



JUL/SET 2012

# NÚMERO 3

#### **Editores**:

Carlos Eduardo M. Tucci Antonio Marozzi Riguetto Cristóvão Vicente S. Fernandes Edson Wendland Jaime Joaquim da S. P. Cabral João Batista Dias de Paiva José Nilson B. Campos Jussara Cabral Cruz Mário Thadeu Leme de Barros Walter Collischonn





#### Diretoria da ABRH

Presidente: Luiz Gabriel Todt de Azevedo
Vice-presidente: Jussara Cabral Cruz
Diretor de publicações: Arisvaldo Mello Júnior
Diretor de eventos: Vladimir Caramori B. de Souza
Diretor de representações regionais: Direcu Silveira Reis Júnior
Diretor de comissões técnicas: Rafael Kelman

# RBRH

A RBRH é a revista oficial da Associação Brasileira de Recursos Hídricos, publicada trimestralmente. Os objetivos da revista são de:

- Funcionar como fórum para apresentação de conhecimento prático e científico dos aspectos de recursos hídricos;
- Publicar inovações científicas e tecnológicas na área de recursos hídricos;
- Fornecer através dos artigos soluções aos problemas com base integrada, interdisciplinar e dos usos múltiplos dos recursos hídricos e sua conservação ambiental.

Os editores da revista incentivam a publicação de artigos inéditos abrangendo temas relacionados às seguintes áreas de conhecimento: hidráulica, hidrologia, relações entre recursos hídricos e saneamento ambiental, hidrometeorologia, hidroeletricidade, irrigação, drenagem, gestão quali-quantitativa das águas, limnologia, hidrogeologia,

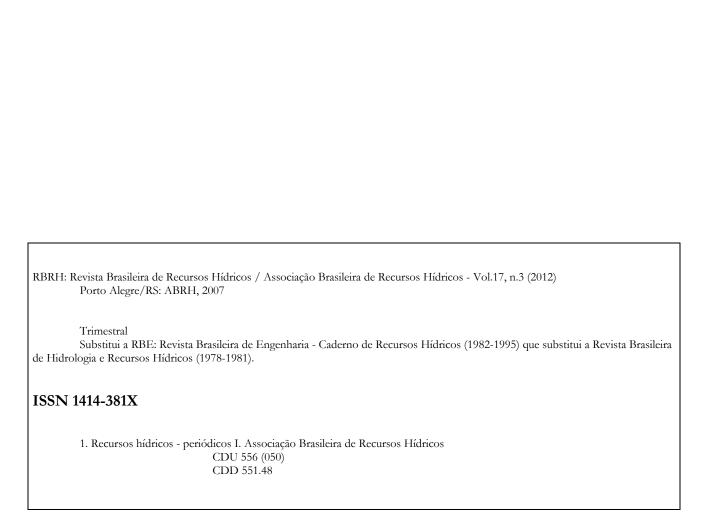
erosão, sedimentação, tecnologias ambientais, economia de recursos hídricos, medições e instrumentação em recursos hídricos. Os artigos podem conter contribuição científica e tecnológica nas disciplinas ou nos ambientes de recursos hídricos ou experiência inédita em ambientes singulares de usos e técnicas conhecidas.

Os artigos serão publicados quando aprovados por pelo menos dois revisores e um editor. Ao final da revista são apresentadas as instruções sobre o envio do manuscrito.

Endereço para correspondência:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos Caixa Postal 15029

91501-970 Porto Alegre, RS Tel (51) 33086652 Fax (51) 34932233 www.abrh.org.br abrh@abrh.org.br



#### Conselho Editorial

#### **Editor Chefe**

Carlos Eduardo Morelli Tucci - Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Rio Grande do Sul

#### **Editores Associados**

Antonio Marozzi Righetto – Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Rio Grande do Norte Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes – Universidade Federal do Paraná - Paraná Edson Wendland – Universidade de São Paulo – São Paulo Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral – Universidade Federal de Pernambuco - Pernambuco João Batista Dias de Paiva – Universidade Federal de Santa Maria – Rio Grande do Sul José Nilson B. Campos – Universidade Federal do Ceará - Ceará Jussara Cabral Cruz - Universidade Federal de Santa Maria – Rio Grande do Sul Mario Thadeu Leme de Barros – Universidade de São Paulo – São Paulo Walter Collischonn – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Rio Grande do Sul

#### **Revisores**

Abelardo Montenegro (2) José Anderson do Nascimento Batista (1) Ademir Paceli Barbassa (2) José Antonio Louzada (1) Adilson Pinheiro (4) José Carlos de Araújo (1) Adriano Rolim da Paz (3) José Geraldo de Melo (1) Alan Vaz Lopes (1) José Goes de Vasconcelos Neto (1) Alexandre Beluco (1) José Luiz Silverio da Silva (1) Alexandre Kepler Soares (4) José Nilson Beserra Campos (3) Alexandre Vieira Suhogusoft (1) José Rodolfo Scarati Martins (3) Alfredo Ribeiro Neto (2) Juan Martin Bravo (1) Ana Beatris Souza de Deus Brusa (1) Júlio Gomes (2) André Luiz Lopes da Silveira (3) Jussara Cabral Cruz (2) Antonio Marozzi Righetto (1) Klaudius da Rocha Dib (1) Carlos Barreira Martinez (2) Leonardo Mitre Alvim de Castro (1) Carlos de Oliveira Galvão (3) Luisa Fernanda Ribeiro Reis (2) Carlos Henrique Ribeiro Lima (2) Luiz Emílio Sá Brito de Almeida (1) Carlos Ruberto Fragoso Junior (1) Luiz Silvio Scartazzini (1) Carmen Maria Barros de Castro (2) Manuel Rijo (1) Celso Augusto Guimarães Santos (1) Marcelo Giulian Marques (1) Claudia Varnier (1) Marcelo Pereira de Souza (1) Cristiano Poleto (4) Márcia Maria Lara Pinto Coelho (1) Cristóvão Fernandes (7) Márcia Maria Rios Ribeiro (1) Daniela Guzzón Sanagiotto (1) Márcio Benedito Batista (2) Daniel Allásia Piccilli (1) Márcio Rentes Borges (1) Dante Gama Larentis (1) Maria do Carmo Gastaldini (4) Demetrio Luis Guadagnin (1) Mario Thadeu Leme de Barros (1) Dieter Wartchow (1) Marcos Aurélio Soares Cruz (1) Dirceu Silveira Reis Junior (1) Marcos Eduardo Cordeiro Bernardes (1) Éber José de Andrade Pinto (1) Marcos Imério Leão (1) Edith Beatriz Camaño Schettini (1) Marcos José Tozzi (1) Edson Wendland (7) Masato Kobiyama (3) Eduardo Mario Mendiondo (1) Maurício Dziedzic (3)

Eduardo Von Sperling (2)

Eloiza Maria Cauduro Dias de Paiva (2)

Enéas Machado (3) Eudes José Arantes (1)

Ferdando Cavalcanti da Silva (1) Fernán Enrique Vergara Figueroa (1) Fernando Augusto Saraiva (1)

Fernando das Graças Braga (1) Fernando Dornelles (1)

Fernando Falco Pruski (2) Fernando Genz (2)

Fernando Setembrino Meirelles (1) Francisco de Assis de Souza Filho (1)

Francisco Fernando Noronha Marcuzzo (1)

Francisco Rossarolla Forgiarini (2)

Francisco Rossatolia Polgianii Frederico Carlos Martins (1) Frederico Fabio Mauad (1) Geraldo de Freitas Maciel (1) Geraldo Lopes da Silveira (2) Gerson Cardoso da Silva (1) Guilherme Sausen Welter (1) Gustavo Henrique Merten (1) Heloise Garcia Knapik (3)

Horst Frishkorn (1) Ingrid Müller (2)

Iran Eduardo Lima Neto (2) Jaildo Santos Pereira (1) Jaime Joaquim Cabral (3) Jean Paolo Minella (2)

Joana Angélica Guimarães Luz (2) João Luiz Boccia Brandão (2) Mauro Naghettini (3)

Mêuser Jorge Silva Valença (7)

Michael Mannich (2) Mino Viana Sorribas (1) Miriam Rita Moro Mine (1)

Nádia Bonumá (1)

Othon Fialho de Oliveira (1) Pablo Heleno Sezerino (3)

Pablo Heleno Sezerino (3)
Paolo Alfredini (2)
Priscilla Moura (1)
Ricardo de Aragão (1)
Roberto Fendrich (1)
Rodrigo de Melo Porto (2)
Rosa Maria Formiga Johnson (2)

Rubem La Laina Porto (1)

Rutinéia Tassi (2) Sergio Koide (3)

Sergio Michelotto Braga (1) Simone Erotildes T. Ferraz (1) Synara Olendzki Broch (2) Tarciso Cabral da Silva (1) Teodorico Alves Sobrinho (2)

Teresinha Guerra (1) Tiago Finkler Ferreira (1) Tiago Zenker Gireli (1)

Ticiane Marinho de Carvalho Studart (1)

Vanessa Becker (1)

Vitor Emanuel Tavares (1)

Vladimir Caramori Borges de Souza (1)

Walter Collischonn (1)

Wilson dos Santos Fernandes (1)



Índices para Identificação de Conflitos pelo Uso da Água: Proposição Metodológica e Estudo de Caso	07
Michel Castro Moreira, Demetrius David da Silva, Fernando Falco Pruski, Marcelo dos Santos Lara	
Análise Qualitativa e Toxicológica de uma Floração de Cianobactérias na Lagoa do Gambá em Ouro Preto, MG, e uma Síntese da Ocorrência de Florações de Cianobactérias no Brasil	17
Tália Carvalho de Freitas, Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna, Cláudia Dumans Guedes, Tanare Cambraia Ribeiro Ferreira, Vera Lúcia de Miranda Guarda, Fernando Antônio Jardim	
Otimização do Planejamento de Sistemas Regionais de Tratamento de Efluentes Através de Simulação Monte Carlo e da Metaheurística do Recozimento Simulado Enéas Souza Machado, Monica Ferreira do Amaral Porto, Eloy Kaviski	29
Modelo Estocástico de Desagregação da Chuva Diária em Eventos Sub-diários para a Região Litorânea do Nordeste  Alyne Lucena Cavalcante & Alain Marie Bernard Passerat de Silans	39
Aprofundamento do Porto de Santos Uma Análise Crítica Tiago Zenker Gireli, Rafael Fernandes Vendrame	49
Fármacos em Uma Estação de Tratamento de Esgoto na Região Centro-Oeste do Brasil e os Riscos aos Recursos Hídricos Juliana Heloisa Pinê Américo, William Deodato Isique, Alessandro Minillo, Sérgio Luís de Carvalho, Nádia Hortense Torres	61
Avaliação da Taxa Diária de Evapotranspiração da Macrófita Aquática  Zizaniopsis Bonariensis  Carlos Scuderi, Adolfo Villanueva e David Motta Marques	69
Influência do Modelo Hidrológico na Avaliação da Sensibilidade dos Recursos Hídricos a Cenários de Mudanças Climáticas em Região Semiárida Rodrigo Dutra Escarião, Suzana Maria Gico Lima Montenegro, José Roberto Gonçalves de Azevedo, Alfredo Ribeiro Neto	81
Concentrações de Zinco e Níquel em Sedimentos Urbanos de Trinta Municípios do Rio Grande do Sul: Riscos aos Recursos Hídricos Estaduais Cristiano Poleto, Alice Rodrigues Cardoso	93
Estabilidade Temporal da Distribuição Espacial da Umidade do Solo em uma Bacia Intermitente no Semiárido de Minas Gerais Roberto Cézar de Almeida Monte-Mor, Luiz Rafael Palmier, Eber José de Andrade Pinto, José do Espírito Santo Lima	101
Avaliação do Funcionamento de um Simulador de Chuva Pelo Método da Farinha Miriam de Fátima Carvalho, Jorge Luis Zegarra Tarqui, Vitor Sousa Silva, Bruno Rogério da Hora Lobo	115

Sazonalidade da Precipitação Sobre o Nordeste Setentrional Brasileiro nas Simulações do IPCC-AR4	125
Cleiton da Silva Silveira, Francisco de Assis de Souza Filho, Yvonne Magdalena Campos Lázaro, Alexandre Araújo Costa, Domingo Cassain Sales, Mariane Mendes Coutinho	
Chuvas Intensas em Localidades do Estado de Pernambuco Bruno Marcionilo Silva; Suzana Maria Gico Lima Montenegro; Fernandha Batista da Silva; Paulo Frassinete de Araújo Filho	135
Proposta de Modelo Conceitual: PM Tank Model Pedro Guilherme de Lara, Masato Kobiyama	149
Análise dos Coeficientes de Reaeração e Cinéticos Empregados na Simulação de Qualidade de Água em Rios Pétrick Anderson Soares, Adilson Pinheiro, Evelyn Zucco	163
Simulação da Dinâmica da Água em Solo Cultivado com Feijão Caupi no Brejo Paraibano Edevaldo Miguel Alves, André Maciel Netto, Antonio Celso Dantas Antonino, José Romualdo de Sousa Lima, Eduardo Soares de Souza, Suzana Maria Gico Lima Montenegro, Jaime Joaquim da Silva Perreira Cabral, Manuella Virginia Salgueiro Gondim	175
Modelagem Numérica do Potencial Hidrodinâmico e do Transporte de Sedimentos na Praia do Cassino e no Entorno dos Molhes da Barra de Rio Grande (RS), Utilizando o Modelo SMC Felipe Caetano Sprovieri, José Antonio Scotti Fontoura	187
Pressões Médias e Flutuantes Devidas ao Escoamento em uma Curva de Concordância Vertical entre Vertedouro e Canal Horizontal – Estudo Experimental Mauricio Dai Prá, Gilberto Loguércio Collares, Alexandre Augusto Mees Alves, Marcelo Giulian Marques	197
Assimilação de Dados de Vazão na Previsão de Cheias em Tempo-Real com o Modelo Hidrológico MGB-IPH Adalberto Meller, Juan Martín Bravo, Walter Collischonn	209
Modelagem Distribuída do Carbono em Bacias Hidrográficas Mino Viana Sorribas; Walter Collischonn; David da Motta Marques; Carlos Ruberto Fragoso Jr.; Nilza Maria dos Reis Castro; Rafael Siqueira Souza	225
<b>Medição dos Esforços nas Amarras das Embarcações em uma Eclusa de Navegação</b> Guilherme Ruschel Finger, Marcelo Giulian Marques e Paulo Kroeff de Souza	241
Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico Wander Ribeiro Ferreira, Daniel Nascimento Rodrigues, Carlos Bernardo Mascarenhas Alves, Marcos Callisto	253

### Índices para Identificação de Conflitos pelo Uso da Água: Proposição Metodológica e Estudo de Caso

#### Michel Castro Moreira, Demetrius David da Silva, Fernando Falco Pruski, Marcelo dos Santos Lara

Departamento de Engenharia Agrícola – DEA – Universidade Federal de Viçosa – UFV mmoreira@gprh.ufv.br; demetrius@funarbe.org.br; ffpruski@ufv.br; marcelolaraufv@yahoo.com.br

Recebido: 29/01/09 - revisão: 22/05/11 - aceito: 17/07/12

#### **RESUMO**

No presente trabalho são propostos dois índices para identificação de conflitos pelo uso da água a partir da análise das vazões outorgadas e da disponibilidade hídrica. O índice de conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos  $(i_{cg})$  visa fornecer subsídios às ações afetas a gestão dos recursos hídricos, enquanto o índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos  $(i_{cp})$  visa fornecer subsídios às ações de planejamento. Associado aos valores dos índices foi sugerida uma escala de cores visando possibilitar a elaboração de mapas de  $i_{cg}$  e  $i_{cp}$  de bacias hidrográficas. O estudo de caso foi realizado para a bacia do rio do Sono, a qual constitui uma das principais contribuintes para a formação de vazões do rio Paracatu. Para tanto, foram utilizados no cálculo dos índices a vazão mínima com sete dias de duração e período de retorno de 10 anos  $(Q_{7,10})$ , a vazão média de longa duração  $(Q_{mld})$ , as vazões outorgadas  $(Q_{out})$ , o modelo digital de elevação e a hidrografia da bacia em estudo. A análise do  $i_{cg}$  e  $i_{cp}$  permitiu verificar que a bacia do rio do Sono, apesar de possuir apenas 29 outorgas vigentes, apresenta regiões com conflitos pelo uso da água, os quais podem ser minimizados com ações de gestão e planejamento. A adoção dos índices propostos vem ao encontro das necessidades dos órgãos gestores de recursos hídricos no que se refere a um diagnóstico do comprometimento da disponibilidade hídrica em relação às outorgas vigentes. A escassez desses dados inviabiliza a adoção de um adequado programa de gestão e planejamento dos recursos hídricos, o que vem acarretar, como evidenciado em diversas bacias brasileiras, a ocorrência de conflitos pelo uso da água.

Palavras-chave: conflito pelo uso da água, outorga, disponibilidade hídrica.

#### INTRODUÇÃO

Quando há baixa densidade demográfica, ocupação pouco intensiva do solo e desenvolvimento industrial restrito, o controle do uso da água exige menores cuidados, entretanto, à medida que o seu uso se amplia e passam a surgir conflitos é necessário maior atenção para a proteção dos recursos hídricos visando ao seu aproveitamento racional (Setti et al., 2001).

Na literatura especializada a respeito de gestão de recursos hídricos por diversas vezes se encontra o termo "conflito pelo uso da água", sem, entretanto, especificar o que seria conflito. Diversos autores (Braga e Ribeiro, 2006; Moreira, 2006; Rodriguez, 2004; Silva e Ramos, 2001; Yoffe et al., 2003) se referem a conflitos pelo uso da água a partir de critérios subjetivos ou evidências de escassez de água.

Segundo Valls (1999), ao definir o Water Scarcity Index (WSI), Falkenmark (1987) foi quem primeiro propôs um índice para descrever quantitativamente problemas relacionados à escassez de água. Por sua vez, Ohlsson (2000) desenvolveu o índice social de escassez de água a fim de associar a escassez de água a aspectos sociais. Outro índice utilizado no diagnóstico da situação da bacia é o Water Exploitation Index (WEI), a partir do qual a Agência Européia de Meio Ambiente analisa como as alterações do uso da água impactam os recursos hídricos da Europa (EEA, 2004).

ANA (2005b) realizou o balanço entre disponibilidade e demanda de recursos hídricos nas 12 regiões hidrográficas brasileiras. A classificação adotada para caracterização da situação das bacias foi adaptada de publicações das Nações Unidas (UNESCO 2003; Alcamo et al. 2000), correspondendo a: disponibilidade menor que 500 m³hab¹ano¹¹ – situação de escassez; disponibilidade entre 500 e 1.700 m³hab¹ano¹¹ – situação de estresse; e disponibilidade maior que 1.700 m³hab¹ano⁻¹ – situação confortável.

Ao apresentar as alternativas de oferta de água para as sedes municipais da região nordeste do Brasil e do norte de Minas Gerais, ANA (2006) cal-

culou o grau de pressão exercido pelas demandas sobre os recursos hídricos superficiais pela razão entre a demanda total (somatório das demandas para abastecimento humano, abastecimento industrial, irrigação e dessedentação animal) e a vazão média.

Índices como o WSI, WEI ou critérios de classificação com base na disponibilidade e na demanda hídrica fornecem valores globais para toda a bacia, conforme verificaram Yoffe et al. (2003) ao afirmarem que estes índices são normalmente aplicados em nível de países, não permitindo a observação de diferenças regionais, bem como a variação da disponibilidade e da demanda de água.

A maioria dos conflitos pelo uso da água decorre da falta de planejamento e gestão de recursos hídricos, a qual está intimamente ligada à inexistência de informações que associem as vazões já outorgadas com a disponibilidade hídrica.

Dada a constatação de que os índices são úteis para caracterizar a situação de uma bacia e a evidência da necessidade de um índice efetivo para identificação de conflitos potenciais pelo uso da água, o presente trabalho teve por objetivo propor índices que permitam a identificação de regiões com conflitos pelo uso da água em bacias hidrográficas, e realizar estudo de caso utilizando os índices propostos.

#### **METODOLOGIA**

A fim de fornecer subsídios às ações dos órgãos gestores de recursos hídricos, no que se refere à identificação de conflitos pelo uso da água em bacias hidrográficas, no presente trabalho é adotado o segmento<sup>1</sup> de um rio como unidade de estudo, bem como foram considerados unicamente os recursos hídricos de superfície.

#### Proposição de índices de conflito pelo uso da água

O conhecimento da quantidade da água já comprometida pelo uso, concedido através das outorgas, é essencial para que o Poder Público possa efetuar a gestão entre a disponibilidade e a demanda dos recursos hídricos (Silva e Ramos, 2001).

Neste sentido, a fim de subsidiar as ações afetas à gestão dos recursos hídricos, nas quais se busca compatibilizar o uso, o controle e a proteção deste recurso ambiental, disciplinando as respectivas intervenções antrópicas de modo a se atingir o desenvolvimento sustentável, propõe-se o índice de conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos  $(i_{cg})$ , dado por:

$$i_{cg} = \frac{Q_{out}}{xQ_{mr}}$$
 (1)

em que

i<sub>cg</sub> =índice de conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos, adimensional;

Q<sub>out</sub> = vazão outorgada a montante da foz do segmento em estudo, em m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>;

x = percentagem, expressa em decimal, da  $Q_{mr}$  passível de ser outorgada, adimensional; e

 $Q_{mr}$  = vazão mínima de referência estimada na foz do segmento em estudo, em  $m^3 s^{-1}$ .

O valor obtido pela multiplicação de x por Q<sub>mr</sub> corresponde à porcentagem da vazão mínima de referência passível de ser concedida de acordo com o critério de outorga adotado pelo órgão gestor de recursos hídricos da bacia, ou seja, a vazão máxima passível de ser outorgada na foz do segmento em estudo.

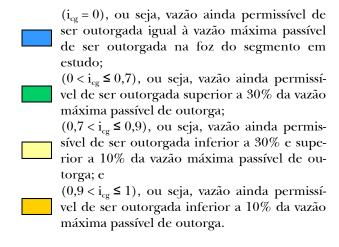
A  $Q_{out}$  pode assumir valores entre zero e um valor positivo correspondente à soma das vazões outorgadas a montante da foz do segmento em estudo. Considerando a variação dos valores de  $Q_{out}$  em relação a  $xQ_{mr}$ , tem-se a seguinte escala de variação dos valores de  $i_{cg}$ :

 $0 \le i_{cg} \le 1$  = situação na qual as vazões outorgadas a montante da foz do segmento em estudo se encontram dentro dos limites legais; e

 $i_{\rm eg} > 1$  = situação na qual as vazões outorgadas a montante da foz do segmento em estudo superam os limites previstos pela legislação.

Visando uma representação gráfica dos valores de  $i_{cg}$  por meio da elaboração de mapas, na situação em que as vazões outorgadas a montante da foz do segmento em estudo estão dentro dos limites legais  $(0 \le i_{cg} \le 1)$ , é proposta uma estratificação para caracterização das faixas de vazão ainda permissíveis de serem outorgadas:

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Trecho de curso d'água entre uma foz e sua confluência, ou trecho entre confluências, ou trecho entre uma confluência e sua nascente.



Para caracterizar a condição em que as vazões outorgadas superam os limites previstos pela legislação ( $i_{\rm eg} > 1$ ), propõe se uma estratificação do intervalo em duas classes. Dado que o limite legal já foi ultrapassado, para este caso as faixas adotadas de valores de  $i_{\rm eg}$  terão como referência a  $Q_{\rm mr}$  em substituição a  $xQ_{\rm mr}$ . Para tanto, basta multiplicar o valor de  $i_{\rm eg}$  pelo percentual da  $Q_{\rm mr}$  passível de ser outorgada (x). Desta forma, o limiar para estratificação da condição em que as outorgas emitidas superam a vazão permissível de ser outorgada é dada por x  $i_{\rm eg}$ . Neste caso, considerando a situação em que o valor de  $Q_{\rm out}$  é superior a  $xQ_{\rm mr}$ , a variação dos valores de  $i_{\rm eg}$  está entre os respectivos intervalos:

x i<sub>cg</sub> ≤ 1 = vazão outorgada superior a xQ<sub>mr</sub> e inferior ou igual à vazão mínima de referência; e

x i<sub>cg</sub> > 1 = vazão outorgada superior à vazão mínima de referência.

Para esta condição propõe-se o seguinte simbolismo:

(x i<sub>cg</sub> ≤ 1), ou seja, vazão outorgada superior a xQ<sub>mr</sub> e inferior ou igual à vazão mínima de referência; e

 $(x i_{cg} > 1)$ , ou seja, vazão outorgada superior à vazão mínima de referência.

Considerando que no planejamento de recursos hídricos se busca prever e avaliar cursos de ações alternativas e futuras, visando à tomada de decisões mais adequadas e racionais, propõe-se o índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos ( $i_{\rm cp}$ ), dado por:

$$i_{cp} = \frac{Q_{out}}{Q_{mld}} \tag{2}$$

em que

 i<sub>cp</sub> = índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos, adimensional; e

Q<sub>mld</sub> = vazão média de longa duração na foz do segmento em estudo, em m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.

A utilização da  $Q_{mld}$  para o cálculo do  $i_{cp}$  deve-se ao fato de a vazão média corresponder à vazão máxima possível de ser regularizada, abstraindo-se as perdas por evaporação e infiltração. Dessa maneira, a utilização da  $Q_{mld}$  visa verificar se, caso haja conflito pelo uso da água, este pode ser minimizado com a adoção de medidas estruturais como a construção de barramentos. Os valores de  $i_{cp}$ , considerando-se a variação dos valores de  $Q_{out}$  em relação a  $Q_{mld}$ , variam da seguinte forma:

0 < i<sub>cp</sub> ≤ 1 = situação na qual existindo o conflito pelo uso da água, ainda se pode contorná-lo com a adoção de medidas estruturais; e

 $i_{cp} > 1$  = situação na qual o conflito não pode ser contornado apenas com medidas estruturais.

Para os intervalos de  $i_{cp}$  propõe-se o seguinte simbolismo:

(i<sub>cp</sub> = 0), ou seja, situação na qual não existem vazões outorgadas a montante da foz do segmento analisado;

(0 < i<sub>cp</sub> ≤ 1), ou seja, situação na qual existindo o conflito pelo uso da água, ainda se pode contorná-lo com a adoção de medidas estruturais: e

(i<sub>cp</sub> > 1), ou seja, situação na qual o conflito não pode ser contornado apenas com medidas estruturais.

#### Estudo de caso: bacia do rio do Sono

Para verificar a adequação dos índices propostos na identificação de conflitos potenciais pelo uso da água em bacias hidrográficas, fornecendo desse modo subsídios às ações dos órgãos gestores na adoção de um adequado programa de gestão e

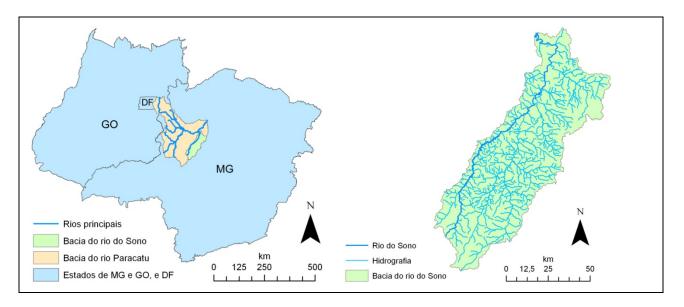


Figura 1 - Mapa de localização e hidrografia da bacia do rio do Sono.

planejamento de recursos hídricos, foi realizado estudo de caso para a bacia do rio do Sono (Figura 1).

