 1508, May 2012.

BLAINSKI, É; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C. do P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. Rev. Ambient. Água, vol. 12 n. 2 Taubaté, Mar. -Apr. 2017.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMA, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. International Journal of Agricultural and Biological Engineering, Beijing, Vol. 8, No. 3, 2015.

BRIGHENTI, T. M; BONUMÁ, N. B; CHAFFE, P. L. B. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica Catarinense. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. RBRH, vol. 21 no. 1, Porto Alegre jan./mar. 2016.

BONUMÁ, N. B.; REICHERT, J. M.; RODRIGUES, M. F.; MONTEIRO, J. A. F.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Modeling surface hydrology, soil erosion, nutrient transport, and future scenarios with the ecohydrological SWAT model in brazilian watersheds and river basins. Tópicos Ci. Solo, v. 9, p. 241-290, 2015.

BUENO, E. de O; OLIVEIRA, V. A. de; VIOLA, M. R; MELLO, C. R. de. Desempenho do Modelo SWAT para Diferentes Critérios de Geração de Unidades de Resposta Hidrológica. Revista Scientia Agrária. vol. 18 n°. 2 Curitiba Abr/Jun. 2017.

CARVALHO, T. M. Técnicas de medição de vazão por meios convencionais e não convencionais. Revista Brasileira de Geografia Física, Recife, v. 1, n. 1, p. 73-85, maio/ago. 2008.

COOREIA, E. F. G; RIBEIRO, G. P; BAPTISTA, A. C. Modelagem Hidrológica da Bacia Hidrográfica do Rio Bengalas, Nova Friburgo, RJ, Utilizando o Potencial de Geotecnologias na Definição de Áreas de Risco à Inundação. Revista Brasileira de Cartografia, Rio de Janeiro, N. 067/6, p. 1183-1202, Nov/Dez/2015.

DERAEDT, D; COLINET, G; CLAESSENS, H; DEGRÉ, A. Représentation Du couvert forestier dans la modélisation hydrologique : comparaison de deux modèles (synthèse bibliographique), Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 2014.

DILE, Y. T.; DAGGUPATI, P.; GEORGE, C.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.; Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. Environmental Modelling & Software. Vol. 85, November 2016, pages 129-138, INSS 1364-8152, DOI: 10.1016/J. envsoft. 2016.08.004.

EASTON, Z. M.; FUKA, D. R.; WALTER, T.; COWAN, D. M.; SCHNEIDERMAN, E. M.; STEENHUIS, T. S. Re-conceptualizing the soil and water assessment tool (SWAT) model to predict runoff from variable source areas. Journal of Hydrology, 2008.

FAN, F. M.; RAMOS, M. H.; COLLISCHONN, W. Sobre o uso de previsões hidrológicas probabilísticas para tomada de decisão. RBRH vol. 20 no.4, p. 914 – 926. Porto Alegre out./dez. 2015.

FERREIRA, R. S; UAGODA, R. E. S. Análise da predição do balanço hídrico da bacia do ribeirão do Gama-DF através do modelo SWAT. Revista Brasileira de Geografia Física v.10, n.03, 2017.

FERRIGO, S; TÁVORA, B. E; MINOTI, R. T; LIMA, J. E. F. W; KOIDE, S. Avaliação de possíveis impactos das mudanças climáticas e do uso do solo sobre a produção de sedimentos em bacia hidrográfica no Distrito Federal. XI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, João Pessoa-PB, Brasil, 01 a 05 de dezembro de 2014.

FRANCO, A. C. L.; OLIVEIRA, D. Y.; BONUMÁ, N. B. Transferência Espaço-temporal de Parâmetros no Modelo SWAT. XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Florianópolis, SC. 2017.

FENNER, W; MOREIRA, P. S. P; FERREIRA, F. da S; DALLACORT, R; QUEIROZ, T. M; BENTO, T. S. Análise do balanço hídrico mensal para regiões de transição de Cerrado-Floresta e Pantanal, Estado de Mato Grosso. Acta Iguazu, Cascavel, v.3, n.1, p. 72-85, 2014.

GASSMAN, P.W.; SADEGHI, A.M; SRINIVASAN, R. Applications of the SWAT model special section: overview and insights. Journal of Environmental Quality.2014. Disponível em:<<https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/pdfs/43/1/11>>. Acesso em: 07 de agosto de 2017.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO. 748 Hydrometry: Measurement of liquid flow in open channels using current-meters or floats. Geneva, 2007.

KUWAJIMA, J. I.; ARANTES, D. M.; ESTIGONI, M. V.; MAUAD, F. F. Proposta da Aplicação do Modelo SWAT como Ferramenta Complementar de Gerenciamento de Recursos Hídricos e Estimativa de Assoreamento em Reservatórios. In: XIV World Water Congress.2011.