A bacia do rio do Sono possui área de drenagem de aproximadamente 5.837 km², constituindo-se numa das principais contribuintes para as formações de vazões do rio Paracatu. Os usos mais expressivos dos recursos hídricos nessa região são o abastecimento para o consumo humano, a dessedentação de animais e, principalmente, a agricultura irrigada de hortaliças e plantas frutíferas (IGAM, 2006).

Os dados utilizados, necessários para o cálculo do  $i_{cg}$  e  $i_{cp}$  foram: a vazão mínima com sete dias de duração e período de retorno de 10 anos  $(Q_{7,10})$ , uma vez que é a vazão mínima de referência adotada pelo órgão gestor da bacia (Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM); a vazão média de longa duração  $(Q_{mld})$ ; as vazões outorgadas na bacia em estudo  $(Q_{out})$ ; o modelo digital de elevação e a hidrografia da bacia do rio do Sono.

Os valores de Q<sub>7,10</sub> e Q<sub>mld</sub> para a foz de cada segmento da hidrografia da bacia foram obtidos a partir do procedimento de regionalização de vazões, sendo utilizado o método Tradicional (Eletrobras, 1985). Este método consiste na identificação de regiões hidrologicamente homogêneas e no ajuste de equações de regressão entre as diferentes variáveis a serem regionalizadas e as características físicas e climáticas das bacias de drenagem para cada região homogênea.

As equações de regionalização para a estimativa dos valores de  $Q_{7,10}$  e  $Q_{mld}$  (em  $m^3s^{-1}$ ) foram obtidas do trabalho de Moreira (2006), conforme seguem:

$$Q_{7,10} = 0.000057 \text{ Ad}^{1,306113}$$
(3)

$$Q_{\text{mld}} = 0.021714 \text{ Ad}^{0.936452} \tag{4}$$

em que, Ad corresponde à área de drenagem da foz do segmento em análise, em km², sendo este valor obtido a partir do modelo digital de elevação da bacia do rio do Sono.

Para a obtenção das vazões outorgadas a montante da foz de cada segmento utilizou-se o cadastro de usuários de água da bacia, disponibilizado em versão eletrônica pelo IGAM, no qual constam as outorgas realizadas nos rios estaduais para todo o Estado de Minas Gerais, sendo este atualizado até setembro de 2007.

Entre as informações de cada outorga constam à localização, em coordenadas geográficas, o valor de vazão concedido e o período de vigência. Um pré-processamento dos dados constantes no cadastro de usuários foi realizado a fim de selecionar somente as outorgas da bacia em estudo.

De posse dessas informações procedeu-se ao cálculo, para cada foz de segmento da bacia, das vazões outorgadas à montante, considerando as outorgas vigentes no mês de setembro de 2007.

A identificação da foz de cada segmento da bacia foi realizada a partir da hidrografia da bacia, a qual foi obtida do trabalho de Moreira (2006) na escala de 1:250.000.

#### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Foram identificadas na bacia do rio do Sono, para o mês em análise – setembro de 2007, 29 outorgas superficiais vigentes, das quais 19 possuíam como finalidade a irrigação, seis o consumo humano e dessedentação de animais e quatro o consumo agroindustrial. A Figura 2 apresenta o mapa da bacia do rio do Sono com as suas respectivas outorgas vigentes no mês de setembro de 2007.

Dada à extensão da bacia, de aproximadamente 5.925 km², e as constatações de intenso aproveitamento agropecuário na região (IGAM, 2006; Rodriguez, 2004) esperava-se um número superior de outorgas vigentes.

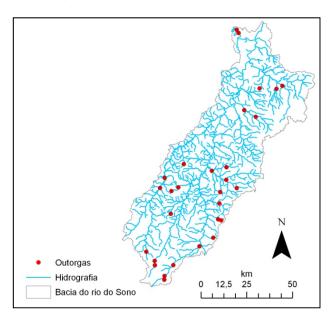


Figura 2 – Outorgas da bacia do rio do Sono vigentes no mês de setembro de 2007.

A utilização dos recursos hídricos sem o seu respectivo documento legal inviabiliza o cálculo da real demanda de água, fato que somente pode ser contornado com a realização de um amplo cadastro de usuários de água da bacia. Dessa forma, segundo (IGAM, 2006), é de fundamental importância o cadastramento dos usuários de água, de modo a permitir o estabelecimento dos usos e necessidades de água da bacia.

Dado este problema, O IGAM instituiu, por meio da Portaria nº 30, de 22 de agosto de 2007, a "Campanha de regularização do uso dos recursos hídricos em Minas Gerais - Água: faça o uso legal", a qual tem como objetivo informar e facilitar o acesso aos meios de regularização do uso da água, além de levantar dados sobre a utilização dos recursos hídricos no Estado.

Apesar do reconhecimento da necessidade do correto levantamento dos usos de água na bacia, as bases de dados de outorgas dos órgãos gestores de recursos hídricos correspondem a toda informação passível de ser analisada no cálculo da disponibilidade hídrica remanescente para outorga, motivo pelo qual, nos cálculos dos índices propostos, se utilizam as vazões outorgadas vigentes.

Na Tabela 1 apresentam-se as faixas de valores para classificação do índice de conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos ( $i_{cg}$ ), o número de segmentos enquadrados em cada uma das faixas e seu valor percentual em relação ao número de segmentos da bacia do rio do Sono.

Pela análise dos valores apresentados na Tabela 1, verifica-se que a bacia do rio do Sono possui 75,1% de seus segmentos sem a presença a montante de outorgas pelo uso da água. Tal fato deve-se a existência de apenas 29 outorgas na bacia, como apresentado na Figura 2.

Tabela 1 – Classificação dos segmentos da bacia do rio do Sono de acordo com o índice de conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos (i<sub>cg</sub>)

Faixa de valor	Cor	Número de segmentos	% em relação à bacia
$i_{cg} = 0$		628	75,1
$0 < i_{cg} \le 0.7$		113	13,5
$0.7 < i_{cg} \le 0.9$		17	2,0
$0.9 < i_{cg} \le 1$		4	0,5
x i <sub>cg</sub> ≤ 1		45	5,4
$x i_{cg} > 1$		29	3,5
	Total	836	

As faixas de valores representadas pelas cores verde, amarelo e laranja correspondem a situação em que existem vazões passíveis de serem outorgadas. Verifica-se que em 91,1% dos segmentos de cursos d'água da bacia do rio do Sono as outorgas emitidas se encontram dentro do limite legal previsto pela legislação, o qual na bacia do rio do Sono corresponde a 30% da  $Q_{7,10}$ .

Apesar de 91,1% dos segmentos da bacia estarem dentro do limite legal de concessão de outorga, observa-se que em 8,9% dos segmentos de cursos d'água da bacia já foram outorgadas vazões superiores à vazão máxima permissível. Em 45 segmentos da bacia (5,4%) a vazão outorgada representa mais de 30% da  $Q_{7,10}$  enquanto que em 29 segmentos da bacia (3,5%) são verificadas vazões outorgadas superiores ao valor da  $Q_{7,10}$ .

Apesar dos órgãos gestores de recursos hídricos terem o comprometimento legal em respeitar os limites permissíveis de concessão de outorga, verifica-se com freqüência que as vazões concedidas por esses órgãos são superiores às permissíveis, em virtude da inexistência de ferramentas adequadas para o gerenciamento das outorgas emitidas.

Desse modo, o i<sub>cg</sub> permite apontar as regiões em que as outorgas emitidas estão dentro dos limites legais, mostrando, através de um simbolismo utilizando cores, as faixas de valores ainda permissíveis de outorga, bem como as regiões em que já se outorgou vazões superiores às permissíveis pela legislação. Para o último caso, deve-se buscar um maior controle do uso da água ou até mesmo uma nova análise dos processos de outorga vigentes.

Na Figura 3 apresenta-se o mapa da bacia do rio do Sono com a espacialização dos valores de i<sub>cg</sub>. Verifica-se que a bacia do rio do Sono, de maneira geral, possui uma situação confortável em relação ao índice de conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos, uma vez que na maioria da bacia os segmentos correspondem à coloração azul, verde, amarelo ou laranja, indicando uma condição na qual as outorgas vigentes estão dentro dos limites permissíveis de outorgas na bacia.

Verifica-se, no entanto, que em algumas regiões, notadamente no alto curso do rio Santo Antônio e no alto e médio curso do ribeirão das Almas, a existência de segmentos com vazões outorgadas superiores a 30% da Q<sub>7,10</sub>, os quais são representados pelas colorações vermelha e roxa no mapa.

Uma maior situação de conflito pelo uso da água, indicada pela coloração roxa no mapa, é encontrada nas regiões de nascentes do rio Santo Antônio e ribeirão das Almas. Nessas regiões verifica-se a existência de vazões outorgadas superiores à vazão mínima de referência adotada no Estado de Minas Gerais (Q<sub>7,10</sub>).

Tais constatações levam a necessidade de análise do índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos, a fim de verificar a possibilidade de mitigação dos conflitos evidenciados a partir de ações de gestão e planejamento na bacia.

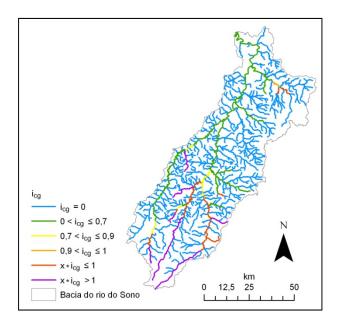


Figura 3 – Índice de conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos (i<sub>cr</sub>) da bacia do rio do Sono.

Na Tabela 2 apresentam-se as faixas de valores para classificação do índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos (i<sub>cp</sub>), o número de segmentos enquadrados em cada uma das faixas e seu valor percentual em relação ao número de segmentos da bacia do rio do Sono.

Da mesma forma como evidenciado na análise do i<sub>cg</sub>, verifica-se que 75,1% dos segmentos da bacia do rio do Sono não possuem à montante outorgas pelo uso da água, sendo tal fato decorrente, como explicado anteriormente, da existência de apenas 29 outorgas vigentes na bacia.

Observa-se, ainda, que em 208 segmentos da bacia (24,9%) a vazão outorgada corresponde a um valor inferior à vazão média de longa duração.

Tal constatação permite afirmar que os conflitos pelo uso da água existentes podem ser contornados com ações de planejamento, como a construção de reservatórios de regularização.

Na Figura 4 apresenta-se o mapa da bacia do rio do Sono com a espacialização dos valores de i<sub>cp</sub>. Verifica-se nesta figura que a bacia do rio do Sono possui uma situação confortável em relação ao índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos, uma vez que na maioria da bacia os segmentos correspondem a coloração azul, indicando a não existência de vazões outorgadas à montante do segmento, ou a coloração marrom, a qual indica que as vazões outorgadas são inferiores à vazão média.

De modo geral, a bacia do rio do Sono, apesar de possuir na maioria de seus cursos d'água uma situação confortável em relação ao i<sub>cg</sub>, apresenta em algumas regiões conflitos pelo uso da água, os quais, pela análise do i<sub>cp</sub> podem ser mitigados com a adoção de ações de gestão e planejamento.

IGAM (2006), ao verificar a existência de conflitos pelo uso da água na bacia do rio do Sono, sugere a redistribuição pela bacia dos usos de água, de forma a utilizar a disponibilidade hídrica em sua plenitude. Por sua vez, Rodriguez et al. (2006), ao verificarem o impacto das vazões consumidas em relação à vazão média de longa duração em diversas regiões da bacia do rio Paracatu, sugerem a construção de reservatórios de acumulação, os quais poderão permitir o crescimento das atividades econômicas na bacia sem comprometer a sustentabilidade desse desenvolvimento.

Tabela 2 – Classificação dos segmentos da bacia do rio do Sono de acordo com o índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos (i<sub>cp</sub>)

Faixa de valor	Cor	Número de segmentos	% em relação à bacia
$i_{cp} = 0$		628	75,1
$0 < i_{cp} \le 1$		208	24,9
$i_{cp} > 1$		0	0
	Total	836	

Pela análise do  $i_{cg}$  nota-se algumas partes da bacia com outorgas superiores aos limites permissíveis pela legislação (30% da  $Q_{7,10}$ ). Este fato, como evidenciado por IGAM (2006), remete à necessidade de se avaliar o uso atual, por meio de cadastro de usuários, e o uso futuro, por meio de políticas que visem o aumento de eficiência e melhor distribuição do uso da água.

A constatação de vazões outorgadas superiores ao limite legal de disponibilidade hídrica do Estado de Minas Gerais deve-se, em partes, ao fato de que o critério de 30% da  $Q_{7,10}$  ser muito restritivo. Segundo Johnson e Lopes (2003) este critério não representa, com exatidão, o potencial hídrico da região. O próprio IGAM, em questionário encaminhado à ANA (ANA, 2005a), salienta a necessidade da definição de diferentes critérios de outorga conforme as particularidades de cada região do Estado.

Outra importante constatação é o fato de que as emissões de outorgas se dão a partir do estabelecimento de vazões máximas de captação, sem considerar a sua variabilidade temporal. Assim restringe-se o uso da água a uma situação crítica que somente ocorrerá, estatisticamente, durante sete dias uma vez a cada 10 anos.

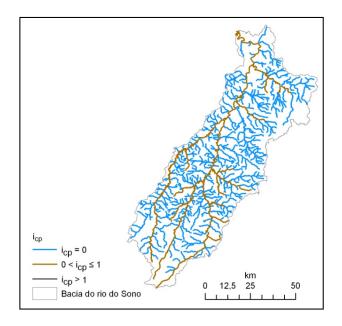


Figura 4 – Índice de conflito pelo uso da água no planejamento dos recursos hídricos (i<sub>cp</sub>) da bacia do rio do Sono.

Mesmo com essas constatações a respeito do critério ser restritivo por não representar o potencial hídrico da região, os valores de  $i_{\rm cg}$  de alguns segmentos apontam para o não cumprimento da legislação vigente, motivo pelo qual deve-se dar maior atenção à gestão de recursos hídricos dessa bacia.

Com a interpretação dos valores dos índices pode-se inferir a respeito da necessidade de adoção de ações de gestão e planejamento, apenas para a manutenção do estado atual ou com o intuito de proteger os recursos hídricos, visando o seu aproveitamento racional. No segundo caso, pode ser necessária a adoção de medidas estruturais como a construção de reservatórios de regularização e interligação de bacias, bem como de medidas não estruturais como alterações nas políticas públicas de concessão de outorga.

A quantidade e qualidade dos recursos hídricos estão associadas com a maioria dos conflitos pelo uso da água. Apesar dos índices propostos fornecerem subsídios para identificação de conflitos pelo uso da água visando o auxílio no processo de gestão e planejamento de recursos hídricos em uma bacia, eles permitem uma análise no que se refere aos aspectos quantitativos. Para uma análise de aspectos qualitativos dos recursos hídricos em uma bacia devem ser utilizados índices para este fim, como o índice de qualidade de água (IQA).

Além disso, cabe salientar que o conhecimento das vazões outorgadas é toda base de dados oficial que o órgão gestor de recursos hídricos dispõe a respeito do uso da água em uma bacia. Verifica-se, no entanto, em diversas regiões, o uso da água sem o respectivo instrumento legal, gerando dessa forma maior comprometimento dos recursos hídricos do que a quantificação realizada pelos órgãos gestores a partir das outorgas vigentes.

Assim, é imperativo um maior controle sobre os usos de água sem o respectivo instrumento legal, visto que a captação de água sem a sua autorização compromete as ações do órgão gestor no que se refere ao controle quantitativo e qualitativo da água em uma bacia. Tal constatação vem sendo sanada com adoção, em escala Federal e Estadual, de cadastramentos de usuários de água.

Dessa forma, a adoção dos índices propostos vem ao encontro das necessidades dos órgãos gestores de recursos hídricos no que se refere a um diagnóstico do comprometimento da disponibilidade hídrica em relação às outorgas vigentes. A escassez desses dados inviabiliza o Poder Público na adoção de um adequado programa de gestão e planejamento de recursos hídricos, o que vem acarretar, como evidenciado em algumas bacias brasileiras, a ocorrência de conflitos pelo uso da água.

#### CONCLUSÕES

A análise dos resultados permite concluir que:

- Os índices conflito pelo uso da água na gestão dos recursos hídricos (i<sub>cg</sub>) e no planejamento dos recursos hídricos (i<sub>cp</sub>) permitem a identificação de regiões de conflitos pelo uso da água, fornecendo subsídios ao Poder Público na adoção de um adequado programa de gestão e planejamento de recursos hídricos.
- A bacia do rio do Sono, apesar de possuir apenas 29 outorgas vigentes, apresenta regiões com conflitos pelo uso da água, os quais podem ser minimizados com ações de gestão e planejamento.

#### **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPE-MIG e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro

#### REFERÊNCIAS

ALCAMO, J.; HENRICHS, T.; ROSCH, T. World Water in 2025 – Global modeling and scenario analysis for the World commission on Water for 21° Century. Report A0002, Center for Environmental Systems Research. Germany: University of Kassel, 2000. 48p.

ANA – Agência Nacional de Águas. *Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no país – Diretrizes e prioridades.* Brasília: Agência Nacional de Águas; Ministério do Meio Ambiente, 2005a. 143 p. Disponível em: <a href="http://www.ana.gov.br/pnrh\_novo/Tela\_Apresentacao.htm">http://www.ana.gov.br/pnrh\_novo/Tela\_Apresentacao.htm</a>>. Acesso em: 02 fev. 2006.

ANA – Agência Nacional de Águas. *Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil.* Brasília: Agência Nacional de Águas; Ministério do Meio Ambiente, 2005b. 123 p. Disponível em: <www.ana.gov.br/pnrh\_novo/Tela\_Apresentacao.htm>. Acesso em: 26 fev. 2008.

ANA – Agência Nacional de Águas. *Atlas Nordeste: abastecimento urbano de água: alternativas de oferta de água para as sedes municipais da Região Nordeste do Brasil e do norte de Minas Gerais.* Brasília: Agência Nacional de Águas; Consórcio Engecorps/Projetec/Geoambiente/Riversidade Technology. 2006. 80 p.

BRAGA, C. F. C.; RIBEIRO, M. M. R. Avaliação por múltiplos critérios e decisores de alternativas de gerenciamento da demanda de água. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos.* v. 11, n. 1. p. 37-49, 2006.

BRASIL, Política Nacional de Recursos Hídricos. *Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.* [S. I.]: MMA/ SRH, 1997.

EEA – European Environment Agency. *Indicator fact sheet. Madri.* Espanha: Centro de Estúdios y Experimentación de Obras Públicas, 2004. 8 p.

ELETROBRAS. Centrais Elétricas Brasileiras S.A. *Metodologia* para regionalização de vazões. Rio de Janeiro, 1985.

FALKENMARK, M. et al. Water-related limitations to local development: Round Table discussion. Ambio. V. 16, p. 191–200, 1987.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. *Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Paracatu.* Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas; Comitê da sub-bacia hidrográfica do rio Paracatu, 2006. 384 p.

JOHNSON, R. M. F.; LOPES, P. D. *Projeto marca d'água seguindo as mudanças na gestão das bacias hidrográficas do Brasil:* caderno 1: retratos 3 x 4 das bacias pesquisadas. Brasília: Finatec, 2003, 212 p. v.1.

MOREIRA, M. C. *Gestão de recursos hídricos: sistema integrado para otimização da outorga de uso da água.* Viçosa, MG: UFV. 2006. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

OHLSSON, L. Water conflicts and social resource scarcity. *Physics and Chemistry of the Earth.* v.25, n.3. p. 213-220, 2000.

RODRIGUEZ, R. del G. *Metodologia para estimativa das demandas e das disponibilidades hídricas na bacia do rio Paracatu.* Viçosa, MG: UFV, 2004. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

RODRIGUEZ, R. del G.; PRUSKI, F. F.; NOVAES, L. F. de; SILVA, D. D. da; RAMOS, M. M.; TEIXEIRA, A. F. Vazões consumidas pela irrigação e pelos abastecimentos animal e humano (urbano e rural) na bacia do Paracatu no período de 1970 a 1996. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v11, n.3, p. 211-22, 2006.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. de M.; PE-REIRA, I. de C. *Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos*. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica Agência Nacional de Águas, 2001. 328 p.

SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. *Planejamento e gestão integra*dos de recursos hídricos. Brasília: MMA/SRH/ABEAS/UFV, 2001. 89 p.

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. *Water for people, water for life*: UN world water development report (WWDR). Paris: UNESCO Publishing, 2003.

VALLS, J. X, Carrying capacity in east sub-saharan Africa: a multilevel integrated assessment and sustainable development approach. UPC, 1999. Doctoral Thesis – Universitat Politécnica de Catalunya, UPC, 1999.

YOFFE, S.; LARSON, K. *Water Event Database Methodology*. In: Basins at Risk: Conflict and Cooperation Over International Freshwater Resources, YOFFE, S. (Editor). Disponível em: <a href="https://www.transboundarywaters.orst.edu/projects/bar/BAR\_chapter2.htm">www.transboundarywaters.orst.edu/projects/bar/BAR\_chapter2.htm</a>, Acesso em 05 mar, 2008.

YOFFE, S.; WOLF, A. T.; GIORDANO, M. Conflict and cooperation over international freshwater resources: indicators of basins at risk. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 39, p. 1109-1126, 2003.

#### Indices for the Identification of Water use Conflicts: Methodological Proposition and Case Study

#### **ABSTRACT**

In the present work, two indexes are proposed for identification of water use conflicts considering flows granted and water availability. The water resources management index  $(i_{c\sigma})$  seeks to help support decisions related to water resources management. The water resources planning index  $(i_{cb})$  seeks to support the planning actions. A color scale associated with the values of the indexes is suggested, enabling the elaboration of  $i_{cg}$  and  $i_{cp}$  maps of hydrological basins. The case study was accomplished for the Rio do Sono basin, which constitutes one of the main tributaries for the formation of Paracatu river flows. The following were used to calculate the indices: the seven-day minimum flow with a 10-year return period  $(Q_{7,10})$ , the medium longduration flow  $(Q_{mld})$ , the granted flows  $(Q_{out})$ , the digital model of elevation and the hydrograph of the basin studied. The analysis of  $i_{cg}$  and  $i_{cp}$  allowed verifying that although currently there are only 29 grants in force in the Rio do Sono basin, it presents areas with water use conflicts, which can be minimized by management and planning. The adoption of the proposed indexes fits the needs of the water resources management institutions as regards the diagnosis the commitments of water availability in relation to the amount already granted. The shortage of granted uses and law enforcement makes it unfeasible to adopt an appropriate program for the water resources management and planning, which, as already seen in several Brazilian basins, leads to water use conflicts.

Key-words: water conflicts, grants, water availability.

#### Análise Qualitativa e Toxicológica de uma Floração de Cianobactérias na Lagoa do Gambá em Ouro Preto, MG, e uma Síntese da Ocorrência de Florações de Cianobactérias no Brasil

#### Tália Carvalho de Freitas, Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna, Cláudia Dumans Guedes

Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Universidade Federal de Ouro Preto - MG taliafreitas@yahoo.com.br, eskinazi@iceb.ufop.br, claudiadumans@yahoo.com.br

#### Tanare Cambraia Ribeiro Ferreira, Vera Lúcia de Miranda Guarda

Escola de Farmácia da Universidade Federal de Ouro Preto - MG tanarecambraia@gmail.com, nicole@ef.ufop.br

#### Fernando Antônio Jardim

Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) - Belo Horizonte- MG fernando.jardim@copasa.com.br

Recebido: 16/02/09 - revisado: 09/09/09 - aceito: 18/06/12

#### **RESUMO**

O interesse sobre as florações de algas nocivas (FANs) tem aumentado ao longo dos últimos anos. A eutrofização é um dos fatores relacionados com a proliferação das cianobactérias, formando as florações que se acumulam na superfície da água. O objetivo deste estudo foi isolar e identificar as espécies predominantes de cianobactérias e as cianotoxinas da floração observada na superfície da água da Lagoa do Gambá, em Ouro Preto (Brasil), cidade que é Patrimônio Histórico Mundial. Nas últimas décadas, a lagoa vem sofrendo com a intensa poluição causada principalmente por atividades antrópicas, sendo considerada um sistema eutrofizado. A amostra de água foi coletada em julho 2007 e a análise qualitativa mostrou a presença dominante de Microcystis novacekii. A análise qualitativa feita por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência não detectou a presença de cianotoxinas na amostra e o Kit ELISA acusou a concentração de 0,2 µg.L?¹ de microcistina. A floração foi comprovadamente não-tóxica através do teste de toxicidade com os camundongos onde não houve morte de animais. Ficou comprovado que a floração não apresentava risco potencial à saúde da população que frequentemente realiza a pesca no local, no entanto, é necessário o monitoramento regular do fitoplâncton da lagoa e estudos complementares, além do controle da eutrofização, devido à alta incidência de florações. Ocorrências de florações têm sido reportadas mundialmente e os registros cresceram significativamente nos últimos 15 anos no Brasil. São apresentados alguns exemplos de casos distribuídos no território brasileiro dentre um período de trinta anos.

Palavras-chave: Florações de algas nocivas; eutrofização; cianobactérias.

#### INTRODUÇÃO

O interesse sobre as florações de algas nocivas (FANs) tem aumentado ao longo dos últimos anos, sobretudo em função dos inúmeros problemas de saúde relacionados à ocorrência desses eventos e à limitação dos usos múltiplos da água. Apesar do reconhecimento mundial da ameaça representada pelos metabólitos produzidos

por estes microorganismos, existe uma necessidade de controlar a presença e potencial toxicidade destas florações reservatórios brasileiros (Azevedo, 1997).

O fitoplâncton é constituído por um conjunto de grupos taxonômicos, que têm diferentes necessidades fisiológicas e respondem a parâmetros físicos e químicos tais como, luz, temperatura e regime de nutrientes. As cianobactérias, genericamente conhecidas como

algas azuis, em razão da presença da ficocianina (Cyanophyceae) são procariotas fotossintetizantes que fazem parte de um destes grupos taxonômicos constituintes da base da cadeia alimentar em sistemas aquáticos (Carmichael, 1992).

O processo de eutrofização - a resposta ao excesso de nutrientes em um corpo d'água - é um dos mais importantes fatores relacionados com a proliferação das cianobactérias. O crescimento explosivo das cianobactérias resulta da sua rápida multiplicação celular, formando as florações que se acumulam na superfície da água (Jardim et al., 1999). Este processo pode ocorrer naturalmente, no entanto, é mais reconhecido como consequência das atividades humanas nos usos e planejamento ocupações sem de bacias hidrográficas, incluindo o rejeito de agricultura, a erosão, a geração de efluentes industriais e a descarga de esgotos nos ecossistemas aquáticos (Moss, 1988 & Calijuri et al., 2006).

Existem florações que são reconhecidas como fontes de problemas em todo o mundo. Três tipos de efeitos nocivos ambientais são atribuídos a elas: 1) deterioração da qualidade da água, incluindo mudanças tróficas, com a diminuição da transparência da água; 2) riscos à saúde, crônicos ou intermitentes, incluindo toxicidade, promoção do crescimento de microrganismos patogênicos, o comprometimento da biota, a indução de peixes de morte relacionada diretamente com a floração ou com o estresse ambiental seguido das alterações das condições físico-químicas; 3) perdas das qualidades cênicas do ambiente e por isso os valores recreativos ficam comprometidos. Múltiplos fatores físicos, químicos e bióticos combinados levam ao desenvolvimento e a persistência das florações das FANs (Paerl, 1988 & Paerl & Huisman, 2008).

Estes organismos apresentam riscos à saúde do homem em decorrência do seu potencial tóxico (Calijuri *et al.*, 2006). A exposição humana a cianotoxinas (metabólitos secundários das cianobactérias) pode acontecer de diferentes maneiras: contato com a pele, inalação, ingestão oral (por água de abastecimento ou acidentalmente em atividades recreativas ou esportivas), intravenosa (em caso de tratamento de hemodiálise) ou pelo consumo de alimentos (bioacumulação na cadeia alimentar) (Calijuri *et al.*, 2006).

As florações de cianobactérias em água doce usualmente compreendem espécies produtoras ou não-produtoras de toxinas (Azevedo, 1998). Os principais gêneros potencialmente tóxicos incluem *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Planktothrix*,

Lyngbya e Cylindrospermopsis (Chorus & Bartram, 1999). As cianotoxinas podem oferecer um sério risco à saúde da população e de animais em contato direto com a água contaminada. Embora sejam raramente ingeridas pelo homem em quantidade suficiente para uma dose aguda letal, o dano causado pelo efeito crônico é particularmente mais provável se existir uma exposição freqüente em longo prazo (Magalhães et al., 2003).

Referências a mortes de animais domésticos e peixes já foram associadas com florações de cianobactérias ou atribuídas às suas toxinas (Carmichael, 1986, 1992, 1994, 1997; Codd & Beattie, 1991; Falconer, 1998; Codd, 1995). O episódio marcante de intoxicação por cianobactérias ocorreu em 1996, em Caruaru/ PE, quando 123 pacientes de uma clínica de hemodiálise tiveram quadro clínico de intoxicação hepática; desses, 60 pacientes morreram (Azevedo, *et. al.*, 2002).

As microcistinas são metabólitos secundários de cianobactérias tóxicas e compreendem uma família de compostos extremamente tóxicos produzidos pelas espécies de água doce dos gêneros Microcystis, Nostoc, Anabaena Planktothrix e(Carmichael, 1994 & Falconer, 2005). Estas toxinas são intracelulares, e permanecem no interior das células até que estas atinjam o estado senescente ou sejam liberadas por fatores que provoquem a lise celular (Falconer, 1993).

Em virtude do risco potencial à saúde do homem representado pelas microcistinas, traços de contaminação nos corpos d'água vêm atraindo o amplo interesse da comunidade científica. Assim, a proposta deste estudo foi primeiramente investigar a ocorrência de cianobactérias em uma lagoa urbana eutrofizada, localizada na cidade de Ouro Preto, (Lagoa do Gambá, 20º23'78''S, 43º30'05''W). Até o momento, nenhum estudo abordando aspectos ecológicos e toxicológico foi realizado neste local. Além disso, o presente trabalho relaciona e discute as ocorrências de florações registradas na literatura no território brasileiro nos últimos 30 anos.

#### **MATERIAIS E MÉTODOS**

#### Descrição da Lagoa

A Lagoa do Gambá (figura 1) localiza-se a cerca de 2 km da Praça Tiradentes, núcleo do Centro Histórico de Ouro Preto, cidade Patrimônio Cultural da Humanidade, tombada pela UNESCO em 1981. Encontra-se, ainda, a 1000 m de altitude,

aos pés do Pico do Itacolomi, dentro dos limites do Parque Estadual do Itacolomi, importante área de preservação ecológica. Sua área aproximada é de 6700 m² e sua profundidade média é de 3,3 m. Afetada ao longo do tempo pela falta de cuidados adequados e tratamento pertinente, a Lagoa do Gambá vem sofrendo com a intensa poluição devido à descarga de resíduos de curtume e esgotos domésticos, derramamento de óleo e lixo carreado pela chuva.

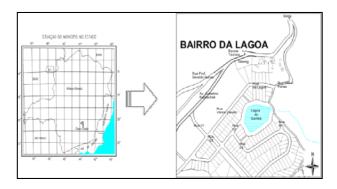


Figura 1 - Localização geográfica da Lagoa do Gambá e da cidade de Ouro Preto situada na região sudeste do Brasil.

#### Coleta da amostra

Em julho de 2007, foi coletada uma amostra de cinco litros de água da Lagoa do Gambá. A água contendo aglomerados algais foi acondicionada em um recipiente plástico, preservada em gelo a aproximadamente 4ºC (COPASA-MG, 1992) e encaminhada para exame imediato no Laboratório de Hidrobiologia da COPASA.

#### Análise qualitativa do fitoplâncton

Para a análise qualitativa, foi utilizado um microscópio binocular da marca LEITZ, modelo Laborlux. Pequenas alíquotas de amostras in vivo foram depositadas em lâminas de vidro e cobertas com tinta nanquim, para favorecer a visualização melhor da bainha de mucilagem e das colônias de cianobactérias, em aumento de 40 vezes. As lâminas foram cobertas com lamínulas e observadas em aumentos maiores (400 e 1000 vezes), para facilitar a visualização e aumentar a precisão da medida das células. O sistema de classificação adotado foi de Komárek & Anagnostidis (1989, 1998 e 2005).

#### Isolamento e cultivo das cianobactérias

De acordo com Costa & Azevedo (1994) realizou-se o isolamento das colônias por capilaridade em uma pipeta de Pasteur com ponta afinada. As colônias foram então transferidas para um erlenmeyer de 500 mL contendo 300 mL do meio ASM1 líquido, que foi preparado de acordo com CETESB (1993). As amostras com o inóculo ficaram expostas sobre a bancada da sala de cultivo aclimatada a  $22,0 \pm 1,0\,^{\circ}$ C, continuamente a  $40 \mu$ mol de fótons.  $m^2.s^{-1}$ .

#### Concentração da amostra

A concentração da amostra foi baseada na metodologia adotada em Jardim *et al.* (1999). O volume final de 100mL do concentrado foi congelado à -20°C durante 24 horas. O concentrado algal congelado foi liofilizado em um liofilizador de bancada da marca MicroModulyo durante 48 horas.

#### Extração e análises da microcistina

A extração de microcistina foi realizada segundo Fastner *et al.* (1998). Uma solução de metanol 75% foi adicionada às células liofilizadas, esse material foi centrifugado três vezes a 2200G.s<sup>-1</sup> e o sobrenadante foi recolhido. Na sequência, a purificação do concentrado foi realizada de acordo com o método proposto em Krishnamurth *et al.* (1986), utilizando cartucho SPE de octadecilsilano (ODS-C18).

Em seguida, a toxina foi eluída do cartucho com metanol 75% (com 0,1% de ácido trifluoracético – TFA) e esta fração foi recolhida em um tubo de ensaio e deixada em banho-maria a aproximadamente 45°C (nitrogênio gasoso).

Para a análise de microcistinas, a amostra foi ressuspensa em seis mililitros de água Milli-Q e filtrada em filtro seringa com membrana de ester de celulose com poros de 0,45µm. A análise foi realizada por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE), um equipamento da marca HP, modelo 1100, com um detector de ultravioleta (UV) determinação da absorbância comprimento de onda de 238nm. Um gradiente de acetonitrila e acetato de amônio na proporção 28/72 (v/v) e na concentração de 20mmol.L-1, em pH 5, foi utilizado com o fluxo de 2mL.min<sup>-1</sup> em coluna Macherey-Nagel (ODS-C18), de dimensões 150x4,6mm. O tempo de retenção do espectro de absorção na região do UV do material analisado foi comparado com o correspondente ao padrão de microcistina-LR utilizado (*Microcystis* RST 9501).

Para a quantificação da microcistina extraída foi também utilizado um kit imunoenzimático do tipo ELISA (Enzyme-Linked Immuno-Sorbent Assay), proposto por Chu *et al.* (1990), que é oferecido comercialmente (Beacon, CPP-023).

#### Teste de toxicidade

A toxicidade da amostra de seston foi testada em camundongos machos suiços de 21 a 25 gramas de massa corporal através da injeção intraperitoneal (i.p) do extrato em diferentes doses, segundo CETESB (1993). Este procedimento permite determinar a  $DL_{50}$  até 24 h da alga ou da floração.

Foram calculadas três faixas de dosagens (1 a 100; 101 a 500 e 501 a 1000 mg.kg<sup>-1</sup> de massa corporal) e para cada concentração foram utilizados quatro animais. Os camundongos foram continuamente observados durante 24 h após a (i.p) e pesados em balança eletrônica. O grupo controle foi injetado com 1 mL de 0,9% NaCl pH 4.0.

#### Levantamento de dados

Os dados de ocorrências de florações da literatura foram obtidos de artigos científicos publicados em periódicos e anais de congressos nos últimos 30 anos.

#### **RESULTADOS**

#### Floração da Lagoa do Gambá

Composição das espécies de cianobactérias

A análise qualitativa do fitoplâncton mostrou um maior percentual de colônias de *Microcystis novacekii* (Figura 2) na amostra de água coletada da lagoa do Gambá.

#### Teste de Toxicidade

No teste de toxicidade com os camundongos não foi observada morte de animais em nenhum dos grupos. Devido a este resultado não foi possível calcular o valor da  $\mathrm{DL}_{50}$ .

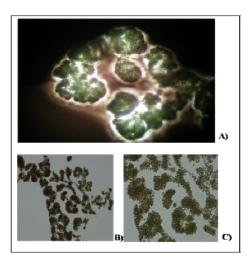


Figura 2 - Formas coloniais de *Microcystis novacekii* encontradas na floração da lagoa do Gambá em julho de 2007. (A) aumento 100x, coloração com nanquim; (B) aumento 200x; (C) aumento 400x.

#### Análise do kit ELISA e CLAE

O resultado da análise do kit ELISA mostrou uma baixa concentração de microcistinas no valor de 0,2 µg.L<sup>-1</sup>, que é considerado o limite de detecção do método. A análise por CLAE não detectou a presença de microcistinas na amostra. A técnica deve combinar a identificação dos espectros na região do UV das microcistinas (microcistina-LR, microcistina-RR, microcistina-YR, etc) com o tempo de retenção característico de cada variante e quantificar a amostra em comparação com um padrão puro de concentração conhecida de microcistina. Na Figura 3 observa-se a ausência de picos característicos das variantes de microcistinas no espectro da amostra da lagoa.



Figura 3 - Análise na CLAE da amostra da floração da Lagoa do Gambá mostrando que a amostra não continha microcistinas. (A) padrão de MC-LR (*Microcystis* RST 9501); (B) amostra de floração da Lagoa do Gambá.

Tabela 1 - Ocorrências de cianobactérias no território brasileiro nos últimos 30 anos

Rota de exposição	Ano	Local	Cianobactérias predominantes	Cianotoxinas predominantes	Referências
Reservatório	1977	Santa Maria, RS.	Anabaena sp.	ND	Branco (1978)
Reservatório	1988	Itaparica, BA.	presença	ND	Schulze et al. (2003)
Recreacional	1988	Lagoa das Garças, SP.	Microcystis aeruginosa	MC-LR* e MC-LF*	Azevedo et al. (1994)
Reservatório	1991	Represa Guarapiranga, SP.	Anabaena cf. solitaria	ND	Beyruth et al. (1992)
Hemodiálise	1996	Caruaru, PE.	presença	MC-LR; MC-YR e MC-AR.	Barreto <i>et al</i> (1996); Azevedo (1998); Jochimsen <i>et al</i> . (1998); Azevedo <i>et al</i> . (2002).
Recreacional	Últimos 24 anos	Lagoa de Patos, RS.	Microcystis aeruginosa; Anabaena spiroides; Merismopedia; Oscillatoria.	MC-LR e MC-FR*	Yuncs et al. (1994, 1996, 1998); Matthiensen et al. (1999).
Recreacional	1996-1999	Lagoa de Jacarepaguá, RJ.	Microcystis sp.; Oscillatoria.	microcistinas	Magalhães e Azevedo (1998); Magalhães <i>et al.</i> (2001).
Recreacional	1997	ETA Três Marias, MG.	Microcystis wesenbergii	ND	Jardim <i>et al.</i> (1999)
Lagoa de estabilização de esgotos	1997	ETE Ribeirão das Neves, MG.	Microcystis sp. (M. Aeruginosa, M. panniformis e M. novacekii)	ND	Jardim <i>et al.</i> (1999)
Recreacional	1999	Sepetiba, RJ.	Synechocystis aquatilis f. aquatilis	Microcistinas	Magalhães et al. (2003)
Reservatório	1999-2000	Belém, PA.	Radiocystis fernandoi; Aphanizomenom spp e Planktothrix spp.	MC-LR	Vicira et al. (2003, 2005)
Reservatório	2000	Açu, RN.	Microcystis sp.(M.panniforms, M.protocystis, M. novacekii); Aphanizomenom spp; Cylindrospermopsis raciborskii.	Microcistinas, saxitoxinas c cilindrospermopsinas	Costa <i>et al.</i> (2006)
Reservatório	2000	ETA Verde Grande, MG.	Microcystis sp. e Radiocystis sp.	microcistina	Jardim et al. (2001a)
Reservatório	2000-2001	Represa de São Simão, MG/GO.	Microcystis sp; Anabaena circinalis; Cylindrospermopsis raciborskii.	microcistinas	Jardim <i>et al. (</i> 2001b)
Reservatório	1999-2002	Medina, Carmo do Rio Claro e Montes Claros, MG.	Microcystis sp. (M. protocystis, M. aeruginosa, M. novacekii); Radiocystis fernandoi; Aphanizomenon sp.	microcistinas	Jardim e Viana (2003)

Rota de exposição	Ano	Local	Cianobactérias predominantes	Cianotoxinas predominantes	Referências
Reservatório	2002	Reservatório Tapacurá, PE.	Anabaena spiroides; Pseudanabaena sp; Cylindrospermopsis raciborskii; Microcystis aeruginosa.	saxitoxinas, neosaxitoxinas, dc-saxitoxinas	Molica et al. (2005)
Reservatório	2002-2003	Reservatório de Duas Bocas, ES.	Cylindrospermopsis raciborskii	ND	Delazari-Barroso et al. (2007)
Reservatório	2002-2006	Pernambuco (PE)	presença	ND	Carvalho et al. (2007)
Rescrvatório	2004	Billings, SP.	Microcystis sp.(M. aeruginosa, M. novacekii, M. panniforms, M. protocystis);  Planktothrix agardhii; Radiocystis fernandoi; Pseudanabaena mucicola;  Cylindrospermopsis raciborskii.	MC-LR, MC-RR e MC-YR.	Anjos et al. (2006)
Recreacional	2005	Vitória, ES.	Pseudanabaena catenata Lauterborn	ND	Camargo-Santos & Fernandes (2007)
Reservatório	2005	Reservatório de São Simão, Rio Paranaiba, Brasil central.	Microcystis panniformis; Anabaena circinalis	ND	Bina & Giani (2007)
Reservatório	2005-2006	Reservatório de Salto Grande, SP.	Anabaena sp. (A. circinalis; A. crassa); Microcystis sp. (M. aeruginosa; M. panniformis; M. protocystis; M. wesenberghii;); Pseudanabaena mucicola; Radiocystis fernandoi; Sphaerocavum brasiliensis	MC-LR	Agujaro <i>et al</i> . (2007)
Reservatório	2005-2007	Reservatório Samuel, RO.	Microcystis sp.	MC-LR	Nascimento et al. (2007)
Reservatório	2004-2007	Reservatório Vargem das Flores, MG.	Microcystis sp.	ND	Gomes et al.(2007)
Rios	2008	Rios das Velhas, São Francisco e Doce, MG.	Sphaerocavum brasiliensis; M. aeruginosa M. novacekii; Cylindrospermopsis raciborskii.; Choococcus dispersus; Fragilaria sp.; Navicula sp.	microcistinas	Jardim <i>et al</i> .(2008)

## Ocorrências de cianobactérias no território brasileiro nos últimos 30 anos

A ocorrência de cianobactérias, inclusive *Microcystis spp.*, tem sido dominante em períodos de florações do fitoplâncton, seja em ambientes de reservatórios, lagoas costeiras, lagos de inundação e outros lagos naturais. Um levantamento de registros, incluindo florações tóxicas, é apresentado na Tabela 1 compreendendo os estados do Rio Grande do Sul (RS), Minas Gerais (MG), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP), Espírito Santo (ES), Goiás (GO), Roraima (RO), Pará (PA), Rio Grande do Norte (RN), Pernambuco (PE) e Bahia (BA), abrangendo um período de trinta e um anos. Os dados incluíram as cianobactérias dominantes e as cianotoxinas quando identificadas em alguns casos.

*Microcystis spp.* tem sido reportada como a principal produtora de microcistina, principalmente a espécie *Microcystis aeruginosa* (Carmichael, 1996).

#### **DISCUSSÃO**

Os resultados encontrados na Lagoa do Gambá permitem constatar que a linhagem de *Microcystis novacekii* não se mostrou tóxica no bioensaio com camundongos. Este método apresenta pouca sensibilidade para detectar baixas concentrações de cianotoxinas como o apresentado pelo kit ELISA, no valor de 0,2 µg.L<sup>-1</sup>. Esse resultado esteve em conformidade com o resultado do CLAE que mostrou que a amostra não continha microcistinas em concentração maior que 1 µg.L<sup>-1</sup>, limite de detecção do equipamento utilizado.

A análise do levantamento das ocorrências de cianobactérias no Brasil mostrou que as florações estão sendo avaliadas em vários estados. O monitoramento não só das cianobactérias, mas também das cianotoxinas por elas produzidas, tornou-se uma preocupação constante dos institutos de pesquisa, das universidades e das companhias produtoras de água potável. A variante MC-LR é a hepatotoxina mais tóxica e mais comumente encontrada em água doce (Pinho *et al.*, 2003).

De acordo com Jardim *et. al.*, (2008) constatou-se a ocorrência de florações de cianobactérias na água dos rios das Velhas, São Francisco e Doce que cortam o estado de Minas Gerais. Na ocasião, apesar de não haver nenhum registro de intoxicação a humanos o consumo de peixes foi vetado, devido ao efeito acumulativo da

microcistina. A situação foi mais grave no distrito de Barra do Guaicuí, no município de Várzea da Palma, no norte do estado. Segundo Jardim et al. (2008), a fertilização de rios, lagos e represas causada pelo lançamento de rejeitos orgânicos das atividades antrópicas somada às temperaturas ambientais e altas taxas de insolação predominantes no norte do estado de MG, favorecem as florações do fitoplâncton, inclusive das cianobactérias. No estado de Minas Gerais, a espécie Microcystis novacekii já foi assinalada em trabalhos focados na caracterização das florações dos sistemas abastecimento de água, realizados pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais-COPASA, que é responsável pelo abastecimento de água potável em aproximadamente 90% das cidades do estado (Jardim & Viana, 2003). A espécie é reconhecida como representante comum do fitoplâncton, (Jardim, COPASA, comunicação pessoal, 2007) e já demonstrou toxicidade crônica para camundongos em amostra de seston coletada na estação de tratamento de esgoto (ETE) de Ribeirão das Neves (Jardim et al., 1999).

Várias florações de *Microcystis* particularmente Microcystis aeruginosa, vêm sendo observadas frequentemente nos últimos vinte e quatro anos na Lagoa de Patos, no sul do Brasil. Ao longo de suas margens, mais de três milhões de habitantes vivem em cidades, vilas e povoados, utilizando as águas da lagoa para pesca, agricultura, indústria, navegação, consumo doméstico e lazer (Yunes et al., 1994). Um monitoramento constante tem sido realizado para a compreensão dos ciclos de vida e desenvolvimento desses organismos e o seu risco potencial para toda a biota estuarina. A manutenção das condições físico-químicas favoráveis ao desenvolvimento das florações de Microcystis aeruginosa e o alto tempo de retenção da água no estuário, principalmente no período do verão, faz com que estas ocupem as massas d'água estuarinas por mais tempo, podendo refletir na quantidade de toxinas por volume de água (Yunes et al., 1994).

O reservatório Billings que se estende por seis municípios no estado de São Paulo (SP), incluindo a capital, é fonte de água para abastecimento de mais de dez milhões de pessoas (Silva et al., 2002). De acordo com CETESB, 2004 apud Anjos et al., (2006) florações tóxicas ocorrem freqüentemente em todas as estações do ano.

No estado do Rio Grande do Norte (RN), a dominância de cianobactérias em ambientes eutrofizados tem sido estudada extensivamente nas últimas décadas (Chellappa, 1990, Chellappa *et al.*, 1996, Costa *et al.*, 1998 & Costa *et al.*, 2001) e a

necessidade da realização de análises das cianotoxinas surgiu com a mortalidade de peixes associada com florações tóxicas de *Microcystis aeruginosa* (Chellappa *et al.*, 2000).

A comunidade fitoplanctônica do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (RN), o segundo maior reservatório da região Nordeste, foi representada pela alta biomassa de cianobactérias em relação à densidade total do fitoplâncton no ano de 2000. As florações eram compostas principalmente por *Microcystis sp, Cylindrospermopsis raciborskii* e *Aphanizomenon sp.* (Costa et. al., 2006).

As florações de cianobactérias são eventos frequentes em águas de sistemas de abastecimento brasileiros em razão da maioria ser caracterizada como eutrófica ou hipereutrófica (Souza et al., 1998, Huszar et al., 2000 & Sant'Anna & Azevedo, 2000). A situação é bastante pronunciada na região Nordeste, submetida a períodos recorrentes de seca e assim, com um grande número de reservatórios para estocar água (Bouvy et al., 1999).

O aumento da temperatura global associado à fertilização de rios, lagos e represas causada pelas atividades antrópicas e ao alto tempo de residência da água nos reservatórios, principalmente no período do verão, favorecem as florações de cianobactérias. Diante do problema, o Brasil aprovou uma lei federal, a portaria nº 518 do Ministério da Saúde, que exige a obrigatoriedade de se fazer a detecção das cianobactérias e das cianotoxinas na água para abastecimento público.

#### CONCLUSÃO

A floração de cianobactérias da Lagoa do Gambá não foi considerada tóxica. Entretanto, como consequencia da incidência de florações de cianobactérias na lagoa, outras vezes mais intensas do que a observada em julho de 2007, recomenda-se a necessidade do monitoramento regular da lagoa, com o acompanhamento de abundância e identificação do fitoplâncton associada com outros dados limnológicos.

O levantamento realizado neste trabalho demonstrou a ocorrência de florações de cianobactérias em diferentes regiões do país. Assim, a urgência na necessidade de controlar a eutrofização para minimizar o crescimento de cianobactérias tóxicas e reduzir o risco à exposição das cianotoxinas fica evidente.

#### REFERÊNCIAS

AGUJARO, L. F.; CANTUSIO, R. N.; GENUÁRIO, D. B.; FIORE, M. F.; ISAAC, R. L. Occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins in the Salto Grande reservoir, SP, Brazil: Toxicity and recreational water use area. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 7., 2007, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 2007.

ANJOS, F. M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ZAJAC, M. P.; HILLER, S.; CHRISTIAN, B.; ERLER, K.; LUCKAS, B; PINTO, E. Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. *Toxicon*, v. 48, n. 3, p. 239-245, Sept 2006.

AZEVEDO, M. F. O.; EVANS, W. R.; CARMICHAEL, W.; NAMIKOSHI, M. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium Microcystis aeruginosa. *Journal of Applied Phycology*, Belgica, v. 6, n. 3, p. 261-265, 1994.

AZEVEDO, S. M. F. O. Current studies on toxic cyanobacteria in Brazil. In: REUNIÃO ANUAL DA FEDERAÇÃO DE SOCIEDADE DE BIOLOGIA EXPERIMENTAL, 12., 1997, Caxambu. *Anais...* Caxambu, 1997. 40 p.

AZEVEDO, S. M. F. O. Effects of toxic Cyanobacteria on environmental quality and human health in Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 4th., 1998, Beaufort. *Proceedings...* Beaufort, NC, USA, 1998.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, v. 181-182, p. 441-446, Dec 2002.

BEYRUTH, Z.; SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; CARVALHO, M. C.; PEREIRA, H. A. S. L. Toxic algae in freshwaters of São Paulo State. In: CORDEIRO-MARINHO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y.; PLASTINO, E. M. *Algae and Environment*: a general approach. São Paulo: Sociedade de Ficologia, 1992. p. 53-64. SBFic/CETESB.

BINA, B.; GIANI, A. Growth and toxin production of Microcystis panniformis and Anabaena circinalis under different environmental conditions. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 7., 2007, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 2007.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. The dynamics of a toxic cyanobacterial bloom

- (Cylindrospermopsis raciborskii) in a shallow reservoir in the semiarid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 20, p. 285-297, Dec 1999.
- BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo: Companhia de Saneamento Ambiental, 1978. 620 p.
- BRASIL. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. *Portaria MS N.º 518/2004*. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. *Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais.* São Carlos: Rima, 2006. 118 p.
- CAMARGO-SANTOS, D.; FERNANDES, V. O. First report of a non-visible bloom of Pseudanabaena catenata Lauterborn in an artificial lagoon from Espírito Santo state, Brazil (UFES Lagoon, Vitória). In: INTERNATIONAL
- CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 7., 2007, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro, 2007.
- CARMICHAEL, W. W. Algal toxins. In: CALLOW, J. A. (Ed.). *Advances in Botanical Research*. London: Academic Press, 1986.p. 47-101.
- CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria secondary metabolites The cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, v. 72, n. 6, p. 445-459, Jun 1992.
- CARMICHAEL, W. W. The cyanotoxins. In: CALLOW, J. A. (Ed.). *Advances in Botanical Research*. London: Academic Press, 1997. p. 211-256. v. 27.
- CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. *Scientific American*, v. 270, n. 1, p. 78-86, Jan 1994.
- CARMICHAEL, W. W. Toxic Microcystis and the environment. In: WATANABE, M. F.; HARADA, K.-I.; CARMICHAEL, W. W.; FUJIKI, H. (Ed.). *Toxic Microcystis*. London: CRC Press, 1996. p. 1-11.
- CARVALHO, P. V. V. C.; OLIVEIRA, M. S.; SILVA, J. D. B.; COSTA, A. N. S. F.; BOTTER-CARVALHO, M. L. Cyanobacterial blooms in water supply reservoirs of Pernambuco state: interanual differences. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 7., 2007, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 2007.

- CETESB. *Teste para avaliação de toxicidade aguda de cianobactérias:* método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1993. NT 06: L5. 025.
- CHELLAPPA, N. T. Phytoplankton species composition, chlorophyll biomass, and primary productivity of Jundiaí reservoir, northeast Brazil before and after eutrophication. *Acta Hydrobiologia*, v. 32, p. 75-91, 1990.
- CHELLAPPA, N. T.; AMORIM, J. M. F.; BEZERRA, T. A.; CID, V.; COSTA, I. A. Studies on the microalgae of Rio Grande do Norte: A comparison of the phytoplankton assemblages of an oligotrophic and eutrophic lakes, Brazil. *Beih. Nova Hedwigia*, Stuttgart, v. 112, n. 6, p. 513-524, 1996.
- CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M.; MARINHO, I. R. Harmful cyanobacterial blooms from semiarid freshwater ecosystems of North-East Brazil. *Australian Society Limnology*, v. 38, n. 2, p. 45-49, 2000.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic cyanobacteria in water, a guide to public health consequences, monitoring and management.* London: WHO, 1999. 416 p.
- CHU, F. S.; HUAN, X.; WEI, R. D. Enzyme-linked immunosorbent assay for microcystins in blue-green algal blooms. Journal Association of Official Analytical Chemists, v. 73, n. 3, p. 451-456, May-Jun 1990.
- CODD, G. A.; BEATTIE, K. Cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins: awareness and action in the United Kingdon. *Public Health* Laboratory Services Microbiology Digest, v. 8, n. 3, p. 82-86, 1991.
- CODD, G. A. Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 149-156, 1995.
- COPASA-MG. *Norma Técnica nº T.126*. Coleta de Amostra de Águas para Análise Hidrobiológica. Belo Horizonte: COPASA, 1992.
- COSTA, I. A. S.; ARAÚJO, M. F. F.; CHELLAPPA, N. T. Contribution to our knowledge of Cyanobacteria from Brazil. Toxin producing species from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State. In: PLANKTON SIMPOSIUM, 2001, Espinho, Portugal. *Abstract book...* Espinho, Portugal, 2001. 1999 p.
- COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. Brazilian Journal Biology. v. 66, n. 1B, p. 211-219, 2006.