MALDONADO, L. H; WENDLAND, E. C; PORTO, M. P. Avaliação de Métodos de Baixo Custo para Medição de Vazão em Córregos. Ambiente & Água, na Interdisciplinary Journal of Applied Science [on-line] 2015. Disponível em <<HTTP://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92838238015>>. Acessado no dia 28/01/2018.

MARINHO FILHO, G. M. M; ANDRADE, R. S; ZUKOWSKI JUNIOR, J. C; MAGALHÃES FILHO, L. N. L. Modelos Hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. Revista de Ciências Ambientais, Canoas, v.6, n.2, p. 35 a 47, 2012.

METCALFE, P; BEVEN, K; FREER, J. Dynamic TOPMODEL: A new implementation in R and its sensitivity to time and space steps. Environmental Modelling & Software. 2015.

MORIASI D. N, ARNOLD J. G, VAN LIEW M. W, BINGNER R. L, HARMEL R. D, VEITH T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. Trans ASABE. 2007.

NASH, J. E; J. V. SUTCLIFFE. River Flow Forecasting Through Conceptual Models Part I - A discussion of Principles. Journal of Hydrology. United States, v. 10, n. 3-4, p. 282-290. 1970

NEITSCH, S.L.; ARNOLD J.G.; KINIRY J.R.; WILLIAMS J.R. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009: TR-406. Texas Water Resources Institute, College Station, TX. 2011.

NIU, S. Q; KNOUFT, J. H. Hydrologic characteristics, food resource abundance, and spatial variation in stream assemblages. Ecohydrology, V. 10, 2017.

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, 2013.

PEREIRA, A. R. Simplificando o balanço hídrico de Thornthwaite - Mather. Bragantia, Campinas, v. 64, n. 2, p. 311-313, 2005.

PEREIRA, D. R; ULIANA, E. M; MARTINEZ, M. A; SILVA, D. D. Desempenho de um Modelo Hidrológico Concentrado e de um Semi distribuído na Predição de Vazões Diárias. Irriga, Botucatu, v. 21, n. 2, maio - junho, 2016.

PONTES, P. R. M; COLLISCHONN, W; FAN, F. M.; PAIVA, R. C. D.; BUARQUE, D. Modelagem hidrológica e hidráulica de grande escala com propagação inercial de vazões. RBRH vol. 20 no. 4 Porto Alegre out./dez. 2015 p. 888 – 904.

SILVA, N. D. M.; CHRISTOFARO, C. Calibração do modelo hidrológico SWAT para estimativa da vazão em sub-bacia hidrográfica do Rio Jequitinhonha. *Revista Geografias*, 2017.

SOUZA, P. J. O. P.; FARIAS, V. D. S.; LIMA, M. J. A.; RAMOS, T. F.; SOUSA, A.M.L. Produção de Área Foliar e Biomassa e Produtividade do Feijão-caupi sob Regimes Hídricos em Castanhal, Pará. *Revista Caatinga*, v. 30, n. 3, p. 748-759, 2017.

TENÓRIO, A. R. M. et al. Mapeamento dos solos da Estação de Piscicultura de Castanhal. 1. ed. Belém: FCAP, 1999. 50 p. (Informe Técnico, 25).

VAN LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the conservation effects assessment project: a comparison on USDA-ARS watersheds. *Journal of Hydrological Engineering*, v. 12, n. 2, 2007.

WANG, X.; SHANG, S.; YANG, W.; CLARY, C. R. D. Simulation of land use–soil interactive effects on water and sediment yields at watershed scale. *Ecological Engineering*, v. 36, n. 3, p. 328-344, 2010.

Joyse T. Souza dos Santos

Universidade Federal do Pará ;  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém-PA, Brasil.  
e-mail: joysetaty@hotmail.com

Contribuição do autor:

Pesquisa realizada como parte de estudo de projeto de tese do autor.

Hildo Giuseppe G. C. Nunes

Universidade Federal Rural da Amazônia  
Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Belém-PA, Brasil.  
e-mail: garibalde13@gmail.com.

Contribuição do autor:

Participação nas coletas de campo, na análise dos dados e escrita do artigo.

Ana Karla dos S. Pontes

Universidade Federal de Santa Catarina  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, SC, Brasil.  
e-mail: anakarlapontes@hotmail.com

Contribuição do autor:

Participação nas coletas de campo, na análise dos dados do artigo.

Adriano M. Leão de Sousa

Universidade Federal Rural da Amazônia  
Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da  
Universidade Federal do Pará – UFPA (Orientador); Instituto Socioambiental  
e dos Recursos Hídricos (Professor Adjunto); Laboratório de Pesquisas em  
Modelagem Hidroclimática da Amazônia (Coordenador); Belém-PA, Brasil.  
e-mail: adriano.souza@ufra.edu.br.

Contribuição do autor:

Orientador do autor 01; participação na coleta de campo; participação na  
análise dos dados e escrita do artigo.