- COSTA, I. A. S.; CHELLAPPA, N. T.; ARAÚJO, M. F. F. Estudo do Fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu-RN. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 10, n. 1, p. 67-80, 1998.
- COSTA, S. M.; AZEVEDO, M. F. O. Implantação de um banco de culturas de cianofíceas tóxicas. *Iheringia*, Porto Alegre, v. 45, p. 69-74, 1994.
- DELAZARI-BARROSO, A.; HUSZAR, V. L. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Dynamics of a phytoplankton community dominated by desmids and cyanobacteria in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 7.. 2007, Rio de Janeiro. *Proceedings...* Rio de Janeiro, 2007.
- FALCONER, I. R. Algal toxins and human health. In: HRUBEC, J. (Ed.). *The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin: Springer, 1998. v. 5, p. 53-82.
- FALCONER, I. R. *Cyanobacterial Toxins of Drinking Water Supplies:* Cylindrospermopsins and Microcystins. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2005.
- FALCONER, I. R. Mechanism of toxicity of cyclic peptide toxins from blue-green algae. In: FALCONER, I. R (Ed.). *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water*. Cambridge: Academic Press, 1993. p. 177-186.
- FASTNER, J.; FLIEGER, I.; NEUMANN, U. Optimised extraction of microcystins from field samples a comparison of different solvents and procedures Technical Note. *Water Research*, v. 32, n. 10, p. 3117-3181, Oct 1998.
- GOMES, L. N. L.; JUNGBLUT, A. D.; GIANI, A.; SPERLING, E.; NEILAN, B. A. Investigation of mycrocystin genotypes in a cyanobacteria population: case study of Vargem das Flores, Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 7., 2007, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 2007.
- HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, v. 424, n. 1-3, p. 67-77, 2000.
- JARDIM, F. A.; MOREIRA, A. A.; BRAGA, J. M. S.; AZEVEDO, S. M. F. O. Avaliação preliminar da ocorrência e toxicidade de cianobactérias em amostras de seston. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 1999.
- JARDIM, F. A.; MOREIRA, A. A.; VIANA, T. H.; LADEIA, M. M.; VIANNA, L. N. L. Detecção de toxicidade em

- cianobactérias como ferramenta para o monitoramento e tomada de decisões no sistema de tratamento de água de Montes Claros MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001a. João Pessoa. PB. *Anais...* João Pessoa, 2001a.
- JARDIM, F. A., RESENDE, R.; LADEIA, M. M.; CERQUEIRA, D. A.; JARDIM, B. F. M.; GIANI, A. Cyanobacteria blooms in Waters of river intake areas in Minas Gerais Brazil, during the dry season 2007 Contingency plans. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9, 2008, Florença (Itália). [*Anais eletrônico...*]. ANDIS, 2008. 1 CD-ROM, 2008.
- JARDIM, F. A.; ROLLA, M. E.; VIANNA, L. N. L.; AZEVEDO, S. M. F. O. Primeira detecção de cianobactérias tóxicas em uma represa da CEMIG São Simão-MG/GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8., 2001b, João Pessoa-PB. *Anais...* João Pessoa, 2001b.
- JARDIM, F. A.; VIANA, T. H. Análise de Algas Cianobactérias e Cianotoxinas como parâmetros de controle do tratamento da água para abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville, SC. *Anais...* Joinville, 2003.
- JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J. S.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, M. B. C.; MELO FILHO, D. A.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.;
- AZEVEDO, S. M. F. O.; JARVIS, W. R. Liver failure and death following exposure to microcystins toxins at a hemodialysis Center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*, v. 338, n. 13, p. 873-888, Mar 1998.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota I. Teil Chroococcales. In: ETTL, H.; GÄRTNER, G.; HEYNIG, H.; MOLLENHAUER, D. (Ed.). Süβwasserflora von Mitteleuropa. Fischer: Verlag Jena, 1998.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes 4- Nostocales. *Algological Studies*, v. 56, p. 247-345, 1989.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. *Cyanoprokaryota II. Teil Oscillatoriales*. In: BÜDEL, B.; KRIENITZ, L.; GÄRTNER, G.; SCHAGERL, M. (Ed.). *Süβwasserflora von Mitteleuropa*. München: Elsevier, 2005.
- KRISHNAMURTH, T.; CARMICHAEL, W. W.; SARVER, E. W. Toxic peptides from freshwater Cyanobacteria (blue-green algae). I. Isolation, purification and characterization of peptides from Microcystis aeruginosa and Anabaena flos-aquae. Toxicon, v. 24, n. 9, P. 865-873, 1986.

- MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. *Ecological implications of hepatotoxic Microcystis aeruginosa in Jacarepaguá Lagoon, Brazil.* Xunta de Galicia and Intergovernamental Oceanographic Commission of Unesco, 1998. p. 28.
- MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, v. 39, p. 1077-1085, 2001.
- MAGALHÃES, V. F., MARINHO, M. M.; DOMINGOS, P.; OLIVEIRA, A. C.; COSTA, S. M.; AZEVEDO, L. O.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). Toxicon, v. 42, p. 289-295, 2003.
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no Estuário na Lagoa dos Patos, RS. Revista Brasileira de Biologia, v. 59, n. 3, p. 361-376, 1999.
- MOLICA, R. J. R.; OLIVEIRA, E. J. A.; CARVALHO, P. V. V. C.; COSTA, A. N. S. F.; CUNHA, M. C. C.; MELO, G. L.; AZEVEDO, S. M. F. O. Occurrence of saxitoxins and ananatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful Algae*, v. 4, p. 743-753, 2005.
- MOSS, B. *Ecology of fresh* Waters. Oxford: Blackwell, 1988. 417 p.
- NASCIMENTO, E. L.; GOMES, A. M. A.; BASTOS, W. R.; AZEVEDO, S. M. F. O.; MIYAI, R. K. Occurrence of toxic Microcystis blooms in Samuel reservoir occidental Amazon, Brazil. In: International Conference on Toxic Cyanobacteria, 7th., 2007, Rio de Janeiro. *Abstract Book...* Rio de Janeiro, 2007. p. 49-49.
- PAERL, H. W. Nuisance phytoplankton blooms in costal, estuarine, and in inland waters. Part.2: comparative ecology of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, v. 33, n· 4, p. 823-847, 1988.
- PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. *Science*, v. 320, n. 5872, p. 57-58, Apr 2008.
- PINHO, G. L L.; MOURA DA ROSA, C.; YUNES, J. S.; LUQUET, C. M.; BIANCHINI, A.; MONSERRAT, J. M. Toxic effects of microcystins in the hepatopancreas of estuarine crab Chasmagnathus granulatus (Decapoda, Grapsidae). *Comparative Biochemistry and Phisiology*, part C., v. 135, p. 459-468, p. 2003.

- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, v. 71, p. 359–385, 2000.
- SCHULZE, E.; SCHUBERT, L. B.; CABALLI, V.; PACHECO, M. R. Reconhecimento de algas e contagem de células e cianofíceas nos mananciais que abastecem as Etas do SAMAE de Blumenau. Blumenau, SC: SAMAE, 2003. 27 p.
- SILVA, I. S.; ABATE, G.; LICHTIG, J.; MASINI, J. C. Heavy metal distribution in recent sediments of the Tiete-Pinheiros river system in São Paulo state, Brazil. *Applied Geochemistry*, v. 17, n. 2, p. 105-116, Feb 2002.
- SOUZA, R. C. R.; CARVALHO, M. C.; TRUZZI, A. C. Cylindrospermopsis raciborskii (Wolosz.) Seenaya and Subba Raju (Cyanophyceae) dominance and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno Arm, Billings Reservoir, Brazil. *Environmental Toxicology and Water Quality*, v. 13, n. 1, p. 73-81, 1998.
- VIEIRA, J. M. S.; AZEVEDO, M. T. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; HONDA, R. Y.; CORRÊA, B. Microcystin production by Radiocystis fernandoi (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. *Toxicon*, v. 42, n. 7, p. 709-713, Dec 2003.
- VIEIRA, J. M. S.; AZEVEDO, M. T. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; HONDA, R. Y.; CORREA, B. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. *Toxicon*, v. 45, n. 7, p. 901-909, Jun 2005.
- YUNES, J. S.; NIENCHESKI, L. F. H.; SALOMON, P. S.; PARISE, M.; BEATTIE, K. A.; RAGGETT, S. L.; CODD, G. A. Development and toxicity of cyanobacteriain the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. In: IOC workshop report 101 (Anexo III). Paris, FR: COI/UNESCO, 1994. p. 14-19.
- YUNES, J. S.; NIENCHESKI, L. F. H.; SALOMON, P. S.; PARISE, M.; BEATTIE, K. A.; RAGGETT, S. L.; CODD, G. A. The effect of nutrient balance and physical factors on blooms of toxic cyanobacteria in the Patos Lagoon, Southern Brazil. *Verhandlungen International Vereiningen Limnologie*, v. 26, p. 1796-1800, 1998.
- YUNES, J. S.; SALOMON, P. S.; MATTHIENSEN, A.; BEATTIE, K. A.; RAGGETT, S. L.; CODD, G. A. Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery, v. 5, n. 4, p. 223-229, 1996.

Quantitative and Toxicological Analysis of a Cyanobacterial Bloom in the Gambá Lagoon in Ouro Preto, Minas Gerais, and a Summary of the Occurrence of Cyanobacterial Blooms in Brazil

#### **ABSTRACT**

Interest in harmful algal blooms (HAB) has increased in recent years. Eutrophication is one of the factors involved in the proliferation of cyanobacteria, forming the blooms that accumulate on the surface of water. The purpose of this study was to isolate and identify the predominant species of cyanobacteria and cyanotoxins from the bloom observed on the water surface of Lago do Gambá, in Ouro Preto (Brazil) a city which is a World Heritage Site. In the last few decades, the lagoon has suffered from the great pollution caused mainly by anthropic activities, and it is considered an eutrophicated system. The water sample was collected in July 2007 and the qualitative analysis showed the dominant presence of Microcystis novacekii. Qualitative analysis performed by High Efficiency Liquid Chromatography did not detect the presence of cyanotoxins in the sample, and the ELISA Kit showed a concentration of  $0.2 \text{ ug.}L^{-1}$  of microcystin. The bloom was proved to be non-toxic using the toxicity test with the mice where no animals died. It was proved that the bloom did not present a potential risk to the health of the population that often fish at the site, however regular monitoring of phytoplankton and completementary studies should be performed in the lagoon, besides controlling eutrophication, due the high rate of occurrence of blooms. Blooms have been reported worldwide and the recorded events have grown significantly in the last 15 years in Brazil. Some examples of cases distributed throughout Brazilian territory during a thirty-year-period are shown. Key-words: Harmful algal blooms (HAB); eutrophication

# Otimização do Planejamento de Sistemas Regionais de Tratamento de Efluentes Através de Simulação Monte Carlo e da Metaheurística do Recozimento Simulado

#### Enéas Souza Machado

Instituto das Águas do Paraná sm.eneas@gmail.com

#### Monica Ferreira do Amaral Porto

Escola Politécnica/USP mporto@usp.br

#### Eloy Kaviski

Universidade Federal do Paraná eloy.dhs@ufpr.br

Recebido: 14/09/09 - revisado: 30/03/10 - aceito: 10/05/12

#### **RESUMO**

A modelagem de um sistema regional de tratamento de efluentes é apresentada como um programa de otimização inteira não linear. O modelo é solucionado por um módulo inicial de localização que, partindo de uma solução viável, faz pequenas alterações nas soluções anteriores até alcançar a solução ótima, de minimização de custos de construção e de O&M. O módulo hidráulico verifica a viabilidade dos arranjos propostos, através da minimização do bombeamento do sistema, A solução de ambos os modelos é efetuada através da metaheurística do recozimento simulado.

Palavras-Chave: Otimização, Simulação Monte Carlo, Recozimento Simulado, Sistema Regional de Saneamento.

#### INTRODUÇÃO

Com a entrada em vigor da lei nº 9.433, em janeiro de 1997, o Brasil iniciou um novo capítulo na história da gestão dos recursos hídricos. Novos instrumentos de gestão foram introduzidos, como os planos de bacia, a outorga de direito de uso, em especial a outorga de efluentes, e a cobrança pelo uso da água. Para a correta aplicação destes novos instrumentos, há necessidade do desenvolvimento de todo um ferramental técnico para apoiar a tomada de decisões. Por exemplo, no caso de Planos de Bacia, nota-se a necessidade da utilização de modelos de simulação, de quantidade e de qualidade, bem como da construção de critérios para elencar e hierarquizar as ações a serem efetuadas no âmbito do Plano. Mais do que simular, há necessidade de hierarquizar a implementação de tais ações e escaloná-las ao longo do tempo, com a utilização de modelos de otimização e de sistemas de apoio à tomada de decisões.

No caso das ações estruturais, certamente a que deverá receber maior atenção por parte dos Comitês de Bacia, será a melhoria da qualidade da água dos rios, através de várias medidas de despoluição, especialmente por meio da implantação de estações de tratamento de esgotos nos grandes centros urbanos do País. Segundo o IBGE (2004), no ano 2000, apenas 35% do esgoto coletado recebia tratamento. É sabido que o maior fator causador da poluição orgânica em nossos rios ainda são os esgotos domésticos. Por exemplo, de acordo com SU-DERHSA (1999), na bacia do Alto Iguaçu, Região Metropolitana de Curitiba, dois terços da poluição dos rios é causada por esgotos domésticos, com o terço restante causado por fontes industriais e runoff urbano.

Desde o final do Plano Nacional de Saneamento - PLANASA, nos anos 70 do século passado, o Brasil ainda não construiu um novo arranjo institucional e financeiro para lidar com um problema destas dimensões. A regulação e efetiva implementação da lei federal n°11.445 de janeiro de 2007, que instituiu a Política Nacional de Saneamento, podem

vir a ser os meios que propiciem a retomada do setor de saneamento. Qualquer que seja o arranjo institucional que se obtenha, os engenheiros, projetistas e os Comitês de Bacia deverão enfrentar a questão: obter o melhor arranjo físico regional, sujeito a restrições de qualidade da água e a restrições orçamentárias. E ainda, como implementar tais ações ao longo do tempo. Imagina-se que, modelos de simulação e de otimização serão ferramentas imprescindíveis para a tomada de decisões.

O presente trabalho visa contribuir com esse debate, estudando a aplicação da simulação Monte Carlo e da metaheurística do Recozimento Simulado na solução de um problema de otimização para a localização de Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) em uma bacia hidrográfica, visando a minimização de custos. O modelo será aqui denominado de Modelo Regional Estático. O equacionamento matemático de tal problema de otimização resulta em um modelo de Programação não Linear Inteiro. Utilizando-se da metaheurística do Recozimento, tal modelo é composto por duas partes: um modelo de otimização locacional, resolvido por Recozimento Simulado, que é alimentado por um Modelo Hidráulico que verifica a validade hidráulica das soluções propostas. Tal verificação é feita através da equação universal de perda de carga, com a obtenção das vazões nos tramos da rede através de simulação Monte Carlo e otimização também por Recozimento (os termos Recozimento Simulado ou Recozimento, serão utilizados de forma intercambiável ao longo deste trabalho).

O Sistema Regional é composto por um ou vários arranjos físicos, compostos de interceptores a gravidade ou sob pressão, Estações Elevatórias (EEs) e Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs).

#### REVISÃO DOS MODELOS EXISTENTES

Seguindo a revisão bibliográfica de Machado, Cunha e Porto (2006), os modelos de otimização locacional para Estações de Tratamento de Efluentes, ETEs, podem ser divididos em dois grupos. Em primeiro lugar, estudos que tratam de ETEs individuais, onde se estuda a alocação ótima de cargas, a minimização de custos, considerações sobre equidade, sazonalidade de vazões de diluição etc. Em segundo lugar, estudos que envolvem ETEs regionais: sua localização, dimensionamento e alocação das cargas. Esses dois grupos podem ainda sofrer outras considerações: técnicas de otimização utilizadas, a consideração da qualidade da água do

corpo receptor, a condição estocástica das variáveis, e a dinâmica temporal na implantação das obras.

Talvez o primeiro estudo publicado seja devido a Lynn, Logan e Charnes (1960), onde se procura obter a melhor seqüência de tratamento de efluentes dentro de uma ETE. O problema é tratado como uma rede de fluxo e resolvido através de Programação Linear.

Deininger (1965) desenvolveu um dos primeiros modelos de otimização para ETEs individuais, baseado em Programação Linear. Dadas n fontes de lançamento, o objetivo é determinar a eficiência que cada ETE local deve ter, de modo a atender a carga limite de DBO a ser lançada em cada seção, a um custo de implantação total mínimo. A Função Objetivo (FOB) visa minimizar o custo de implantação das ETEs, supondo que o custo varie linearmente com o grau de tratamento.

Em Loucks & Lynn (1966) tem-se um dos primeiros trabalhos a introduzir o conceito de probabilidades, onde são obtidas concentrações mínimas de oxigênio dissolvido através de cadeias de Markov, e utilizando vazões mínimas de durações de 1, 2 e 3 dias. O modelo de otimização é de Programação Linear.

Já no campo das metaheurísticas, Burn e Yulanti (2001) utilizam Algoritmos Genéticos para a otimização de um modelo multiobjetivo. O primeiro, chamado "custo versus qualidade", possui duas Funções Objetivo: minimizar custos de tratamento e minimizar o número de violações da qualidade da água (oxigênio dissolvido), através do modelo QUAL2E. O segundo modelo, chamado "custo versus equidade", também com duas FOBs: minimiza custos e maximiza equidade, partindo do conceito que fontes com maior carga poluidora devem ter um nível maior de tratamento. O terceiro modelo trata de relaxar o nível de tratamento em épocas não críticas do ano, utilizando quatro opções de nível de tratamento, de 35% a 98%.

A partir de meados da década de 1970 os estudos desenvolvidos não se restringem somente à otimização de ETEs individuais. Brill e Nakamura (1978) com base em uma rede de fluxo, e custos do tipo *fixed charge*, utilizam Programação Inteira para minimizar custos de uma FOB linearizada, com restrições não lineares, a qual é resolvida pelo algoritmo de *branch and bound*.

Wang (1999) utilizou Algoritmos Genéticos para minimizar custos de um sistema regional de efluentes na alocação de cargas. A qualidade da água do corpo receptor foi obtida através de Redes Neurais Artificiais, que mimetizam o modelo de simulação da qualidade da água TOMCAT.

A aplicação da metaheurística do Recozimento Simulado na análise de sistemas regionais de tratamento de efluentes se deve a Souza et al (2002). O modelo para a otimização de sistemas regionais de efluentes é concebido como um modelo de Programação Inteira Mista, não Linear. Cunha et al. (2004), no sentido de apoio à implementação da Diretiva Quadro da Água, da União Européia, estenderam o modelo anterior, incluindo restrições sobre qualidade da água para os parâmetros oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total e nitrogênio Kjeldahl, simulados através do modelo QUAL2E.

## O ALGORITMO DE RECOZIMENTO SIMULADO

Deve-se a Metropolis et al (1953) o desenvolvimento original do Recozimento Simulado. No processo físico do Recozimento, a temperatura é inicialmente aumentada para permitir a mobilidade das moléculas. Na seqüência, a temperatura é lentamente baixada, quando então as moléculas se arranjam aleatoriamente até se alcançar um estado de baixa energia, correspondente a uma estrutura cristalina.

A seqüência de estados gerados pelo modelo de Metropolis é baseada em simulação Monte Carlo. Supondo que a energia do atual estado seja  $E_i$ , aplica-se um mecanismo de perturbação para gerar um estado j, cuja energia é  $E_j$ . Se  $E_j - E_i \le 0$ , j será o novo estado. Se  $E_j - E_i > 0$ , j poderá ser aceito como o novo estado com uma probabilidade p dada por:

$$p = \exp(E_{\tilde{i}}E_{\tilde{i}})/k_{\beta}t \tag{1}$$

onde:

 $k_{\beta}$ :constante de Boltzmann $(1,38*10^{23}~\mathrm{JK^{-1}})$  t: temperatura (K)

A probabilidade p é então comparada com um número aleatório de distribuição uniforme sobre o intervalo [0,1).

Se p > random  $[0,1) \rightarrow j$  será o novo estado

O algoritmo de Recozimento Simulado pode ser consultado em livros textos que tratam de metaheurísticas, como por exemplo, Aarts e Korst (1989) ou Glover e Kochenberger (2003). Esses autores definem os parâmetros do Recozimento, já adaptados para o presente modelo, são:

 t<sub>0</sub>: temperatura inicial do processo: define o critério de aceitação de uma dada solução. Pela distribuição de Boltzmann, tem-se que:

$$t_0 = \Delta E / (k \ln p) \tag{2}$$

A variação de energia  $\Delta E$  é a variação do valor da Função Objetivo que, no passo inicial, é o próprio valor da FOB inicial.

Trabalhou-se com uma probabilidade de aceitação de *p*=0,5 (Kaviski et al., 2007).

- f: fator de arrefecimento: representa a taxa na qual a temperatura é diminuída. Utilizou-se do valor f = 0,9, recomendado por Johnson et al.(1989);quanto mais lento for o arrefecimento melhor se dá a busca no espaço de soluções;
- *n1*: número mínimo de iterações feitas antes de se baixar a temperatura. Este parâmetro foi desdobrado em outros dois:
  - o a temperatura é abaixada quando  $n_1 > simmax$ , que é o número máximo de simulações aceitas em uma mesma temperatura, ou
  - a temperatura decresce quando nsuc > sucmax, ou seja, quando o número de Funções Objetivo aceitas em uma mesma temperatura for maior que um dado valor sucmax.

Por sua vez, estes parâmetros de decréscimo de temperatura estão ligados à magnitude do problema e foram fixados da seguinte forma:

simmax = 100 x (número de trechos) e sucmax = 10 x (número de trechos)

 O número de decréscimos de temperatura também foi considerado ligado à magnitude do problema. Assim utilizou-se:

 $n_2$ = 5 x (número de trechos).

#### O MODELO REGIONAL ESTÁTICO

#### Solução proposta

O Modelo Regional Estático, partindo de uma rede cujos nós representam as fontes geradoras de efluentes e os possíveis locais para implantação de ETEs, gera uma solução inicial que tem sua viabilidade hidráulica testada. Essa viabilidade hidráulica é feita através da minimização de uma primeira Função Objetivo que descreve o bombeamento do sistema, minimizando a potência necessária ao mesmo. Se a rede proposta for hidraulicamente viável (capaz de, dentro dos diâmetros disponíveis, suportar a vazão alocada, seja com escoament5o livre ou sob pressão), então se obtêm os custos de uma segunda Função Objetivo, onde agora se quer minimizar custos monetários de transporte (interceptores e condutos sob pressão), de estações elevatórias (EEs) e estações de tratamento de efluentes (ETEs). A partir dessa solução inicial, geram-se soluções candidatas, por sua vez também testadas quanto ao mínimo custo de bombeamento/viabilidade hidráulica e mínimo custo total até a obtenção de uma solução pseudo ótima.

O modelo matemático geral (já englobando o Modelo Hidráulico) é aqui formulado como um problema de Programação Inteira Mista Não Linear, à semelhança do apresentado por Souza et al (2002). A FOB expressa a minimização dos custos totais de instalação, operação e manutenção de tubulações, Estações Elevatórias (EEs) e Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs).

A definição matemática da Função Objetivo e das restrições requer as seguintes definições de variáveis e constantes:

 $x_{ij}$ : variável binária:  $x_{ij} = 1$ , se o diâmetro do interceptor ligando o nó i ao nó j for  $\neq 0$ ,  $x_{ij} = 0$ , caso contrário;

 $y_k$ : variável binária:  $y_k$ = 1, se existir ETE no nó k,  $y_k$  = 0, caso contrário;

 $z_i$ : variável binária:  $z_i$ = 1, se existir EE no nó l,  $z_i$ = 0, caso contrário;

*N*: número total de nós: 1,..., *i*, *j*,...,*N* (inclui nós que representam fontes de efluentes, e nós com possíveis localizações para as ETEs);

1,...,n: nós com fontes de efluentes;

*n*+1,...,*N*: nós para possíveis

localizações de ETEs;

m+1,...,N: nós para possíveis localizações de EEs;  $L_{j}$ : extensão de interceptor entre os nós  $i \in j$  (m);  $QE_{i}$ : vazão de efluentes gerada no nó i (m³/s); Q: vazão no interceptor ou conduto forcado entre

 $Q_{j}$ : vazão no interceptor ou conduto forçado entre os nós i e j (m $^{3}$ /s);

 $QETE_k$ : vazão tratada na ETE k (m<sup>3</sup>/s);  $QEE_k$ : vazão na elevatória EE l (m<sup>3</sup>/s);

 $E_{i}$ ,  $E_{j}$ ; carga hidráulica nos nós i e j, respectivamente (m):

 $CTUB_{i}$ : custo de instalação, operação e manutenção de interceptor ou conduto forçado ligando o nó i ao nó j (R\$/m);

 $CETE_k$ : custo de instalação, operação e manutenção de ETE no nó k (R\$/m³);

*CEE*<sub>i</sub>: custo de instalação, operação e manutenção de EE no nó k (R\$/CV).

A Função Objetivo é então definida como:

$$Min \sum_{i=1}^{N} \sum_{j=1}^{N} C_{ij}(Q_{ij}, L_{ij}, x_{ij}) + \sum_{k=n+1}^{N} CETE_{k}(QT_{k}, y_{k}) + \sum_{l=m+1}^{N} CEE_{l}(QEE_{l}E_{i}, E_{j}, z_{l})$$
(3)

sujeita às seguintes restrições:

a) equação da continuidade para os nós com fontes de efluentes:

$$QE_i + \sum_{j=1}^{N} Q_{ji} = \sum_{j+1}^{N} Q_{ij}$$
  $\forall i = 1,...N$  (4)

b) equação da continuidade para as ETEs:

$$\sum_{j=1}^{N} Q_{jk} - \sum_{j=1}^{N} Q_{kj} = QETE_{k}$$

$$\forall k = n+1,...N$$
(5)

c) equação da continuidade para as EEs:

$$\sum_{j=1}^{N} Q_{jl} - \sum_{j=1}^{N} Q_{lj} = QEE_{l}$$

$$\forall l = m+1,...N$$
(6)

 d) restrição de que todo o esgoto produzido na região seja tratado:

$$\sum_{i=1}^{N} QE_i = \sum_{k=n+1}^{N} QETE_k \tag{7}$$

e) restrição de vazão máxima nas ETEs:

$$QETE_k \le QETE \max_{k.y_k} k$$

$$\forall k = m+1,..., N$$
(8)

f) restrição {0,1} para coletores:

$$x_{ij} \in \{0,1\}$$

$$\forall i = 1,...N; \forall j = 1,..., N$$
(9)

g) restrição {0,1} para ETEs:

$$y_k \in \{0,1\}$$

$$\forall k = n+1,...,N \tag{10}$$

h) restrição {0,1} para EEs:

$$y_l \in \left\{0,1\right\}$$
 
$$\forall l = m+1,...,N \tag{11}$$

 restrição de não-negatividade de vazões nas ETEs:

$$QT_k \ge 0$$

$$\forall k = n + 1, ..., N \tag{12}$$

 j) restrição de não-negatividade de vazões para os interceptores e condutos sob pressão:

$$Q_{ij} \ge 0$$

$$\forall i = 1,...N; \forall j = 1,..., N$$
(13)

Embora a formulação matemática do modelo seja semelhante àquela de Souza et al. (2002), a solução aqui proposta é bastante diferente. Tem-se um "modelo externo" de localização, otimizado através de Recozimento, onde diâmetros são alterados e trechos são passíveis de eliminação. E tem-se um "modelo interno", que faz a verificação hidráulica de cada arranjo proposto no modelo de localização. O modelo hidráulico aqui adotado, baseado na equação universal de perda de carga, é genérico, permitindo qualquer sentido de fluxo para as redes propostas. Tal fato transforma o cálculo hidráulico em um problema adicional de otimização, com solução inicial obtida por simulação Monte Carlo e soluções viáveis obtidas através de um segundo ciclo de Recozimento.

A rede inicial proposta pelo modelo de localização ao modelo hidráulico é composta por todos os trechos inicialmente informados, e todos com os diâmetros comerciais máximos informados. O processamento é encerrado se não houver solução hidráulica. Em havendo solução, será aquela resultante de uma minimização das alturas de bombeamento, através de um processo de Recozimento do Modelo Hidráulico, obtendo-se vazões em cada trecho e eventuais alturas de bombeamento. Esta será a solução inicial do modelo externo, que terá sua FOB calculada. É dado início ao processo de Recozimento agora no modelo de localização, com a adoção de soluções candidatas, sua verificação hidráulica e sua aceitação ou não, conforme o valor da Função Objetivo. De acordo com o critério de Metropolis, soluções piores podem ser aceitas, evitando que se caia em mínimos locais. As soluções candidatas são obtidas pelo sorteio aleatório, onde se introduz uma pequena perturbação na solução atual. Esta perturbação é feita através do sorteio de um ou mais trechos, onde é feita a variação de diâmetros, um degrau para cima e para baixo na tabela de diâmetros comerciais. Note-se que a variação para baixo pode chegar ao diâmetro zero, ou seja, eliminação daquele trecho.

#### O MODELO HIDRÁULICO

A partir das redes e diâmetros fornecidos a cada passagem pelo Modelo Estático Regional, o Modelo Hidráulico obtém as vazões e verifica a viabilidade hidráulica daquela rede. No modelo geral aqui apresentado permite-se ligação entre todos os arcos e também que estas ligações tenham qualquer sentido, independentemente das cotas dos nós, ou seja, permitem-se escoamentos tanto a gravidade como sob pressão.

Quando se permite um duplo sentido de fluxo em todos os trechos da rede, o número de soluções viáveis torna-se muito grande. Assim, adotou-se uma metodologia de sentido de fluxo e de cálculo das vazões tal que se minimize a potência total de bombeamento nos trechos sob pressão.

São conhecidos:

- os nós que representam a localização das fontes pontuais e respectivas vazões de efluentes, bem como dos nós de localização de potenciais sítios para as ETEs;
- todas as ligações possíveis entre nós que representam a localização das cargas e nós que representam a localização de ETEs exis-

Otimização do Planejamento de Sistemas Regionais de Tratamento de Efluentes Através de Simulação Monte Carlo e da Metaheurística do Recozimento Simulado

tentes ou passíveis de implantação, independentemente da cota topográfica dos nós:

 cotas e distâncias entre nós que representam as fontes pontuais e possíveis localizações de ETEs;

São variáveis a serem estimadas:

- as vazões dos interceptores que ligam os nós de fontes pontuais ou que ligam fontes a nós que possam abrigar ETEs;
- o diâmetro comercial dos interceptores e condutos sob pressão;

A seguir descreve-se o algoritmo proposto:

Passo 1: leitura de dados

- para os i nós ler:  $z_i$ ,  $qa_i$ , e  $qd1_i$  e  $qd2_i$ ;
- matriz de adjacências  $a_{ij}$  com i,j = 1,...,nn, que relaciona nós e trechos da rede;
- comprimento dos trechos l<sub>i</sub>, com i = 1,...,nt
   (m);
- tabela de diâmetros comerciais  $d_i$ , com i = 1,...,nd (m).

**Passo 2**: determinação dos parâmetros de cada trecho para cada diâmetro tabelado:

a) parâmetro  $\Delta z_i$ :

dados os nós de início e fim de cada trecho,  $n1_i$  e  $n2_i$ , respectivamente, com i = 1,...,nt; é uma convenção adotada no modelo para saber que, quando o fluxo se dá de  $n_1$  para  $n_2$ , será por gravidade:

$$z[n_{1i}] \ge z[n_{2i}] \tag{14}$$

b) parâmetro  $tno_{ij}$  (define os trechos que saem de cada nó)

Sendo  $1 \le \left|tno_{i,j}\right| \le nt$ , o sinal deste parâmetro é determinado pela condição

Se 
$$z[n1_i] > z[n2_j]$$
 (15)  
então  $tno_{i,j} > 0$   
senão  $tno_{i,j} < 0$ 

O sinal identifica se a vazão do trecho pode atingir o nó por efeito da gravidade ou não.

c) parâmetro de perda de carga unitária

$$\frac{\Delta H_i}{L} = \frac{8a}{g\pi^2 D_i^5} Q^{2+b} \quad \text{com } i=1,...,nd$$
 (16)

As constantes a e b são obtidas através da solução de um sistema de equações lineares do tipo  $f=aQ^b$ , onde f é o fator de resistência (método proposto por Streeter, 1978). São calculadas para todos os diâmetros  $D_i$ , todos os trechos  $L_i$  da rede e para as vazões mínima  $Q_1$  (1% de  $Q_2$ ), sendo  $Q_2$  a vazão máxima por gravidade para cada diâmetro comercial considerando um escoamento com 80% do diâmetro.

d) vazão máxima por gravidade  $Qm_{i,p}$  para todos os trechos e diâmetros, determinada através da equação de Darcy-Weisbach e pela equação universal de perda de carga (Henderson, 1966):

$$Qm_{i,j} = \alpha_{ij} \sqrt{f_{ij}} \tag{17}$$

$$i=1,...,nt; \quad j=1,...,nd \text{ , onde:}$$
 
$$\alpha_{ij}=\left(\frac{8gRh_jA_j^2\Delta z_i}{L_i}\right)^{-1/2} \tag{18}$$

$$\frac{1}{\sqrt{f_{ij}}} = -0.8686 \ln \left( \frac{\varepsilon}{14.83Rh_j} + \frac{0.63vA_j}{Rh_j\alpha_{ij}} \right)$$
 (19)

**Passo 3**: busca da solução inicial pseudo-ótima por simulação Monte Carlo

Seja  $ind_i$  com i=1,...,nt o índice dos diâmetros comerciais com  $0 \le ind_i \le nd$ 

- a) para  $\not=1,...,2000$  (parâmetro de iteração nit1):
- a.1) sortear a ordem dos nós para realizar a verificação da equação da continuidade (definida pela variável  $ocn_k$ , com k=1,...,nn)
- a.2) para j = 1,...,200 (parâmetro de iteração nit2):
  - iniciar aleatoriamente as vazões nos trechos considerando a ordem de cálculo ocn<sub>k</sub> (k=1,...,nn);
  - verifica a capacidade das ETEs:
  - sim: calcular  $S = \sum_{k=1}^{N_t} Q_k H_k$
  - não:faz j=j=+1
     A solução inicial adotada será a primeira so-

lução hidraulicamente viável obtida nos dois ciclos de iteração, e cujas vazões atendam às capacidades das ETEs.

Passo 4: Cálculo de  $H_k$  k=1,...,ntPara k=1,...,nt:
- se  $Q_k > Qm_k$ - então  $h = l_k rsl_{ind\,k} Q_k^{n\,indk}$ se  $h>\Delta z_k$ então  $H_k = h$   $\Delta z_k$ senão  $H_k = 0$ - senão  $se Q_k < 0$ então  $h = l_k rsl_{indk} \left| Q_k^{n\,ind\,k} \right|$ onde  $rsl_{indk}$  e  $n_{indk}$  são parâmetros  $H_k = h + \Delta z_k$ senão  $H_k = 0$ 

Passo 5: aplicação do algoritmo de Metropolis para busca da solução ótima. Mantendo a configuração da rede fixa, alteram-se as vazões obtidas na solução inicial, de modo a minimizar a soma dos bombeamentos:

$$S = \sum_{k=1}^{Nt} Q_k H_k \tag{20}$$

Onde S é a soma dos bombeamentos na rede, com vazões Q (m3/s) e alturas de bombeamento H (m). Seja:

 $n_2 = 10$ x(n° de trechos com diâmetro > 0) simmax = 200  $n_2$ sucmax = 20  $n_2$ 

$$t_0 = 0.0144QHT_{OT}$$

Onde:

 $t_0$ : temperatura inicial de recozimento;

 $QHT_{OT}$ : valor da variável MIN(S) do Passo 3, valor mínimo do bombeamento;

- a) Solução Inicial: aquelas obtidas com MIN(S) do passo 3.
- b) Solução candidata: faz-se uma pequena alteração nas vazões obtidas na solução inicial/atual. São conhecidos:
- $na_k$ : n° de trechos com vazões a serem calculadas a partir do nó k;
- $nb_b$ : n° de trechos com vazões conhecidas

quando analisamos o nó k;

- são identificados os trechos;
- na otimização adota-se a mesma ordem de cálculo obtida para a solução inicial viável.

Sorteia-se um dos nós i, e a partir deste nó, e com a equação da continuidade, calculam-se as vazões em  $na_i$  trechos:

$$S = Q_{ai} + \sum_{i=1}^{Nbi} Q_{bi,j} = \sum_{k=1}^{Nai} S_{ai,k}$$
 (21)

onde:

 $Qa_{i,k}$ : vazões desconhecidas dos trechos que saem do nó i;

 $Qb_{i,k}$ : vazões conhecidas dos trechos que saem do nó i.

S: variável auxiliar

$$Qa_{ik} = PERC_{ik}S$$

$$\sum_{k=1}^{nai} PERC_{i,k} = 1$$

com  $PERC_{i,k}$  vindo da solução inicial/atual. E a alteração é dada por:

$$PERC'_{i,k} = PERC_{i,k} + 0.1u$$
 para

 $k=1,...,na_i$  e u ~ U[0,1]

$$S = \sum_{k=1}^{nai} PERC_{i,k}$$
 (22)

$$PERC_{i,k}^{"} = \frac{PERC_{i,k}^{'}}{S}$$
 (23)

# APLICAÇÃO DO MODELO REGIONAL ESTÁTICO

O modelo foi aplicado a um exemplo (aqui chamado de "bacia exemplo") apresentado por Souza e Cunha (1999), embora não com intuito de comparar resultados, visto a diferente formulação no caso da verificação hidráulica. Funções de custos para Estações de Tratamento, Estações Elevatórias e tubulações foram desenvolvidas com base em custos finais de obras executadas na Região Metropolitana de Curitiba. As funções de custos são:

Otimização do Planejamento de Sistemas Regionais de Tratamento de Efluentes Através de Simulação Monte Carlo e da Metaheurística do Recozimento Simulado

#### Para estações elevatórias:

 $C = 149.089,08P^{1,502} \tag{24}$ 

Onde

C: custo em reais P: potência (CV)

Para as ETEs:

$$C = a * Qb \tag{25}$$

Onde:

C: custos em R\$/m³

Q: vazão em m<sup>3</sup>/s

*a,b*: parâmetros da função, definidos pelo tipo de tratamento utilizado:

UASB: a=22.429.142,68; b=1,277

UASB + Lagoa:a=22.429.142,68; b=0,777

UASB + Flotação: a=137.815.149,71; b=1,504

A figura 1 apresenta uma rede composta de 8 nós de produção de efluentes e 3 possíveis localizações para as ETEs e respectivas distâncias entre os nós.

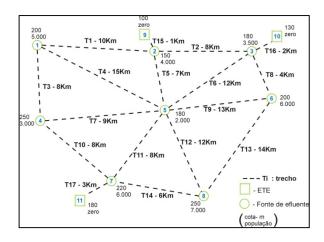


Figura 1 – Rede para a bacia exemplo do Modelo Regional Estático.

O resultado obtido é apresentado na figura 2. A solução de menor custo remete todos os efluentes para a ETE localizada no nó 9, com todos os trechos com escoamento a gravidade, a um custo de R\$42.074.804,61.

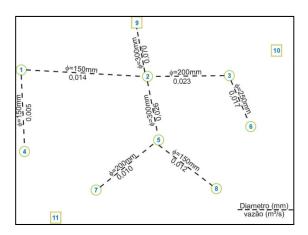


Figura 2 - Rede resultante para o exemplo 1

Os dois exemplos a seguir mostram a flexibilidade do modelo O exemplo 2 utiliza a mesma configuração da "bacia exemplo" anterior. Foram alteradas algumas distâncias entre nós: 6 e 3 para 2 km, entre os nós 8 e 6 para 5 km e entre os nós 3 e 10 para 1 km. O resultado obtido é mostrado na figura 6.12, com a solução de construção de 3 ETEs, a um custo de R\$126.734.539,85.

Já no exemplo 3, forçou-se a existência de uma ETE junto ao nó 10, com vazão mínima de 0,02 m³/s. Para tentar evitar uma solução com uma ETE junto ao nó 11, este foi afastado do nó 7, e colocado numa mesma cota. Já o nó 7 foi aproximado dos nós 4,5,8. Após algumas tentativas obteve-se uma solução com duas ETEs, junto aos nós 10 e 9, como mostra a Figura 4. O custo da solução é de R\$85.650.023,80.

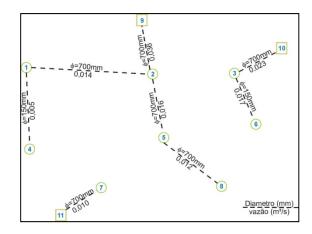


Figura 3 - Rede resultante para o exemplo 2

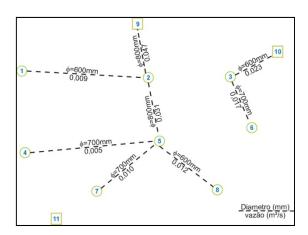


Figura 4 - Resultado do Exemplo 3

Os exemplos acima comprovam a utilidade do modelo quando da simulação de diferentes situações. O tempo de processamento é relativamente longo, cerca de 48 horas, para os exemplos acima, em função da utilização de simulação Monte Carlo para a obtenção da solução inicial para o Modelo Hidráulico. O presente modelo também foi estendido para estudar a capacidade de expansão de um sistema regional, assim verificando não apenas o espaço regional como também a ampliação temporal do sistema. Este Modelo Dinâmico pode ser encontrado em Machado (2009).

#### **CONCLUSÕES**

O presente trabalho pretende ser apenas o início de uma linha de pesquisa que utilize metaheurísticas como o Recozimento Simulado na solução de problemas de otimização na área de recursos hídricos. Há necessidade de desenvolver aspectos tais como:

Funções de custo, especialmente na área de saneamento devem ser objeto de pesquisas sistemáticas, seja no meio acadêmico, seja junto às próprias empresas de saneamento e/ou entidades governamentais. Já existe um conhecimento básico sobre custos de instalação de infra-estrutura, porém custos de Operação e Manutenção não são sistematicamente levantados e, provavelmente, hoje sejam bastante subestimados. O próprio custo global de uma empresa de saneamento deveria ser rigorosamente estimado

- e ter uma parcela alocada como custo de O&M dos sistemas de abastecimento e esgotamento.
- O modelo hidráulico apresentado permite que a rede inicial e suas diversas configurações candidatas sejam bastante genéricas, em especial quanto à possibilidade de se ter fluxos em qualquer sentido da rede e permitir escoamentos a gravidade e sob pressão. Entretanto sua modelagem hidráulica é bastante complexa, envolvendo a obtenção de soluções iniciais por simulação e uma otimização por Recozimento Simulado, que exigem elevados tempos de processamento.
- Faz-se também necessária uma calibração mais detalhada dos parâmetros do Recozimento Simulado e dos níveis de iteração necessários nos modelos hidráulicos.
- Uma recomendação bastante óbvia para futuros autores é a utilização de estações de trabalho, que podem reduzir significativamente os tempos de processamento.
- Outras metaheurísticas, tais como a Colônia de Formigas, devem ser estudadas e comparadas com o Recozimento Simulado.

#### **AGRADECIMENTOS**

O primeiro autor agradece à CAPES pela bolsa sanduíche e à Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Maria Conceição Cunha, do Departamento de Engenharia Civil, da Universidade de Coimbra, Portugal, pelas primeiras idéias para o doutorado.

## REFERÊNCIAS

AARTS, E., KORST, J. *Simulated annealing and Boltzman machines*, Wiley-Interscience series in discrete mathematics and optimization, 1989. p. 272.

BRILL, E.D., Jr., NAKAMURA, M. A branch and bound method for use in planning regional wastewater treatment systems. *Water Resources Research*, Washington, v.14, n.1, p.109-118, 1978.

BURN, D.H., YULANTI, J.S.,. Waste-load allocation using genetic algorithms. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Reston, v. 127, n. 2, p. 121-129,.

Otimização do Planejamento de Sistemas Regionais de Tratamento de Efluentes Através de Simulação Monte Carlo e da Metaheurística do Recozimento Simulado

CUNHA, M. C., PINHEIRO, L., AFONSO, P., SOUZA, J, 2004. Decision-aid Models for the Implementation of the Water Framework Directive, DMUCE, CD Edition, Porto, 2001. 10p.

DEININGER, R.A. Water Quality Management: The Planning of Economically Optimum Pollution Control Systems. **Proceedings.** First Annual Water Resources Conf., Chicago, *American Water Resources Association*, p. 254-282, 1965.

GLOVER, F., KOCHENBERGER, G. (editors), *Handbook of Metaheuristics*, Kluwer Academic Publishers, 2003. p.557.

HENDERSON, F.M., *Open Channel Flow.* McMillan, 1966. 522p.

JOHNSON, D.S., ARAGON, C.R., MCGEOCH, L.A., SCHEVON, C., Optimization by simulated annealing: an experimental evaluation; part I, graph partitioning. *Operations Research*, v.37, n.6, p.865-892, 1989.

LOUCKS, D.P., LYNN, W.R. Probabilistic Models for Predicting Stream Quality. *Water Resources Research*. Washington, v.2, n.3, p.593-605, 1966.

KAVISKI, E., CUNHA, L.M., LAMBROS, D., GARCIA, C.S. Parametrização de curvas de intensidade de precipitação pelo método do recozimento simulado. *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, ABRH, São Paulo. 2007.

LYNN, W.R., LOGAN, J.A., CHARNES, A., Systems analysis for planning wastewater treatment plants. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Middleburg, v.34, n.6, p.565-581, 1962.

IBGE – Instituto Brasileira de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. 151p.

MACHADO, E. S. *Utilização da metaheurística do recozimento simulado na otimização do planejamento de sistemas regionais de tratamento de efluentes e sua expansão da capacidade.* 2009. 266f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, 266p, 2009.

MACHADO, E. S., CUNHA, M.C., PORTO, M. Otimização de sistemas regionais de sistemas de tratamento de efluentes e seu impacto na qualidade da água: uma revisão. *Revista REGA*, v.3, n. 1, p. 57-71, 2006.

METROPOLIS, N.; ROSENBLUTH, M..; ROSENBLUTH, A.; TELLER, E. Equations of state calculations by fast computing machines. *Journal of Chemical Physics*, v. 21, p.1087-1092, 1953.

SOUZA, J.; RIBEIRO, A.; CUNHA, M.C.; ANTUNES, A. An optimization approach to wastewater systems planning at the regional level. *Journal of Hydroinformatics*, vol.4, n.2, p. 115-123, 2002.

STREETER, V.L. *Mecânica dos Fluidos*. São Paulo: McGraw Hill, 1978.

SUDERHSA. Cadastro de usos e usuários de recursos hídricos na Região Metropolitana de Curitiba. 1999.

WANG, C. *An objective approach to regional wastewater-treatment planning*. 1999. 174f. Disseratation D.Phil - University of Newcastle upon Tyne, 1999.

## Planning Optimal Regional Effluent Systems With Monte Carlo Simulation and Simulated Annealing

## **ABSTRACT**

This paper presents the modeling of a regional sewage treatment system as a non linear integer program. The model has a hydraulic module that verifies the viability of the proposed systems, and a second module that minimizes the construction and OSM costs of the system. The optimization of both modules is accomplished by the use of the simulated annealing metaheuristic.

**Key-words:** Optimization, Monte Carlo Simulation, Simulated Annealing, Regional System of Sanitary Engineering.

# Modelo Estocástico de Desagregação da Chuva Diária em Eventos Sub-diários para a Região Litorânea do Nordeste

#### Alyne Lucena Cavalcante & Alain Marie Bernard Passerat de Silans

Laboratório de Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental – LARHENA, Centro de Tecnologia – UFPB João Pessoa.

alyneplucena@yahoo.com.br; alainsilans@yahoo.com.br

Recebido: 27/09/09 - revisado: 05/05/10 - aceito: 18/06/12

#### **RESUMO**

Os dados de pluviógrafos permitem o conhecimento da precipitação em pequenas escalas de tempo (minutos, por exemplo). No entanto, há dificuldade em obtê-los, já que a grande maioria das séries históricas de precipitação do Brasil é constituída de informações sobre o total diário. Para obtenção desses dados em escalas inferiores ao dia, a partir de dados diários, utilizamse técnicas de desagregação da chuva diária.

Nesse trabalho, foi elaborado um modelo de desagregação da chuva diária utilizando dados medidos em uma estação pluviométrica instalada na sub-bacia hidrográfica do riacho Guaraíra, situada na bacia do rio Gramame, no litoral Paraibano. O modelo proposto seguiu os procedimentos do modelo elaborado por Hershenhorn (1984) e Hershenhorn e Woolhiser (1987). O modelo decompõe o total precipitado em um dia em eventos chuvosos de duração sub-diária. A partir dos dados diários registrados nas estações pluviométricas são determinados estocasticamente e seqüencialmente o número de eventos chuvosos, a lâmina, a duração e a hora inicial de cada evento chuvoso. Espera-se que os parâmetros do modelo apresentam um caráter regional, já que são determinados pela distribuição estatística da chuva diária. O modelo é validado com os dados de outro pluviômetro digital da mesma bacia.

Palavras – chave: desagregação, modelo estocástico, evento chuvoso.

# INTRODUÇÃO

A lâmina de chuva em escala temporal inferior a diária é um parâmetro de projeto importante no dimensionamento de obras hidráulicas e estudos de modelagem hidrológica, principalmente em pequenas bacias, com baixo tempo de concentração. Tais estudos investem na modelagem conceitual com base física e vários são os fenômenos que nesses modelos devem ser corretamente descritos em passos de tempo inferiores ao dia, a exemplo da infiltração, da erosão do solo, da evapotranspiração, do escoamento superficial, da diluição de poluentes, e outros. Os modelos de base física requerem então dados numa escala de tempo relativamente curto, sempre inferior ao dia. Os dados de pluviógrafos permitem o conhecimento de dados de precipitação em escalas de tempo de, por exemplo, cinco minu-

No entanto, há dificuldade em obtê-los, já que a grande maioria das séries históricas de precipitação da região Nordeste do Brasil são informações sobre o total diário precipitado, medidos três vezes ao dia (09h00min, 15h00min, 21h00min). Isto

ocorre em virtude da falta de estações pluviográficas manuais e/ou automáticas que possibilitam o registro de informações em escala temporal menor que o dia. Nesse caso, podem-se utilizar métodos que desagregam as chuvas diárias em chuvas de durações menores, possibilitando assim, estimar as intensidades correspondentes.

As séries temporais de chuva a partir de simulação estocástica são geralmente obtidas ou por modelos estocásticos de simulação de chuva contínua que são baseados no agrupamento das entidades chuvosas: Bartlett-Lewis e Neyman-Scott (Rodriguez-Iturbe et al., 1987, 1988); ou por modelos de desagregação da chuva diária em eventos chuvosos durante o dia, determinando-se sua lâmina, duração e tempo inicial: Hershenhorn e Woolhiser (1987); ou ainda por modelos baseados na teoria dos fractais de cascata aleatória (Over E Gupta, 1996).

Os modelos de pulso retangular de Newman-Scott (PRNS) e de Bartlett-lewis (PRBL), descritos originalmente por Rodriguez-Iturbe et al. (1987 e 1988), são modelos de distribuição de alturas de chuva em tempo contínuo, que tem sido muito utilizado para aplicações em várias regiões do mundo, com climas e regimes pluviométricos variados. São

utilizados para descrever a chuva em passos de tempo fixos que pode variar de alguns minutos a vários dias.

Os modelos de desagregação da lâmina diária em eventos chuvosos individuais foram previamente estudados por Hershenhorn (1984) e Hershenhorn e Woolhiser (1987). Trata-se de um modelo baseado em um método discreto-contínuo, pois desagrega um processo de precipitação diária discreto em processos contínuos de períodos úmidos e períodos secos dentro do dia. A partir dos dados diários registrados nas estações são determinados estocasticamente o número de eventos chuvosos, a hora inicial, a duração e a lâmina de cada evento chuvoso. É assumido que os parâmetros do modelo apresentam, como sugerem os autores, um caráter regional. Os eventos ocorridos no mesmo dia foram chamados de completos e os iniciados em um dia e terminando no dia seguinte de incompletos, sendo, o modelo, trabalhado de forma diferente para estes dois tipos de eventos chuvosos.

Diversos autores tentaram conciliar os modelos PRNS e PRBL com a desagregação da chuva diária (Cowpertwait et al. (1996), Gyasi-Agyei (2005), Koutsoyannis e Onof (2001), Naghettini e Queiroga (2002)). Obtiveram um sucesso razoável na determinação das curvas IDF, mas os modelos falharam, na sua maioria, na distribuição dos eventos, com suas respectivas lâminas e duração, durante o dia.

O objetivo deste trabalho é de elaborar e validar um modelo estocástico de desagregação da chuva diária, seguindo-se a abordagem proposta por Hershenhorn e Woolhiser (1987), para as precipitações convectivas que ocorrem na faixa litorânea do Nordeste oriental do Brasil

## **MATERIAL E MÉTODO**

## Área de estudo

Os dados utilizados nesse estudo são monitorados na bacia hidrográfica do riacho Guaraíra. Ela está inserida na bacia hidrográfica do rio Gramame (Figura 1). A bacia hidrográfica possui uma área de 5,84 km², localiza-se em uma região do município de Pedras de Fogo, em propriedade da agroindústria Gramame Agro Industrial S.A. (GIASA) entre as latitudes 9.190,80 km e 9.195,25 km e longitudes 274,50 km e 277,00 km (coordenadas UTM). A região litorânea, na qual está inserida, classifica-se, pelo ponto de vista climatológico, como tropical úmida. As chuvas observadas na bacia do rio Gramame,

onde está localizada a bacia hidrográficado riacho Guaraíra, são geralmente de caráter convectivas.



Figura 1 - Mapa da bacia hidrográfica do rio Gramame e localização da bacia hidrográfica do riacho Guaraíra (destaque em vermelho).

Na bacia hidrográfica do riacho Guaraíra existem cinco estações pluviométricas digitais, instaladas durante o projeto IBESA – Instalação de bacias Experimentais, entre 2001 e 2003. As estações pluviométricas numeradas de 01 a 05 são distribuídas na bacia hidrográfica conforme mostrado na figura 2. A estação 05 corresponde ao pluviômetro digital da estação climatológica. As estações pluviométricas são compostas de um pluviômetro digital de tipo basculante, de uma sonda de umidade do solo de tipo TDR e de um data-logger para armanezamento dos dados. Ao detectar uma chuva, o data-logger armazena os dados a cada minuta. Em período de estiagem, o data-logger armazena as informações fornecidas pelos sensores a cada 15 minutos.

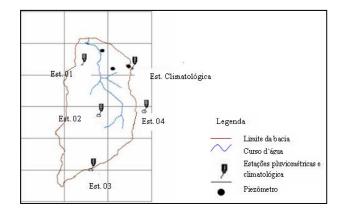


Figura 2 - Situação das estações pluviométricas na bacia hidrográfica do riacho Guaraíra.

Neste estudo, o modelo estocástico de desagregação da chuva diária foi construído com os dados da estação 02, e validado com os dados da estação 01. Ambas as estações apresentaram as séries mais longas de dados, ou seja quatro anos e meio (de Jan 2003 a Abril 2007).

## Metodologia

O modelo que foi tomado como base para esse estudo, apresentado por Hershenhorn e Woolhiser (1987), fornece um método para simular o número de eventos por dia, bem como, a lâmina, duração e o tempo de início de cada evento, dada uma seqüência de lâminas diárias de precipitação simuladas ou observadas.

A metodologia, proposta por esses autores, para a elaboração do modelo de desagregação é descrita a seguir:

- Determina-se uma função de distribuição contínua para a lâmina diária precipitada;
- Com a função ajustada para a lâmina diária, determina-se uma função de distribuição discreta para o número de eventos chuvosos ocorridos no dia;
- 3. Conhecidas as funções de distribuição conjunta da lâmina diária e do número de eventos ocorridos no dia, determina-se a lâmina do evento chuvoso. Para tanto, razões adimensionais das lâminas dos eventos são consideradas variáveis aleatórias e ajustadas a uma distribuição de probabilidade contínua:
- Ajusta-se então a duração do evento chuvoso a uma distribuição de probabilidade contínua;
- E por fim, a última variável do modelo a ser ajustada a uma distribuição é o tempo de início do evento chuvoso.

Após diversos estudos descritos em Cavalcante (2008), o evento chuvoso foi definido como o evento com precipitação mínima de 1,016 mm (4 basculadas do pluviômetro digital), sendo o intervalo de separação entre dois eventos consecutivos de 30 min sem chuva. Os eventos com início e fim no mesmo dia, são chamados de eventos completos (N<sub>cij</sub>) e aqueles com início em um dia e fim no dia seguinte, são chamados eventos incompletos (N<sub>pij</sub>). Para que o modelo seja aplicável aos dados diários da rede pública de monitoramento, as vinte quatro horas do dia foram consideradas das 9 horas do dia **X** às 9 horas do dia seguinte, isso porque, as estações

pluviométricas no Brasil operam com esse intervalo e não o intervalo de 0 hora às 24 horas.

Na determinação dos melhores ajustes para as funções de distribuição, utilizou-se o Software STATÍSTICA da Statsoft. As distribuições contínuas consideradas foram as distribuições Log-Normal, Gama e Exponencial. As distribuições discretas consideradas foram as distribuições de Poisson, Binomial e Geométrica. Testes com a distribuição binomial negativa foram também efetuados, utilizando para isto um programa desenvolvido em planilha Excel. Dois testes de aderência às funções de distribuição, os testes de Kolmogorav-Smirnov e do Chi Quadrado, com nível de significância de 5%, foram utilizados para aceitar ou rejeitar o ajuste. As probabilidades **p** associadas serviram de critérios para determinar o melhor ajuste.

Para o ajuste da lâmina diária, foi considerada toda a amostra de dados. Para o ajuste das amostras representando o número de eventos chuvosos ocorridos no dia, suas lâminas, durações e tempos iniciais, foram considerados os dados agrupados por classes de probabilidade de ocorrência da chuva diária, a saber:

- classe 1:  $z < z_0$ :  $\langle P(z < z_0) = 0.20 \rangle$
- classe 2:  $z_0 \le z \le z_1$ :  $\langle P(z < z_1) = 0.50 \rangle$
- classe 3:  $z_1 \le z < z_2$ :  $\langle P(z < z_2) = 0.70 \rangle$
- classe 4:  $z \ge z_2$

determinadas a partir da função de distribuição da lâmina diária, onde a variável Z representa o total diário precipitado.

A lâmina do evento chuvoso é calculada a partir das seguintes razões adimensionais, dependendo do número de eventos por dia:

- $N = 1 : y_1 = Z;$
- $N = 2 : r_1 = y_1 / Z;$
- $N = 3 : r_1 = y_1 / Z; r_2 = y_2 / (y_2 + y_3);$
- $N = 4 : r1 = y_1/Z;$

$$r_2 = y_2 / (y_2 + y_3 + y_4);$$
  
 $r_3 = y_3 / (y_3 + y_4);$ 

 $N = 5 : r_1 = y_1 / Z;$ 

$$r_2 = y_2/(y_2 + y_3 + y_4 + y_5);$$
  
 $r_3 = y_3/(y_3 + y_4 + y_5);$   
 $r_4 = y_4/(y_4 + y_5)$ 

onde  $r_i$  é a razão adimensional, N o número de eventos no dia e  $y_i$  a lâmina do evento i. Para  $N \ge 5$ , nenhuma análise estatística foi possível, devido a pouca quantidade de informação.

Cada razão foi ajustada a uma distribuição de probabilidade contínua. Com o valor da razão, calcula-se então a lâmina do evento chuvoso.

Para determinar a duração do evento, tentou-se, sem sucesso, encontrar alguma correlação entre esta variável e a lâmina do evento. Não sendo nenhuma correlação satisfatória, partiu-se para o ajuste dos dados a uma distribuição de probabilidade contínua. Foram consideradas as amostras dos primeiros, segundos, terceiros e quartos eventos chuvosos ocorridos no dia, separadamente, sendo cada amostra dividida pelas quatro classes de probabilidade.

Por fim, para a última variável a ser determinada, o tempo de início do evento chuvoso, foram testadas, no ajuste, as mesmas distribuições contínuas já citadas. A amostra foi dividida de acordo com as classes de probabilidade de ocorrência da chuva diária, assim como foi feito para a duração (por exemplo, a amostra de todos os primeiros, segundos e terceiros eventos chuvosos do dia foi dividida entre as quatro classes de probabilidade e cada uma ajustada separadamente). Os tempos de início do evento chuvoso para o evento com ordem de ocorrência superior à quarta não foram ajustados devido a pouca quantidade de dados. O ajuste do tempo inicial do segundo, do terceiro e do quarto evento foi feito sobre o valor transladado do tempo inicial, pela seguinte fórmula:

$$T_{inicial}(i) = T_{i,obs}(i) - [T_{inicial}(i-1) + D(i-1) + 30]$$
 (1)

onde  $T_{i,obs}$  é o tempo inicial observado e D(i-1) é a duração do evento i-1. As variáveis são expressas em minutos.

O modelo proposto

A estrutura do modelo proposto é a de um modelo seqüencial, ou seja, há necessidade de se seguir seqüencialmente as suas etapas.

A primeira etapa consiste em admitir que para qualquer posto pluviométrico próximo à região de estudo, os dados de precipitação diária seguem uma distribuição Log-Normal. Identificam-se, então os parâmetros da distribuição Log-Normal e estimam-se, com a função de distribuição acumulada, os valores de  $Z_0$ ,  $Z_1$  e  $Z_2$ , os quais delimitam as classes de probabilidades de ocorrência da precipitação diária. As classes são então enumeradas por ordem crescente, C variando de 1 a 4 (Cavalcante, 2008):

$$\begin{split} z_0 &= \langle z : P_{LogNor}(z < z_0) = 0,20 \rangle, e \ z < z_0 \Rightarrow C = 1 \\ z_1 &= \langle z : P_{LogNor}(z < z_1) = 0,50 \rangle, e \ z_0 \leq z < z_1 \Rightarrow C = 2 \end{split}$$

$$z_2 = \langle z: P_{LogNor}(z < z_2) = 0.70 \rangle, e \ z_1 \le z < z_2 \Rightarrow C = 3$$
  
 $z \ge z_2 \Rightarrow C = 4$ 

A segunda etapa consiste na determinação estocástica do número de eventos por dia chuvoso. Cavalcante (2008) mostrou que o número de eventos ocorridos num dia segue uma distribuição binomial à deriva negativa, cuja expressão é:

$$f(x) = \binom{x+r-1}{x} p^r q^x \tag{2}$$

com q = 1-p. Os parâmetros p e r foram correlacionados ao total da precipitação diária, de forma que:

$$r = 4 \tag{3}$$

e

$$p = -0.0044z + 0.7856$$

x é o número de eventos ocorridos no dia, o qual é gerado aleatoriamente no modelo a partir da distribuição binomial negativa com os parâmetros p e r. Os eventos chuvosos durante o dia são então notados:  $N_1, \, N_2, \, ...., \, N_n$  onde n é o número máximo de eventos completos por dia, fixado em 8.

Na terceira etapa, são determinadas as lâminas de chuva, y<sub>i</sub>, por evento, a partir das razões determinadas na metodologia deste trabalho. Dessas deduzem-se facilmente os totais precipitados, y<sub>i</sub>, por evento.

No caso de existir apenas um evento chuvoso no dia, o total precipitado no evento é igual ao total precipitado no dia. No caso de ocorrer mais de cinco eventos chuvosos no dia, a pequena amostra dos dados observados não permitiu qualquer estudo estatístico. Assim, no modelo proposto neste trabalho, resolveu-se aplicar as razões definidas para a ocorrência de 5 eventos e repartir o saldo entre os eventos suplementares, por meio de uma distribuição uniforme, como fizeram Hershenhorn e Woolhiser (1987).

Cavalcante (2008) mostrou que as razões  $r_1$ ,  $r_2$ ,  $r_3$ , e  $r_4$  seguem uma distribuição gama a dois parâmetros.

$$f(x) = \left[\frac{1}{\beta \Gamma(\alpha)}\right] \cdot \left[\frac{x}{\beta}\right]^{\alpha - 1} \cdot e^{-x/\beta} \tag{5}$$

As distribuições foram estabelecidas independentemente do número de eventos. Os parâmetros  $\beta$  e  $\alpha$ , respectivamente parâmetros de escala e de forma, se correlacionem com a ordem da classe de probabilidade da precipitação diária, C. Assim,

no modelo, valores das razões são gerados aleatoriamente a partir de uma distribuição Gama a dois parâmetros, sendo os parâmetros calculados conforme a Tabela 6:

Tabela 6 – Regressão exponencial para determinação dos parâmetro β e α

	Parâmetros		
	Escala	Forma	
$r_1$	$\beta = 0.0857e^{0.2927C}$	$\alpha = 6,1382e^{-0,4813C}$	
$r_2$	$\beta = 0.0365e^{0.4892C}$	$\alpha = 12,772e^{-0,5677C}$	
$r_3$	$\beta = 0,0006^{e1,4866C}$	$\alpha = 92,872e^{-0,9657C}$	
$r_4$	$= 0.0014e^{4.9883C}$	$\alpha = 14,944e^{-2,0525C}$	

Na quarta etapa, determina-se a duração de cada evento chuvoso. As análises estatísticas realizadas na dissertação de Cavalcante (2008), relativas à duração de cada evento chuvoso, indicaram que esta é bem representada por uma distribuição exponencial condicionada ao número do evento:

$$f(x) = \lambda x e^{-\lambda x} \tag{6}$$

onde o parâmetro  $\lambda$  é estimado, para cada evento, em função da sua ordem de ocorrência,  $N_1$ ,  $N_2$ ,.... $N_n$ , por uma regressão linear com a ordem, C, da classe de probabilidade da precipitação diária.

Dessa forma, o modelo calcula o parâmetro λ, a partir da ordem do evento cuja duração se quer determinar e da classe de probabilidade de ocorrência da chuva diária, conforme indicado na Tabela 7 e gera aleatoriamente a duração do evento a partir de uma distribuição exponencial.

Tabela 7 – Regressão linear para determinação do parâmetro  $\lambda$ 

Ordem dos eventos	Lambda (λ)
$1^{\circ}$	$\lambda = -0.0024C + 0.0185$
$2^{\mathrm{o}}$	$\lambda = -0.0025C + 0.0199$
$3^{\circ}$	$\lambda = -0.0035C + 0.0259$
$4^{ m o}$	$\lambda = -0.0036C + 0.0262$

Não foram estabelecidas regras para determinar a duração dos eventos  $N_5,...N_n$ , quando ocorrem mais de 4 eventos. Admite-se, então para os

eventos N<sub>5</sub>,...N<sub>n</sub>, uma duração uniforme de 30 minutos, desde que o tempo inicial desses eventos, gerado aleatoriamente, o permita. Isto é, não conduz a ultrapassar as 24 horas do dia. Caso contrário, duas alternativas são oferecidas: i) Gera-se um novo tempo inicial aleatoriamente até que a duração total dos eventos caiba nas 24 horas do dia; ii) reduz-se do valor necessário a duração desses eventos. É importante observar que, caso se utiliza o modelo para a geração de curvas de Intensidade – Freqüência – Duração, as chamadas curvas IDF, deve se verificar se as intensidades máximas anuais utilizadas provêm desses eventos chuvosos, para os quais não foram estabelecidas funções de probabilidade.

Na quinta etapa, determina-se o tempo inicial do evento chuvoso. No modelo,o tempo inicial é determinado para cada evento por uma função de distribuição exponencial condicionada à classe de probabilidade de ocorrência da precipitação diária. No entanto, foi mostrado (Cavalcante, 2008) que o valor do parâmetro λ, da função de distribuição exponencial, varia pouco com a classe de probabilidade quando se observam as três primeiras classes. Calculando-se a média para as três classes, obteve-se uma regressão linear com o número de ordem do evento. No modelo proposto, admite-se, sem, porém demonstrar, que essa regressão linear possa ser aplicada para ordem de eventos superiores a 4 e para a quarta classe de ocorrência de probabilidade. Assim, para gerar o tempo inicial transladado (eq. 1), gerase aleatoriamente a hora, com a distribuição exponencial, considerando que o parâmetro λ dessa função é dado pela regressão linear:

$$\bullet$$
=0,0021N<sub>i</sub>-0,0001 (7)

No modelo, haja vista estudos feitos sobre a forma do hietograma dos eventos chuvosos por Porto et al. (2008), admite-se que estes são de forma retangular, ou seja, distribui-se o total precipitado durante todo o evento uniformemente durante o tempo de duração do evento.

Validação do modelo

Um código informático em Fortran 90 foi escrito para representar o modelo. O código permite que sejam efetuadas N simulações, num processo de Monte-Carlo, para que os resultados da desagregação diária possam ser apresentados com parâmetros estatísticos. O posto pluviométrico 01 da bacia

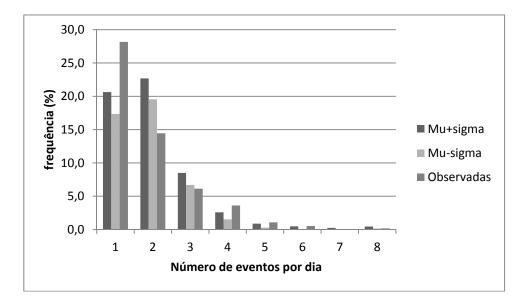


Figura 3 - Freqüência de ocorrência de dia com N eventos chuvosos (N variando de 1 a 8)

hidrográfica do riacho Guaraíra (ver Figura 2) é utilizado para a validação no período de observações de Janeiro 2003 a Abril 2007.

Comparam-se com os valores observados na estação pluviométrica 01, a qual não foi utilizada na elaboração do modelo, as seguintes variáveis calculadas pelo modelo:

- O número total de eventos chuvosos gerados no período;
- O número de dias com N<sub>i</sub> eventos (N<sub>i</sub> varia de 1 até 8);
- A hora de ocorrência dos eventos chuvosos, classificando-os em eventos que ocorrem de madrugada (período entre 00h01min horas e 05h30min horas), de manhã (período entre 05h31min e 11h00min), de meio dia (período entre 11h01min e 14h00min), de tarde (período entre 14h01min e 17h30min) ou de noite (período entre 17h31min e meia noite);
- A duração do evento chuvoso, d, contabilizando os eventos nas seguintes classes: d≤2min;2<d≤10min;10<d≤30min;30<d≤60 min;60<d≤120min;120<d≤240min,e d>240 min:
- A intensidade dos eventos chuvosos, I, expressa em mm/min, contabilizando os eventos em cada uma das seguintes classes: I≤0,1; 0,1<I≤0,5; 0,5<I≤1,0; 1,0<I≤2,0; 2,0<I≤5,0; 5,0<I≤10,0, e I>10.

# APLICAÇÃO E RESULTADOS

Foram realizadas 200 simulações para o período de observação do posto 01, calculando-se os valores médios, o desvio-padrão e os valores mínimo e máximo. Os resultados são apresentados sob a forma gráfica.

## Repartição dos eventos chuvosos

Foram registrados na estação 01, 554 eventos chuvosos no período analisado. O modelo simulou uma média de 588 eventos com um mínimo de 551 e um máximo de 629. No gráfico seguinte, mostra-se a repartição observada e simulada (em freqüência) do número de eventos por dia. A repartição simulada é descrita pelo intervalo [valor médio – desvio padrão, valor médio + desvio padrão]onde o valor médio é representado por μ e o desvio padrão por σ.

Observa-se, no gráfico da Figura 3 uma ligeira subestimação do número de dias com apenas um evento e uma ligeira sobreestimação do número de dias com dois eventos em relação ao que foi observado.

#### Hora de ocorrência dos eventos chuvosos

No gráfico da Figura 4 são representadas as repartições das freqüências dos eventos por período no dia. Os valores calculados e observados estão na

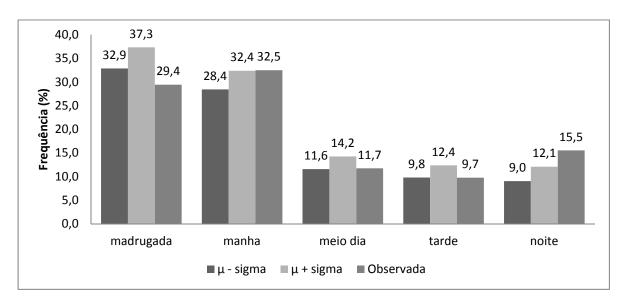


Figura 4 - Frequência de ocorrência de eventos chuvosos em função da hora inicial de cada evento.

figura. Observa-se um desvio maior entre valores observados e valores calculados nos períodos noturnos. Nos demais períodos o valor observado se encontra no intervalo de mais ou menos um desvio padrão em torno da média.

Nota-se também, para todos os períodos, os pequenos valores de desvio-padrão para as 200 simulações efetuadas. Essa robustez aparente do modelo é importante, haja vista o padrão muito característico da ocorrência da chuva no litoral do Nordeste como observado em Porto et al. (2008), devido ao contraste de temperatura entre a terra e o mar no período da madrugada e da manhã.

## Duração dos eventos chuvosos

No gráfico da Figura 5, são apresentadas, as durações dos eventos simuladas e observadas. As durações são organizadas por classe. Observa-se que o valor observado por classe, geralmente se encontra dentro ou próxino do intervalo de mais ou menos um desvio-padrão em torno da média, Diferenças mais significativas ocorrem com os eventos com durações inferiores a 2 minutos e maior que 240 minutos, mas o número de eventos observados com durações dessa ordem de grandeza foi muito pequeno. Na elaboração do modelo, notou-se que existe uma correlação fraca (R=0,22) entre a duração do evento e a sua lâmina precipitada. Provavelmente, isto se deve a ocorrência da brisa marítima, tornando muito complexa a formação do evento chuvoso. Outros estudos como aqueles publicados por Hershenhorn e Woolhiser (1987) e Gyasi-Agyei (2005), por exemplo, apresentam correlações elevadas que permitem estimar a duração do evento por meio de regressões.

#### Intensidade dos eventos chuvosos

No gráfico da Figura 6, são apresentadas as intensidades dos eventos chuvosos por classes de intensidade. Os valores são apresentados na tabela junto ao gráfico. A comparação entre a distribuição das intensidades simuladas e observadas é apenas razoável. Uma melhor aderência se observa para os eventos de pequena intensidade  $(i \le 0,1 \text{ mm/min})$ , os quais representam em torno de 50% dos eventos observados. As simulações mostram alguns raros eventos com intensidade superior a 5 mm/min. Tais intensidades, muito elevadas não foram observadas. Simulações efetuadas calculando a intensidade apenas para os eventos com duração superior a 2 minutos mostraram que as maiores intensidades simuladas não provêm dos eventos com durações tão pequenas. Observando a tabela anexada ao gráfico da Figura 6, constata-se que a frequência de ocorrência dessas intensidades maiores é de apenas 1% em média. Aquino (1972), que elaborou curvas IDF para a cidade de João Pessoa, mesma região desses estudos, calculou intensidades de 3,3 mm/min para uma duração de 15 minutos com tempo de recorrência de 100 anos. O relativamente curto período de observações na bacia hidrográfica do riacho Guaraíra não permite maiores considerações a respeito das intensidades dos eventos simulados. No entanto, os resultados apresentados neste trabalho apontam para uma superestimação das intensidades.

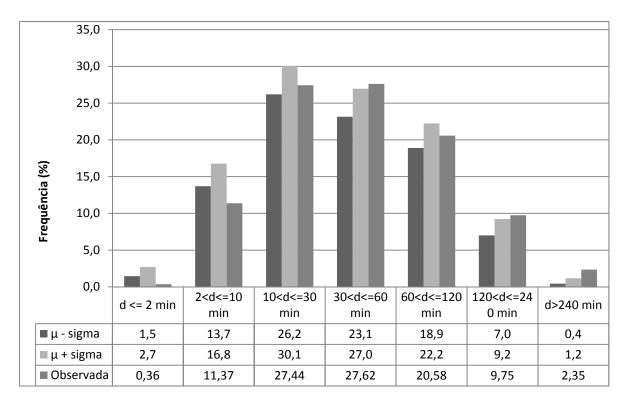


Figura 5 - Freqüência dos eventos chuvosos em função da duração do evento

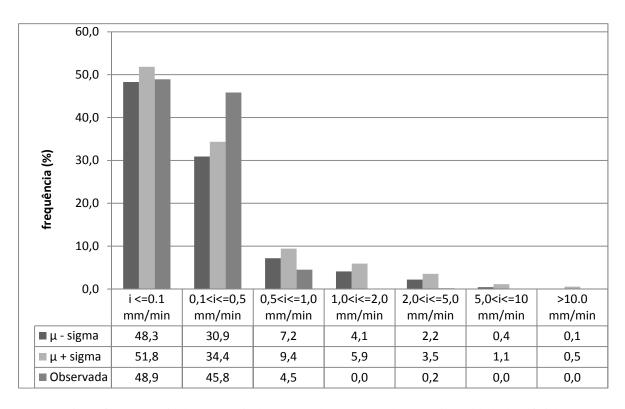


Figura 6 - Freqüência de ocorrência de eventos chuvosos por classes de intensidade (mm/min)

#### **CONCLUSÕES**

Nesse trabalho, utilizando-se dados de chuva registrados a cada minuto em um posto pluvio-métrico da bacia hidrográfica do riacho Guaraíra na região litorânea do Nordeste Paraibano, desenvolveu-se um modelo estocástico seqüencial para desagregação das chuvas diárias. O modelo foi validado em outro posto pluviométrico digital da mesma bacia hidrográfica.

- O modelo simula sequencialmente, o número de eventos por dia, a lâmina de cada evento, a duração do evento e o tempo inicial de cada evento;
- Os parâmetros do modelo proposto são determinados a partir da distribuição estatística das chuvas diárias, admitindo-se uma distribuição Log-Normal;
- 3. A validação do modelo mostrou que o mesmo é capaz de representar corretamente: o número de eventos simulados, a repartição do número de dias chuvosos com 1, 2, até 8 eventos; a duração dos eventos chuvosos e a hora inicial dos eventos chuvosos.
- No caso das intensidades dos eventos chuvosos, a maioria foi bem representada, no entanto o modelo gerou, em um por cento dos eventos simulados, intensidades muito altas que, obviamente não foram observadas.
- 5. Considerando que, os parâmetros do modelo são totalmente determinados a partir da distribuição estatística da chuva diária, recomenda-se testar a sua aplicação na região litorânea do Nordeste Oriental brasileiro, na faixa que é influenciada pela brisa marítima.

Recomenda-se por fim, que o modelo seja testado, desta vez com amostra de dados de pelo menos 30 anos de chuva diária para comparar os seus resultados com as curvas IDF já determinadas na região, a fim de testar a sua habilidade em determinar a distribuição dos eventos extremos.

#### **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem ao CNPQ que financiou os estudos, e à FINEP/CTHIDRO que financiou a bacia hidrográficainstrumentação da bacia.

## REFEÊNCIAS

AQUINO, J. S., *Estudo de Chuvas Intensas da Grande João Pessoa.* 1972. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica de Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1972.

CAVALCANTE, A. L. *Desagregação da chuva diária em escala de tempo sub-diária.* 2008. 135f. Dissertação (Mestrado em Engenharia urbana) – Escola Politécnica de Campina Grande, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2008.

COWPERTWAIT, P. S. P. Further developments of the Newman-Scott clustered point process for modelling of rainfall. *Water Resour. Res*, v. 27, n. 7, p. 1431-1438, 1991.

GYASI-AGYEI, Y. Stochastic disaggregation of daily rainfall into one-hour time scale. *Journal of Hidrology*, v. 309, p. 178-190, 2005.

HERSHENHORN, J. S. *Disaggregation of daily rainfall.* 1984. 146f. (Masters thesis) - University of Arizona, Tucson, Arizona, 1984.

HERSHENHORN, J.; WOOLHISER, D. A. Disaggregation of daily rainfall, *J. Hydrol. Sciences J*, v. 35, n. 3, p. 305-322. 1987.

KOUTSOYANNIS, D.; ONOF, C. Rainfall disaggregation using adjusting procedures on a Poisson cluster model. *Journal of Hydrology*, v. 246, p. 109-122, 2001.

NAGHETTINI, M. C.; QUEIROGA, Y. G. A. Aplicação do modelo Bartlett-Lewis modificado na desagregação de alturas diárias de precipitação em intervalos horários para a bacia do Rio Grande em Camargos. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, VI, 2002, Maceió-AL. *Anais do VI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*. Maceio-AL: ABRH. 2002.

OVER, T. E. T.; GUPTA, V. K. A space-time theory of mesoscale rainfall using random cascades. *Journal of geophysical Research*, v. 101, (D21), p. 26319–26331. 1996

PORTO, R. Q.; SILANS, A. M. B. P.; CAVALCANTE, A. L.; ALMEIDA, C. N.. Classificação de eventos chuvosos em hietogramas sintéticos: um estudo de caso na bacia experimental do riacho Guaraíra - Projeto Beer. Anais do IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2008.

PORTO, R. Q.; SILANS, A. M. B. P.; ALMEIDA, C. N.; CA-VALCANTE, A. L. Caracterização Preliminar da precipitação pluviométrica em bacia experimental do litoral Paraibano.

Anais do IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2008.

RODRIGUEZ-ITURBE, I.; COX, D. R.; ISHAM, V. Some models for rainfall based on stochastic point processes. *Proceedings of the Royal Society.* London, A 410, 1987. p. 283-298.

RODRIGUEZ-ITURBE, I.; COX, D. R.; ISHAM, V. A point success model for rainfall: further developments. *Proceedings of the Royal Society.* London A 417, 1988. p. 269-288

Stochastic Model of Daily Rainfall Disaggregation in Sub-Daily Events For the Coastal Region of the Northeast

### **ABSTRACT**

Data from rain gage recorders are used as input for hydrological models. They allow a description based on small time scales. However, they are difficult to obtain because most historical precipitation in series in the Northeast region of Brazil are from daily rainfall gages. Therefore techniques for the disaggregation of daily amounts of rainfall are used to obtain sub-daily rainfall data.

In this study, we made a model for the disaggregation of daily rainfall amounts using the data series of a digital rain gage installed in the experimental basin of Guaraíra stream. This small basin is situated in the representative basin of the Gramame River, in the coastal region of Paraiba state. The proposed model follows the procedures elaborated by Hershenhorn (1984) and Hershenhorn and Woolhiser (1987). It decomposes the amount of water precipitated by rainfall events during one day. From the daily data recorded at the station, the number of rainfall events, amount, duration and initial time of each event are determined randomly and sequentially. It is assumed that the model parameters are regional because they are calculated from the statistical distribution of daily rainfall amounts. The proposed model is validated with the data series of another digital rain gage in the experimental basin.

Key-words: Stochastic model, rainfall disaggregation.

# Aprofundamento do Porto de Santos Uma Análise Crítica

## Tiago Zenker Gireli, Rafael Fernandes Vendrame

Departamento de Recursos Hídricos/FEC/Unicamp zenker@fec.unicamp.br, rafaelzap2@hotmail.com

Recebido: 17/12/09 - revisado: 03/03/11 - aceito: 12/03/12

#### **RESUMO**

Alguns especialistas defendem que o Porto de Santos deve se tornar porto concentrador do Atlântico Sul, por sua hinterlândia abranger o coração industrial do Brasil, dentre outros fatores. Entretanto existe uma série de deficiências e carências que o porto deve resolver antes de ser designado como tal. O aprofundamento para a navegação de navios de maior calado é considerado pela Companhia Docas do Estado de São Paulo - CODESP o projeto de infra-estrutura prioritário para o Porto de Santos. A fim de solucionar o entrave que é a limitada profundidade do canal do Porto de Santos, o Governo Federal disponibilizou, através do Programa de Aceleração do Crescimento — PAC, mais de R\$200 milhões para ampliar a profundidade que varia de 12 a 14 metros para 15m e a largura do canal de navegação de 150 para 220m. Cogita-se inclusive aprofundar o canal para 17m de profundidade em uma fase posterior. É imprescindível dar a devida importância ao assunto, pois essa empreitada acarretará diversos impactos no porto. Esse trabalho tem por objetivo avaliar um desses impactos, que é a evolução da taxa de assoreamento no canal da barra em função do incremento na profundidade do gabarito geométrico do Porto de Santos. Foi analisado o canal da barra por ser o trecho do canal cuja manutenção é mais problemática, apesar de sua extensão representar apenas 40% do canal de acesso do porto, é o responsável por cerca de 60% do volume total dragado atualmente no Porto de Santos. Os resultados obtidos permitem analisar a viabilidade do empreendimento com dados mais sólidos.

Palavras-Chave: Porto de Santos; assoreamento no canal.

# INTRODUÇÃO

O crescimento do comércio mundial de mercadorias levou ao desenvolvimento da logística marítima, e uma de suas tendências é o desenvolvimento dos chamados *Hub Ports* (portos concentradores). Os *Hub Ports* devem atender a navegações de longo curso, distribuindo e recebendo cargas de portos de menores dimensões (gateways), que por cabotagem operam no atendimento da demanda interna de um país.

Devido à distância econômica entre os principais pólos comerciais globais do Hemisfério Norte e os países do Atlântico Sul, se justifica a escolha de poucos ou até mesmo um único *Hub Port* no Atlântico Sul, a fim de reduzir o tempo das viagens internacionais – navios de longo curso -, reduzir fretes, atrair linhas de navegação, ganhar em economia de escala e aumentar negócios de importação e exportação.

As premissas necessárias para que sejam atendidos os requisitos de porto concentrador de carga são de ordem geoeconômica, geoestratégica,

de estrutura portuária e logística.

Esse novo cenário do comércio mundial impulsiona a construção de navios de dimensões maiores (calado, boca e comprimento) a cada nova geração para aumentar sua capacidade, gerando assim uma economia de escala que reduz os custos do transporte. No entanto, é comum que as dimensões máximas de um navio sejam limitadas, tanto por restrições de calado em um porto, quanto por limitações devido às dimensões de uma eclusa, como ocorre no canal do Panamá.

Um navio típico cujas dimensões alcançam o limite máximo para passar nas eclusas do Canal do Panamá (Panamax) tem 294m de comprimento, 32,3m de largura e calado de 12,04 m.

Tendo em vista a importância do canal do Panamá devido à sua localização geográfica estratégica, a navegação mundial se prepara para entrar em uma nova fase em conseqüência do início das obras de ampliação do canal. Segundo empresários e especialistas, o principal impacto da expansão do Canal do Panamá no Brasil será a vinda de navios com maiores dimensões, que vão

demandar complexos marítimos com vias de navegação mais profundas e largas. Esses são os chamados navios Pós-Panamax, com 14,4 metros de calado.

Segundo Fabrizio Perdomenico, que assumiu em junho de 2008 o cargo de Secretário de Planejamento e Desenvolvimento Portuário da SEP - Secretaria de Portos, as armadoras certamente vão passar a utilizar os Pós-Panamax em suas rotas pelo Panamá e, provavelmente, esses navios vão se dirigir para o Brasil. Para possibilitar que os navios Pós-Panamax atraquem nos portos brasileiros será necessário criar um programa permanente de manutenção de profundidades adequadas a estes navios (CODESP 2009c).

Conforme o então ministro-chefe da SEP Pedro Brito afirmara em 2007, o Porto de Santos tem plenas condições de ser o *Hub Port* do Brasil (Porto Gente, 2007). O conceito atual de *Hub Port* se refere a portos de movimentação de contêineres com navios Pós-Panamax, que têm capacidade superior a 6.000 TEUs e fazem poucas ou nenhuma escala (ponto a ponto). Esse tipo de navio também exige alta produtividade nas operações portuárias para minimizar o tempo de estadia e pressupõe o uso da navegação de cabotagem ou fluvial para atender os chamados portos alimentadores (feeder ports). Assim, um bom acesso marítimo e altos índices de produtividade são as características mais importantes para um hub port.

Entre os critérios que a SEP destaca para apontar o Porto de Santos como o porto concentrador do País e não outros portos nacionais, como o de Sepetiba (RJ) ou Rio Grande (RS), está o fato de a hinterlândia do Porto de Santos abranger o coração industrial do Brasil, onde há maior concentração de mercado para a carga contêinerizada, seja de exportação ou importação. Segundo o ex-ministrochefe da SEP Pedro Brito, "ter um porto concentrador ajudará o comércio exterior do País, pois qualquer redução de custos logísticos aumentará o poder competitivo dos produtos brasileiros no exterior".

No entanto, para alcançar a posição de destaque almejada, há ainda uma série de problemas e carências que o Porto de Santos precisa superar. Embora seja o maior porto da América Latina, segundo ranking elaborado pelo Centro de Logística do Instituto de Pesquisa e Pós-graduação em Administração de Empresas da Universidade Federal do Rio de Janeiro – Coppead/UFRJ, Santos é o principal retrato das deficiências do sistema portuário brasileiro.

## CONTEXTUALIZAÇÃO DO PORTO

O Porto de Santos (Figura 1), localizado no litoral sul do Estado de São Paulo é, segundo site oficial do porto, o maior porto da América Latina, responsável por cerca de 27% do comércio exterior do País. Sua área de influência, formada pelos estados de São Paulo, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, correspondente a região mais rica do país, responsável pela geração de cerca de 50% do PIB e das exportações brasileiras (CODESP 2009b).



Figura 1 - Vista aérea do Porto de Santos

Os dados gerais do Porto de Santos, tais quais área, quantidade de berços de atracação, extensão do cais, calado médio dos berços, tanques, linhas férreas, armazéns, pátios e dutos, podem ser vistos na Tabela 1, obtida da autoridade portuária no site do porto (CODESP 2009a).

Apesar das modernas instalações nos terminais privados do Porto de Santos, suas fragilidades no acesso terrestre e marítimo lhe renderam o título de quarto pior porto do Brasil, com nota 5,7, segundo ranking elaborado pela Coppead envolvendo cerca de 300 empresas exportadoras, armadores e agências marítimas.

A dificuldade no acesso ao Porto de Santos acarreta graves restrições operacionais, com redução do horário de entrada e saída de embarcações, além de alterações no horário de atracação e desatracação. Isso representa maiores tempos de espera e ociosidade operacional, provocando aumento nos custos dos fretes marítimos e nas operações portuárias. Levantamentos da CODESP apontam que, apenas em 2005, o complexo portuário santista registrou perda de US\$ 862

milhões em receitas devido à deficiência de calado, que varia ao longo do ano entre 12 e 13,5m. Uma parte desse prejuízo refere-se justamente a viagens e atracações adicionais.

Tabela 1 - Dados gerais do porto (CODESP 2009a)

Porto de Santos - Dados Gerais		
	Total	7.700.000
Área (m²)	Margem Direita	3.600.000
	Margem Esquerda	4.100.000
	Total	64
Berços (quantidade)	CODESP	54
	Privativos	10
	Total	13.013
Extensão do Cais (m linear)	CODESP	11.600
	Privativos	1.413
	Geral	5 a 13,5
Calado dos Berços (m linear)	CODESP	6,6 a 13,5
(III IIII)	Privativos	5 a 13
Tanques (quantidade)	Unidades	520
Tanques (quantidade)	Volume (m³)	1.000.000
Linhas Férreas (m linear)	Total	100.000
Armazéns (m³)	499.701	
Pátios (m²)	974.353	
Dutos (m linear)	55.676	

A necessidade de espera por elevações de maré para o acesso de navios maiores e a impossibilidade de cruzamento de embarcações no interior do canal de acesso aliados às dificuldades de acesso terrestre estão entre os fatores que explicam o elevado tempo médio de espera dos navios que operam no Porto de Santos. Como exemplo, segundo a CODESP (2008), dos 723 navios operados no Terminal da Alemoa em 2009, 40% tiveram tempo de espera superior à 72hs.

O acesso difícil para trens e caminhões e o *layout* confuso e acanhado das instalações da retroárea do porto está dificultando a vida dos exportadores, que já não conseguem encontrar com facilidade terminais disponíveis. Muitos empresários estão migrando para portos mais modernos ou espaçosos, como o do Rio de Janeiro, o de Itajaí (SC) e o de Paranaguá (PR).

Estudos publicados pela Agência de Notícias do Estado do Paraná (2006), comparando os portos de Paranaguá e Antonina, Santos (SP) e Itajaí (SC) mostraram que há uma diferença importante nos valores da tarifa Inframar (taxa de uso da infraestrutura marítima) paga pelo armador do navio ou agente para movimentar produtos através dos portos. Por exemplo, em Paranaguá e Antonina, a tarifa para movimentação de carga geral é R\$ 1,77 por tonelada, em Itajaí o valor sobe para R\$ 2,57, já em Santos é de R\$ 2,95.

Para movimentar contêineres no cais público de Paranaguá, os usuários pagam R\$ 31,20 por unidade, enquanto que no Porto de Santos é cobrado R\$ 49,00 e em Itajaí R\$ 45,00. Na operação diária de um navio de 170 metros de comprimento, o armador paga pela acostagem R\$ 1.224,00 nos portos paranaenses, R\$ 1.666,00 em Itajaí e R\$ 6.174,40 em Santos.

Após a entrada em vigor da Lei 8.630/93, conhecida como "Lei de Modernização dos Portos", a eficiência do Porto de Santos aumentou consideravelmente, e consequentemente houve um crescimento progressivo da quantidade de carga movimentada pelo porto. Entretanto, segundo Alfredini (2005) os custos logísticos e portuários ainda não atingiram patamares competitivos em relação ao Primeiro Mundo. Em determinadas épocas do ano ocorrem congestionamentos e filas de espera dos modais aquaviários e terrestres porque o conjunto das operações logísticas está mal coordenado, geralmente em função de exigências e excesso de burocracia de órgãos governamentais.

Os efeitos da falta de eficiência do porto são agravados pelos impostos em cascata que incidem sobre as operações de exportação e importação. Segundo Mawakdiye (2002) o frete portuário cobrado em Santos chega a custar o dobro do que em alguns portos europeus e norte-americanos.

Para reverter este quadro, a CODESP, o Governo Federal e empresas do setor privado vêm investindo pesado no projeto de ampliação e na modernização do maquinário e infra-estrutura do Porto de Santos, visando incrementar sua eficiência e competitividade (CODESP 2008).

O diretor-presidente da CODSEP desde 2008 até presente data, José Roberto Correia Serra, estima que entre 2009 e 2024 o Porto de Santos deva receber R\$ 5,2 bilhões nos para sua ampliação e modernização. Mais de 70% desses investimentos serão bancados pela iniciativa privada, e restante virá do Governo Federal.

Para superar as restrições existentes hoje no porto quanto o acesso marítimo, foi desenvolvido o

projeto de aprofundamento para 15m em uma primeira fase e 17m de profundidade em uma fase posterior. Permitir a navegação de navios com maior calado é um dos projetos de infra-estrutura prioritários do Porto de Santos, por ser parte integrante do planejamento da expansão da sua capacidade de movimentação para os próximos anos.

O PAC prevê para Santos o investimento de R\$199,5 milhões na dragagem do canal de acesso, R\$32 milhões no derrocamento das rochas Tefé e Ipanema e R\$ 7,2 milhões na remoção do navio grego Ais George, mantido semi-submerso desde a década de 70. Estes investimentos possibilitarão a navegação em mão dupla de 85% das embarcações que operam no porto e dando a Santos condições de receber navios de até 9 mil TEUs..

Destas obras, apenas a dragagem de aprofundamento do porto foi iniciada em fevereiro de 2009 pelo consórcio formado pelas empresas DTA Engenharia, EIT Empresa Industrial Técnica S/A, Ltda, EQUIPAV S/A Pavimentação e Comércio e CHEC Dredging e CO. Ltda. que venceram a licitação realizada pelo Governo Federal (CODESP 2009c).

Vale ressaltar que estas obras de infaestrutura são fundamentais para a viabilizar o projeto do Complexo Barnabé-Bagres, segundo CODESP (2009e) se trata da expansão do porto em direção à margem esquerda do canal, encontrando seu ancoradouro nas ilhas Barnabé e Bagres, na parte continental de Santos e Inclui 45 novos berços de atracação, armazéns, silos, pátios, tancagens e equipamentos como shiploaders e guindastes. Com este empreendimento, a CODESP espera incrementar em 120 milhões de toneladas a capacidade do porto, o que representa mais do que dobrar sua capacidade atual.

No entanto esta expansão só se viabiliza com as obras de aprofundamento e alargamento do canal de acesso que hoje é o principal gargalo que impede o incremento do número de navios que conseguem adentrar o porto a cada janela de maré.

# REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesse trabalho foi feita a revisão bibliográfica com relação ao porto e pesquisa de artigos técnicos que abordassem a temática da manutenção da profundidade do canal do Porto de Santos, face ao impacto que esse projeto causará no porto e consecutivamente no comércio internacional brasileiro.

Para o projeto de dragagem de ampliação e aprofundamento do canal do Porto de Santos, é fundamental o conhecimento da viabilidade técnica, ou seja, se o empreendimento é factível e a viabilidade econômica da manutenção da cota de fundo do canal, que depende essencialmente da freqüência e do volume a ser dragado.

Portanto, é necessário dispor de uma estimativa das taxas de evolução dos fundos no canal de acesso ao Porto de Santos, o que se relaciona diretamente com o volume de dragagem. É possível obter essa estimativa, com aceitável precisão, com o conhecimento da dinâmica hidrossedimentológica local, em associação com os dados de dragagens e precipitações das vertentes das bacias hidrográficas.

Em consulta ao relatório da SONDOTÉCNI-CA (1977) confirmou-se que sondagens batimétricas efetuadas anteriormente às dragagens no Canal da Barra apontavam cota mínima em torno de - 8m em relação ao nível de redução definido pela Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha – DHN para a barra marítima de Santos.

Este mesmo estudo aponta para os seguintes valores de taxa de assoreamento em volumes "in situ" para as diferentes cotas DHN do possível gabarito de dragagem:

• 13,7 m: 900.000 m<sup>3</sup>/ano

• 14,2 m: 1.300.000 m<sup>3</sup>/ano

• 14,7 m: 1.600.000 m<sup>3</sup>/ano

Observando-se esses valores confirma-se que a taxa de assoreamento aumenta à medida que aumenta a distância entre a profundidade de equilíbrio natural e o gabarito geométrico do canal.

É possível fazer um balanço sedimentar de volume "in situ" para o estuário e para o canal da barra. Esses cálculos devem ser feitos separadamente pois as influências destes são diferentes; na região estuarina há uma maior influência dos aportes de sedimentos fluviais, enquanto no canal da barra existe maior influência dos aportes marítimos de sedimentos.

O balanço sedimentológico pode ser conduzido pela equação 1:

$$Vd + \Delta V = Ve \tag{1}$$

Na qual:

Ve: volume "in situ" de aporte de sedimentos totais Vd: volume de sedimentos "in situ" removidos do estuário por dragagem.

Δ V: variação de volume "in situ" de depósitos

O coeficiente de correção para conversão de volumes dragados na cisterna para volumes "in situ" é dado pela equação 2:

$$(1 - ns) / (1 - n's) = (\gamma s - 1) / (\gamma' s - 1)$$
 (2)

sendo:

ns : volume de vazios medido "in situ" dividido pelo volume total da amostra

n's : volume de vazios medido na cisterna dividido pelo volume total da amostra

γs : peso específico "in situ"

γ's : peso específico na cisterna

Para os volumes obtidos no Canal da Barra, pode se utilizar um coeficiente de correção por empolamento médio de 0,74 – SONDOTECNICA (1977).

Tabela 2 - Déficit de dragagem por período (CODESP 2003)

Mês/Ano	Déficit de Dragagem (m³)	Atendido (%)	Não atendido(%)
Mai/1997	1.949.192	48,3	51,7
Nov/1998	2.893.073	47	53
Abr/1999	2.552.687	48,9	51,1
Ago/1999	2.240.972	48,3	51,7
Abr/2000	1.851.448	50,6	49,4
Jan/2001	849.241	69,7	30,3
Jan/2002	932.419	59,3	40,7
Mar/2003	973.237	48,7	51,3

Tabela 3 - Volumes dragados por período (CODESP 2003)

Período	Volume na cisterna (m³)	Volume "in situ" (m³)
Mai/1997 à		
Nov/1998	871.662	645.001
${ m Ago}/{ m 1999}$ à		
Abr/2000	1.502.953	1.112.185
Abril/2000 à		
Jan/2001	2.817.318	2.084.815
Jan/2002 à		
Mar/2003	2.215.336	1.639.349

De CODESP (2003) pôde-se extrair Tabela 2 que apresenta a taxa de atendimento ao gabarito de dragagem, que quantifica o percentual de atendimento às condições especificadas para as 8 batimetrias de controle efetuadas entre 1997 e 2003 quando a profundidade de projeto era 14m, bem como o déficit de dragagem, que se traduz no incremento necessário ao volume dragado para alcançar os 100% de atendimento.

Além destas informações, também foram obtidos os volumes dragados no trecho da barra marítima de Santos para alguns períodos entre 1997 e 2003. Estes volumes estão apresentados na Tabela 3

#### **METODOLOGIA**

Inicialmente foi calculada a taxa média de assoreamento no trecho da barra de Santos entre 1997 e 2003. O intuito da obtenção desta taxa era o de validar os valores apresentados por SONDOTÉCNICA (1977), além de aumentar o espaço amostral para a análise.

Empregando-se a Equação (1), tendo-se em conta que a diferença entre déficits consecutivos de dragagem corresponde ao termo  $\Delta V$  da equação, foi possível obter valores mensais de aporte de sedimentos totais para os períodos com informação dos volumes dragados.

De posse destes valores, a taxa média anual de assoreamento foi calculada multiplicando-se por doze a média dos volumes mensais obtidos.

A taxa encontrada foi então acrescentada àquelas fornecidas por SONDOTÉCNICA (1977) e inseridas em um gráfico de taxa de assoreamento em função da profundidade do gabarito de navegação.

Para a extrapolação das taxas de assoreamento para as profundidades de -15 e -17 metros foram simulados os ajustes de duas curvas de regressão que levassem em conta a não linearidade da resposta do assoreamento.

Na sequência, tendo em vista o alargamento previsto para o canal, bem como o incremento em seu comprimento em função da necessidade de alcançar isóbatas mais profundas dentro da Baía de Santos, foi necessário transformar as taxas de assoreamento obtidas em taxas de evolução dos fundos. Transformação esta que foi feita a partir da divisão dos valores obtidos pela área em planta do canal dragado,

Por fim, a taxas de assoreamento finais para o canal da barra marítima do Porto de Santos foram calculadas multiplicando-se as taxas de evolução dos fundos pela nova área em planta que será ocupada pelo canal de navegação após seu alargamento para 220 metros e sua extensão até as isóbatas de 15 e 17 m (DHN).

## CÁLCULO DO APORTE DE SEDIMENTOS

A Tabela 4 apresenta o resultado do balanço sedimentar para o canal da barra decorrente da aplicação da Equação (1) para os períodos com informações de dragagem. Já a Tabela 5 mostra as taxas de assoreamento mensais e a média anual para o período.

Tabela 4 – Balanço sedimentar aplicado ao canal da barra entre 1997 e 2003

Período	$\Delta V~(m^3)$	Vd (m³)	Ve (m³)
Mai/1997 a			
Nov/1998	943.881	645.001	1.588.882
Ago/1999 a			
Abr/2000	-389.524	1.112.185	722.661
Abril/2000 a			_
Jan/2001	1.002.207	2.084.815	1.082.608
Jan/2002 a			
Mar/2003	40.818	1.639.349	1.639.389

Tabela 5 – Taxas de sedimentação mensais, média mensal  $e \ anual \ (m^3)$ 

Período	Meses	Ve (m³)	Volume assoreado mensal (m³)	
Mai/1997 a Nov/1998	18	1.588.882	88.271	
Ago/1999 a br/2000	8	722.661	90.333	
Abril/2000 a Jan/2001	9	1.082.608	120.290	
Jan/2002 a Mar/2003	14	1.639.389	120.012	
Taxa Mensal m	104.726			
Taxa Anual média (m³/ano)			1.256.717	
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·				

Como o cálculo do volume médio dragado para o período de 1997 a 2003 mostrou-se alinhado com os valores obtidos em SONDOTÉCNICA (1977) pôde-se montar a Tabela 6, que apresenta as Taxas anuais de assoreamento em função da profundidade de manutenção do gabarito de navegação.

Tabela 6 - Resposta do assoreamento ao aumento da profundidade

Profundidade	Taxa de Assoreamento (m³/ano)
8	0
13,7	900.000
14,0	1.256.716
14,2	1.300.000
14,7	1.600.000
	·

# CÁLCULO DO VOLUME DE MANUTENÇÃO

De acordo com Alfredini (2005), a taxa de evolução dos fundos tende a aumentar de forma não linear à medida que a cota batimétrica se afasta da profundidade de equilíbrio natural. Entretanto, não há uma lei geral que rege este comportamento.

Sendo assim, neste trabalho foram propostas duas equações não lineares que tiveram seus parâmetros ajustados de forma a maximizar o coeficiente de correlação (R²) em relação aos pontos da tabela 6 e, desta forma, extrapolar os volumes de dragagem necessários para a manutenção das cotas de –15 e –17 metros DHN.

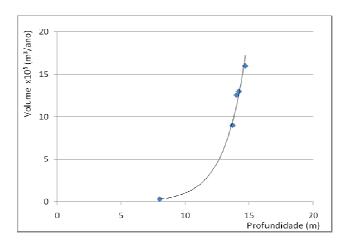


Figura 2 - Regressão exponencial do assoreamento em função da profundidade

Na figura 2 tem-se a regressão exponencial da profundidade em relação ao volume anual assoreado. Para maximizar o coeficiente de correlação R² desta curva, foi utilizado como artifício matemático adotar 31500 m³/ano para a profundidade de 8 metros, volume esse insignificante comparado às médias anuais.

A equação 3 representa a curva exponencial de melhor ajuste obtida.

$$Y = 264, 2e^{0,597X}$$

$$R^2 = 0,998$$
(3)

Onde:

X: Profundidade de manutenção (m);

Y: Taxa de assoreamento anual esperada (m³/ano)

A Tabela 7 apresenta as taxas de assoreamento anual calculadas a partir da Equação (3) para as profundidades desejadas:

Tabela 7 - Taxa de assoreamento anual para 15 m e 17 m

Profundidade (m)	Assoreamento "in situ" (m³/ano)	Assoreamento na cisterna (m³/ano)
15,0	2.050.000	2.770.270
17,0	6.800.000	9.189.189

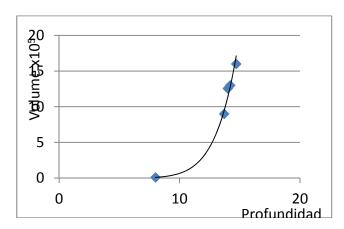


Figura 3 - Regressão em potência do assoreamento em função da profundidade

Na figura 3 tem-se a regressão em potência da taxa anual de assoreamento em relação à profundidade. Para o ajuste desta curva, foi utilizado como artifício matemático adotar 10.000 m³/ano

para a profundidade de 8 metros, pois este foi o valor que resultou no maior coeficiente de correlação R² para esta regressão, sendo que este volume também é insignificante comparado às médias anuais.

A equação 4 representa a curva em potência de melhor ajuste obtida.

$$Y=2,36.10^{-4}.X^{-8,44}$$

$$R^{2}=0,999$$
(4)

Onde:

X: Profundidade de manutenção (m);

Y: Taxa de assoreamento anual esperada (m³/ano)

A Tabela 8 apresenta as taxas de assoreamento anual calculadas a partir da Equação (4) para as profundidades desejadas:

Tabela 8 - Taxa de assoreamento anual para 15 m e 17 m

Profundidade (m)	Assoreamento "in situ" (m³/ano)	Assoreamento na cisterna (m³/ano)
15,0	2.030.000	2.743.443
17,0	5.850.000	7.905.405

## EXTRAPOLAÇÃO DAS ÁREAS

Os cálculos acima fornecem um volume de dragagem anual para manutenção dos calados do canal da barra do Porto de Santos considerando apenas a resposta do assoreamento ao aprofundamento do canal. No entanto, além do aprofundamento, há um aumento considerável da área a ser dragada. Como foi mencionado anteriormente, o canal dragado deve ser estendido até encontrar a isóbata que mantém naturalmente a mesma profundidade. Além disso, o canal sofrerá um alargamento, passando de 150 m para 220 m de largura mínima.

O aumento da área a ser dragada provoca um aumento no volume de sedimentos. No entanto, cada ponto isoladamente pode não responder da mesma forma ao aprofundamento. Neste trabalho foi empregada premissa adotada por Carvalho (1994) que consiste em estimar o aumento dos volumes em função do incremento de área do considerando que a taxa média de evolução de fundos se mantém constante.

Através da carta náutica 1701 da DHN e dos novos limites do canal balizado fornecidos pela CODESP, foi calculada a área do canal da barra para as condições atuais e considerando as expansões previstas.

O cálculo da área do canal em sua situação atual (antes da execução do projeto) resultou em 1.521.041 m². Já para o projeto de profundidade 15 m, a área resultante foi de 2.370.889 m², enquanto para 17 m foi de 2.841.523 m².

A partir da área e dos valores de volume "in situ" de sedimentos aportados em função da profundidade, calculou-se a taxa de evolução dos fundos em função da profundidade.

A tabela 9 mostra a taxa média de evolução dos fundos calculada a partir da equação exponencial do volume assoreado em função da profundidade.

Tabela 9 - Taxa de evolução dos fundos em função da profundidade – Ajuste a curva exponencial

Cotas DNH (m)	Taxa de Assoreamento (m³/ano)	Área base do cálculo (m²)	Taxa de Evolução dos fundos (m/ano)
13,7	900.000	1.521.041	0,59
14,0	1.256.717	1.521.041	0,84
14,2	1.300.000	1.521.041	0,85
14,7	1.600.000	1.521.041	1,05
15,0	2.050.000	1.521.041	1,35
17,0	6.800.000	1.521.041	4,47

A Tabela 10 fornece as taxas de assoreamento corrigidas pelas áreas em termos de volume assoreado "in situ" para 15 e 17 metros de profundidade.

Tabela 10 - Taxa de assoreamento corrigida

Cotas DNH (m)	Taxa de Evolução dos fundos (m/ano)	Área Real (m²)	Taxa de Assoreamento Corrigida (m³/ano)
15	1,35	2.370.889	3.195.392
17	4,47	2.841.523	12.703.376

A Tabela 11 mostra a taxa de evolução dos fundos calculada a partir da equação em potência do volume assoreado em função da profundidade.

Tabela 11 - Taxa de evolução dos fundos em função da profundidade - Ajuste a uma curva de potência

Cotas DNH (m)	Taxa de Assoreamento (m³/ano)	Área base do Cálculo (m²)	Taxa de evolução dos fundos (m/ano)
13,7	900.000	1.521.041	0,592
14,0	1.256.717	1.521041	0,826
14,2	1.300.000	1.521.041	0,855
14,7	1.600.000	1.521.041	1,052
15,0	2.030.000	1.521.041	1,335
17,0	5.850.000	1.521.041	3,846

A Tabela 12 fornece as taxas de assoreamento corrigidas pelas áreas em termos de volume assoreado "in situ" para 15 e 17 metros de profundidade

Tabela 12 - Taxa de assoreamento corrigida

Cotas DNH (m)	Taxa de evolução dos fundos (m/ano)	Área Real (m²)	Taxa de Assoreamento Corrigida (m³/ano)
15	1,35	2.370.889	3.164.218
17	4,47	2.841.523	10.928.640

#### **DISCUSSÃO**

As premissas adotadas para o cálculo de aporte de sedimentos foram validadas confrontando-se os dados obtidos em SONDOTÉCNICA (1977) com o cálculo da taxa média de assoreamento obtida para o período entre 1997 e 2003, conforme descrito na metodologia.

A fim de projetar a resposta do assoreamento para profundidades que nunca foram atingidas no canal do Porto de Santos, foram utilizadas duas regressões diferentes para ajuste de curva, a partir das quais foram extrapolados os valores desejados. Ambas as curvas empregadas na extrapolação das taxas tiveram uma boa aderência à base de dados, além de representarem bem a não linearidade da resposta do assoreamento ao incremento da profundidade do canal de navegação.

A estimativa do volume "in situ" de dragagem para manter a profundidade do canal da barra em 15m resultou, por ambas as curvas de extrapolação, em cerca de 3.2 milhões de metros cúbicos ao ano, com uma taxa média de evolução do fundo de 1,34 m/ano. Esse valor, apesar de tecnicamente viável, representa grandes esforços de dragagem de implantação e um volume de dragagem de manutenção quase 140% superior àquele atualmente realizado.

Já para a profundidade de 17m, onde as curvas já mostraram uma divergência considerável, a taxa de assoreamento anual ficou entre 10 e 13 milhões de metros cúbicos por ano, com a cota de fundo evoluindo em até 4,5 m/ano o que representa um volume "in situ" a ser dragado anualmente de 720 a 850% superior ao atual, o que torna muito difícil sua realização economicamente e tecnicamente.

Para realizar o aprofundamento do Porto de Santos, o consórcio de empresas denominado Draga Brasil, trará para o Brasil uma das maiores e mais modernas dragas em operação no mundo. A Xi Hai Feng, que pode carregar até 17.500 metros cúbicos (capacidade de sua cisterna, onde o material dragado permanece até ser lançado na área de descarte) por viagem. Conforme divulgado por CODESP 2009b, haverá mais três dragas para a execução do serviço, A Xi Hai Hu, capaz de transportar 13.500 m³ na cisterna, a Han Jung (9 mil m³), e a Han Jung 5001 (5 mil m³).

A Tabela 13 apresenta cada uma dessas dragas, e o número de viagens que elas teriam que fazer por ano para manter a profundidade de projeto do canal. O cálculo levou em consideração o volume anual na cisterna de sedimentos, que é justamente o volume que os sedimentos ocupam na cisterna da draga.

Tabela 13 -  $N^{\varrho}$  de viagens/ano para atender ao projeto

Draga	Xi Hai Feng	Xi Hai Hu	Han Jung	Han Jung 5001
Capacidade (m³)	17.500	13.500	9.000	5.000
Viagens/ano para manter 15 m	247	320	480	864
Viagens/ano para manter 17 m	981	1272	1907	3433

Outra forma de analisar o problema é calculando o número de viagens necessárias por dia, o cálculo é exposto na Tabela 14:

Tabela 14 - Nº de viagens/dia para atender ao projeto

Draga	Xi Hai Feng	Xi Hai Hu	Han Jung	Han Jung 5001
Capacidade (m³)	17.500	13.500	9.000	5.000
Viagens/dia para manter 15 m	0,7	0,9	1,3	2,4
Viagens/dia para manter 17 m	2,7	3,5	5,2	9,4

Para manter a profundidade de projeto, é necessário um planejamento logístico para as dragagens, haja vista que a presença de uma draga no canal interfere no tráfego de embarcações.

A manutenção apenas por dragagem de profundidades mais de 50% superiores à profundidade natural é muito dispendiosa, visto que o assoreamento não se dá de forma linear, estando a área dragada sujeita a receber grandes volumes de aporte de sedimentos durante a passagem de eventos meteorológicos associados ao aumento da altura das ondas (Alfredini, 2005). Assim, seria possível ocorrer um incremento da cota do fundo até da ordem de metros durante a passagem de uma única frente fria.

Devido ao elevado aporte de sedimentos acontecer em um intervalo de tempo curto, e a eficiência das dragas ser limitada, haverá um retardo de alguns dias até que a profundidade de projeto seja recuperada. A perda de profundidade pode limitar a entrada de navios com grandes calados, acarretando em grandes prejuízos.

Economicamente, o custo das dragagens de manutenção de fundos crescerá na mesma proporção que os volumes de dragagem apresentados, e será diluído entre as empresas na tarifa inframar, que conforme exposto anteriormente, já é elevada.

Segundo o Engenheiro do Departamento de Dragagens da CODESP Carlos Alberto Guimarães Simon, o preço médio de dragagem no canal da barra do Porto de Santos em junho de 2008 era de R\$ 9,32 por metro cúbico dragado "in situ".

Segundo o engenheiro, este foi o valor que utilizado pela SEP para orientar o edital de dragagem, e, portanto foi a base do orçamento do consórcio vencedor, Draga Brasil.

A Tabela 15 mostra o custo anual e acumulado nos 5 anos de manutenção do gabarito, calculados a partir da média dos volumes "in situ" de sedimentos estimados.

Tabela 15 - Custos de dragagem estimados

Profundidade:	Custo anual de manutenção (R\$):	Custo acumulado por 5 anos (R\$):	
15 m	29.635.781	148.178.906	
17 m	110.125.197	550.625.984	

Os cálculos realizados fornecem uma estimativa de volume de dragagem de manutenção anual. No entanto, não se deve esquecer que para aprofundar o canal é preciso fazer a primeira dragagem de aprofundamento. Nesse período de implantação o volume a ser dragado pode superar em até duas vezes os valores estimados devido à acomodação dos taludes e a resposta morfodinâmica do trecho do canal da barra (SONDOTÉCNICA 1977).

## **CONCLUSÕES**

O Governo Federal, por intermédio do PAC e do Programa Nacional de Dragagens, vem custeando uma parte da implantação do novo gabarito de dragagem do Porto de Santos na cota-15m, bem como a manutenção dessa profundidade durante os primeiros 5 anos, prorrogável por mais 5 anos

Conforme visto nesse trabalho, o aprofundamento do canal para essa cota elevaria o volume das dragagens consideravelmente. Esse aumento exigirá um planejamento logístico apurado das dragagens, pois demandará uma draga trabalhando continuamente para a manutenção do gabarito de projeto.

Entretanto, economicamente o projeto se mostra sustentável. Se compararmos a estimativa feita pela CODESP em 2005 de que o complexo portuário santista registrou perda de US\$ 862 milhões em receitas devido à deficiência de calado,

com os R\$ 30 milhões anuais estimados para manter a profundidade de 15 m no canal da barra, concluise que os custos adicionais em função do aumento da taxa de assoreamento podem ser contrabalançados pelo aumento da movimentação do porto.

Os ganhos ocorreriam em decorrência da diminuição da ociosidade dos terminais e do tempo de espera de uma gama de navios que não teriam mais que aguardar janelas de marés para poder entrar ou sair do porto, nem aguardar o término da movimentação de embarcações em um sentido para iniciar o outro, pois será permitido cruzamento de navios no interior do canal.

Caso essas melhorias sejam implementadas no Porto de Santos, também seria eliminado um dos gargalos existentes para o projeto de ampliação Barnabé-Bagres, que é justamente a ociosidade das embarcações e terminais.

Com relação ao aprofundamento para a cota -17m – DHN, segundo a estimativa realizada, o volume de dragagem de manutenção aumentaria de tal forma que, tecnicamente seria muito difícil manter o gabarito de projeto. O rítmo de dragagem necessário para remover os sedimentos aportados seria tão intenso que prejudicaria considerávelmente o fluxo de embarcações, e também deixaria o porto muito vulnerável diante de eventos extremos, conforme exposto anteriormente.

Por último, tendo vista a série histórica do atendimento das profundidades de projeto no canal da barra, percebe-se que ao longo dos anos apenas uma média de 50% da área atendeu aos 14 metros de profundidade. Se a autoridade portuária tem dificuldades para manter o canal com 14m de profundidade, é necessário que haja mudanças substanciais nas diretrizes de dragagem para que se consiga manter a profundidade em 15 ou até 17 m.

#### **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem à CODESP pelo apoio no fornecimento de informações e material bibliográfico que possibilitou o desenvolvimento do trabalho.

## REFERÊNCIAS

ALFREDINI, PAOLO. *Obras e Gestão de Portos e Costas: a técnica aliada ao enfoque logístico e ambiental* - São Paulo: Edgard Blücher, 2005.

CARVALHO, N.O. *Hidrosedimentologia Prática*. CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, Rio de Janeior, 1994.

CODESP. Volumes dragados de 1978 a 2003 no Canal de acesso e berços. Santos, 2003.

MAWAKDIYE, A. "Falta de competitividade compromete futuro do Porto de Santos" - Revista problemas brasileiros , n.353, Set/Out. 2002.

SONDOTÉCNICA- Comportamento hidráulico e sedimentológico do Estuário Santista. 1977.

AGÊNCIA DE NOTÍCIAS DO ESTADO DO PARANÁ. Paraná, 2006. Aen. Disponível:

http://www.aen.pr.gov.br/modules/noticias/article.php?storyid=24 552&tit=Exportadores-apontam-vantagens-de-silos-publicos-no-Porto-de-Paranagua. Acessado: Maio/2009.

CODESP. - Companhia de Docas do Estado de São Paulo, 2009. Porto de Santos. Disponível: www.portodesantos.com - Acessado: Novembro 2009.

CODESP - Companhia de Docas do Estado de São Paulo, 2009. Porto de Santos. Disponível: - <a href="http://www.portodesantos.com/imprensa.php">http://www.portodesantos.com/imprensa.php</a> Acessado: Novembro 2009.

CODESP - Companhia de Docas do Estado de São Paulo, 2009. Porto de Santos – Release 394. Disponível: http://www.portodesantos.com.br/pressRelease.php?idRelease= 394 - Acessado: Novembro 2009.

CODESP - Companhia de Docas do Estado de São Paulo, 2009. Porto de Santos – Release 311. Disponível: http://www.portodesantos.com.br/pressRelease.php?idRelease= 311 - Acessado: Novembro 2009.

CODESP - Companhia de Docas do Estado de São Paulo, 2009. Porto de Santos – Release 367. Disponível: http://www.portodesantos.com.br/pressRelease.php?idRelease= 367 - Acessado: Outubro 2009.

CODESP - Companhia de Docas do Estado de São Paulo, 2008. Porto de Santos - Relatório Anual da administração. Disponível:

http://www.portodesantos.com.br/relatorio/Relatorio2008.pdf Acessado: Maio 2009.

MUNDO Marítimo. 2009,. Disponível: http://www.mundomaritimo.net - Acessado: Abril 2009. Porto Gente. 2008. Porto Gente. Disponível: http://www.portogente.com.br/comentetx/index.php?cod=12406& sec=118 -Acessado: Maio 2009.

SESC – Serviço Social do Comércio, 2002. Portal SESCSP. Disponível:

<u>http://www.sescsp.org.br/sesc/revistas\_sesc/pb/artigo.cfm?Edica\_o\_ld=133&breadcrumb=1&Artigo\_lD=1873&IDCategoria=1937&reftype=1</u> - Acessado: Abril 2009.

## Deepening the Port of Santos: a Critical Analysis

#### **ABSTRACT**

According to several specialists, the Port of Santos should become a concentration point in the South Atlantic, because its hinterland includes the industrial heart of Brazil, among other factors. However, there are a number of problems that must be solved before the port receives such a designation. Deepening for the navigation of deeper-draft ships is considered the priority infrastructure project by Companhia Docas do Estado de São Paulo -CODESP, for the Porto f Santos. In order to solve the obstacle presented by the limited depth of the Porto de Santos channel, the Federal Government, through the Accelerated Growth Program (PAC- Programa de Aceleração do Crescimento) has provided more than R\$200 millions to increase the depth that ranges from 12 to 14 meters, to 15 meters, and the width of the navigation channel from 150 to 220 m.. It is even being considered to deepen the channel to 17 m at a later phase. This issue is important and must be considered, since this action will have various impacts on the port. The purpose of this study is to assess one of these impacts, which is the evolution of the rate of siltation of the bar channel because of the increased depth of the geometrical outline of the Port of Santos. The bar channel was analyzed because it is the stretch of the channel which is most difficult to maintain, although its length is only 40% of the access channel to the port, It is responsible for about 60% of the total volume dredged currently in the Porto of Santos. The results obtained allow analyzing the feasibility of the undertaking with more solid data.

Key-words: Port of Santos; channel depth; navigation

# Fármacos em Uma Estação de Tratamento de Esgoto na Região Centro-Oeste do Brasil e os Riscos aos Recursos Hídricos

Juliana Heloisa Pinê Américo, William Deodato Isique, Alessandro Minillo, Sérgio Luís de Carvalho

Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – FEIS (UNESP) - Departamento de Engenharia Civil americo.ju@gmail.com

#### Nádia Hortense Torres

Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA (USP) - Departamento de Ecotoxicologia

Recebido: 05/08/10 - revisado: 25/04/11 - aceito: 20/06/12

#### **RESUMO**

Os fármacos integram um grupo de contaminantes ambientais encontrados com frequência nos últimos anos em águas naturais em decorrência do descarte e lançamento de efluentes das estações de tratamento de esgoto (ETE) sem um tratamento adequado. Estes compostos podem representar riscos severos à saúde humana e um comprometimento a biota aquática mesmo em reduzidos níveis quando detectados. O presente estudo teve como objetivo avaliar a presença de compostos farmacológicos em amostras de afluente e efluente de uma ETE localizada no município de Três Lagoas – MS, que foram coletadas de forma pontual em uma única ocasião e submetidas ao processo de extração em fase sólida e análise cromatográfica a fim de se detectar e determinar a concentração dos medicamentos no esgoto. A presença de cinco fármacos foi confirmada, evidenciando a não eficiência do sistema de tratamento de esgoto do município o que é preocupante devido aos riscos à saúde humana e à biota aquática associados à contaminação dos corpos d'águas por estes compostos xenobióticos sendo necessário um gerenciamento ordenado no tratamento das águas residuárias do município.

Palavras-chave: Contaminação, fármacos, ETE

## INTRODUÇÃO

Após a Segunda Guerra Mundial, a contaminação hídrica intensificou-se devido à fabricação e introdução de novos compostos xenobióticos no meio aquático resultantes do desenvolvimento desenfreado e não sustentável, causando efeitos negativos à saúde humana, animal e aos ecossistemas aquáticos. Segundo Ghiselli e Jardim (2007), dentre os compostos xenobióticos cada vez mais presentes nos ambientes aquáticos, os fármacos vêm recebendo maior atenção, em razão de sua capacidade de persistência no meio ambiente e por estarem relacionados à etiologia de vários tipos de cânceres, além dos prejuízos que podem causar ao sistema endócrino do homem. Dessa forma, os compostos farmacológicos podem representar um expressivo comprometimento à qualidade das águas superficiais e subterrâneas, quando as mesmas forem utilizadas para o abastecimento público sem um tratamento adequado à sua remoção (Jones et al., 2005), e ecológicos em decorrência dos efeitos comprovados

para os organismos integrantes da cadeia trófica aquática (Fent et al., 2006).

A ocorrência de fármacos residuais no esgoto doméstico e águas naturais é um importante tema de discussão pelas comunidades científicas de vários países, como Canadá (Ternes et al., 1999), Brasil (Ternes et al., 1999), Espanha (Gros et al., 2010), Brasil (Torres et al., 2012), entre outros países. Estudos demonstram que os fármacos estão tornandose presentes em ambientes aquáticos em várias partes do mundo (Bila e Dezotti, 2003). A não eficiência de remoção destes compostos nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) tem promovido a contaminação das águas superficiais por resíduos deste tipo e o comprometimento da sua qualidade destinada ao abastecimento urbano (Bautitz, 2006).

Diferentes fontes podem ser indicadas para explicar o aparecimento das diversas classes de fármacos encontradas em ambientes aquáticos, como, por exemplo, Gros et al. (2010) e Postigo et al. (2011). Vários autores relataram que as principais vias de exposição a estas substâncias no ambiente provem de esgotos hospitalares, produção industrial, efluente doméstico e também na disposição em

aterros e excreções animais (Sanderson et. al, 2004; Ternes, 2004).

O interesse crescente na determinação desses contaminantes ocorre pelo fato de que eles não estão inseridos em legislações que regulamentam a qualidade da água e, portanto, podem ser candidatos para futuras legislações, dependendo das pesquisas sobre a sua toxicidade e efeitos potenciais ao meio ambiente e à saúde humana (Hernández et al., 2007). Considerando esses aspectos, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a presença e concentração de fármacos em uma análise pontual em amostra afluente e efluente de uma Estação de Tratamento de Esgoto na região Centro-Oeste do Brasil, sabendo-se que os níveis máximos permissíveis para estes compostos não estão descritos na legislação brasileira.

#### **METODOLOGIA**

#### Área de estudo

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em estudo está localizada nas coordenadas 20°48'59"S e 51°41'59"W pertencendo ao município de Três Lagoas - MS, situado na região leste do Estado do Mato Grosso do Sul,a qual se encontra em operação desde 1998. Esta ETE responde pelo tratamento de 50% do esgoto sanitário do município e não incluem os efluentes industriais sendo estes destinados a outra ETE juntamente com os outros 50% de esgoto sanitário do município. A ETE foi projetada para atender uma vazão de 100 Ls-1 de esgoto, no entanto atualmente trabalha com uma vazão de entrada e de saída de 40 Ls-1 de esgoto. O resíduo bruto chega à estação através de bombeamento, este é submetido a um gradeamento inicial para separação de material grosseiro. Após a separação dos resíduos e objetos maiores (por exemplo, plástico, madeira e latas), o esgoto atravessa uma calha Parshal, que registra a quantidade de material a ser tratado, seguindo para os desarenadores.

Na sequência os efluentes domésticos são encaminhados para um reator anaeróbio de leito fluidizado (RALF), o efluente que sai do RALF é submetido a um tratamento físico-químico sendo lançado em um curso de água adjacente (Córrego da Onça – MS). Com base no funcionamento da ETE foram selecionados três pontos distintos de amostragem, sendo estes representados pelas secções do esgoto bruto (A), do efluente do RALF (B) e do efluente tratado (C), com o intuito de verificar

a presença de compostos farmacológicos durante uma coleta pontual realizada no mês de novembro de 2009, devido à dificuldade de obter permissão para entrar na ETE e coletar seus efluentes, sendo que esta só foi concedida uma vez.

# Coleta e preparo das amostras para análise cromatográfica

Para a coleta das amostras foram utilizados, baldes graduados e frascos devidamente lavados e higienizados com solução clorada e enxaguados com água desmineralizada. Amostras de esgoto (1,0 L) foram coletadas em cada ponto de amostragem com auxilio de baldes e acondicionadas em frascos, sendo transportadas sob gelo para posterior análise em laboratório. Em laboratório as amostras foram armazenadas sob refrigeração até o momento das análises, estas processadas em um intervalo menor que 12 horas da coleta. As amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro (0,45 µm abertura de poro) para a remoção de partículas suspensas, eliminando a ação de possíveis agentes interferentes

#### Procedimento de extração em fase sólida (SPE)

A concentração e extração dos fármacos foram realizadas segundo o método proposto por Nebot et al. (2007) com adaptações. Para tanto, foi realizada a pré-ativação dos cartuchos C-18 (Accu-Bond II ODS-C18 de 500 mg) com 5,0 mL de metanol 100%, seguida posteriormente de 5,0 mL de água Milli-Q (pH próximo de 3,0). As amostras (1,0 L) foram eluídas nos cartuchos C18 com velocidade de fluxo de 3,0 mL min-1. Posteriormente, o adsorvente foi lavado com 5,0 mL de água Milli-Q (pH próximo de 3,0), na sequência os cartuchos C-18 permaneceram em repouso (secagem) a temperatura ambiente por 1 h. Após a secagem o eluato foi recolhido com 2,5 mL de acetona (PA) seguido por 5,0 mL de metanol 100%. O eluato recolhido foi evaporado à 55 °C e ressuspendido em 500 µL de metanol 100% para realização das análises cromatográficas

## Análise dos fármacos em cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE)

As análises para a identificação dos fármacos presentes nas amostras foram efetuadas em um cromatógrafo líquido de alta eficiência (Shimadzu) munido de duas bombas LC-20AT e LC-20AD; Communication Bus Module-CBM-20A (Prominence Communications Bus Module); Injetor Rheodyne

(Rohnert Park, CA, USA) equipado com válvula do tipo loop de 20 μL. Detector SPD-M20A (Prominence Diode Array Detector) empregando software LCsolution. As separações dos picos cromatográficos foram realizadas em uma coluna cromatográfica LC Column Shim-pack C18 (250 mm x 4.6 mm ID, partículas de 5,0 μm).

As fases móveis constituíram-se de metanol (100%) (fase A) e água Mili-Q (fase B), ambas acrescidas de 0,1 % de ácido trifluoracético (TFA). O uso de um gradiente linear de 95%-50% de A por 15 minutos (a temperatura ambiente), com fluxo de 1,0 ml min.-1 foi utilizado na separação dos picos cromatográficos, pois alguns fármacos principalmente os ácidos somente são eluídos em fase móvel orgânica (acidificadas), decorrentes do aumento da concentração de metanol sobre a fase aquosa o que explica o uso da cromatografia em fase reversa (predominância da fase orgânica ) para esse tipo de análise. De acordo com os diferentes pKas (constante de dissociação dos ácidos) para cada fármaco, inicialmente os compostos com menor tempo de retenção são os primeiros a eluírem e posteriormente os de maiores tempos de retenção. O volume de injeção das amostras foi de 25,0 μL, sendo as amostras analisadas em triplicata. Os comprimentos de onda utilizados para a detecção dos picos cromatográficos foram de 240; 260 e 280 nm. A identificação de cada fármaco foi efetuada de acordo com os seus respectivos tempos de retenção e também através de cada perfil espectrofotométrico.

As curvas analíticas foram efetuadas através do método do padrão interno, de acordo com IN-METRO (2010). Concomitantemente os limites de detecção (LD) e os limites de quantificação (LQ) (µgmL¹) também foram obtidos por meio de planilha de validação proposta por Ribeiro et al. (2008) (Tabela 1). Foram utilizados padrões de fármacos de elevado grau de pureza (98 a 99%) da Sigma-Aldrich para identificação e construção da curva analítica.

Tabela 1 - Limites de quantificação (LQ) e detecção (LD) dos fármacos encontrados na ETE de Três Lagoas - MS

Fármaco	LQ (µgmL-1)	LD (µgmL <sup>-1</sup> )
Diclofenaco	0,24	0,12
Ibuprofeno	0,40	0,25
Naproxeno	0,12	0,07
Paracetamol	0,21	0,13
Piroxicam	0,44	0,28

### RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados exibiram a presença de cinco compostos farmacológicos distintos nas amostras coletadas da ETE. Na amostra de esgoto bruto o naproxeno, o diclofenaco e o ibuprofeno apresentaram-se em maiores concentrações do que os outros compostos analisados, o que pode estar associado ao elevado consumo destes medicamentos pela população. No caso do ibuprofeno que é um dos medicamentos de maior prescrição no tratamento de dores reumáticas e febres no mundo a sua dose terapêutica relativamente alta - entre 600 e 1.200 mg dia-1 (Morant e Ruppanner, 1994 apud Almeida e Weber, 2005) pode estar relacionada com sua elevada concentração encontrada no esgoto. Vieno et al. (2005) observaram a ocorrência destes antiinflamatórios em esgoto bruto na Finlândia, onde as concentrações médias foram 23,4 μgL<sup>-1</sup> para ibuprofeno, 8,6 μgL<sup>-1</sup> para naproxeno e 0,46 μgL<sup>-1</sup> para diclofenaco.

A ocorrência de paracetamol no esgoto bruto apresentou uma concentração reduzida em relação aos demais compostos encontrados. Contudo, este analgésico é largamente utilizado em regiões endêmicas de dengue que é o caso da área na qual o estudo foi realizado. Os baixos níveis detectados deste fármaco no efluente tratado podem estar associados a processos que contribuam para sua remoção, como por exemplo, adsorção, biodegradação ou fotodegradação que podem ter favorecido sua eliminação no esgoto tratado, pois segundo Henschel et al. (1997) o paracetamol possui uma biodegradabilidade de 57% quando livre no ambiente (Tabela 2).

Tabela 2 - Concentração dos compostos farmacológicos (μg mL¹) detectados nas etapas do tratamento do esgoto da ETE de Três Lagoas – MS, no mês de novembro de 2009.

Compostos	Pontos amostrais da ETE			
	Esgoto Efluente do		Efluente	
	Bruto	RALF	Tratado	
Diclofenaco	2,471	0,381	0,273	
Ibuprofeno	2,325	1,993	0,233	
Naproxeno	4,603	0,530	0,07	
Paracetamol	0,13	ND	ND	
Piroxicam	0,602	0,367	0,331	

ND: composto não detectado

O composto piroxicam registrou maior concentração no efluente tratado do que os outros antiinflamatórios, o que pode sugerir que o fármaco não é tão susceptível como os demais compostos aos processos envolvidos na degradação. A presença do medicamento foi relatada por Quintana e Reemtsma (2004) em amostras de afluente e efluente de uma ETE na Alemanha que deságua no Rio Tegel, no entanto não se determinou a concentração do fármaco, pois este se encontrava numa concentração abaixo do limite de quantificação do método utilizado pelos autores (1,3 ngL<sup>-1</sup>) tanto no esgoto bruto como tratado. Esta reduzida concentração observada pode ter ocorrido devido ao baixo consumo do medicamento em países da Europa.

As concentrações dos compostos farmacológicos na ETE apresentaram níveis relativamente elevados em relação a estudos realizados em outros países. Carballa et al. (2004) verificaram em amostras afluente de ETE na Galícia, Espanha, concentrações menores de ibuprofeno (2,6 a 5,7 μgL<sup>-1</sup>) e naproxeno (1,8 a 4,6 μgL<sup>-1</sup>). Análises de efluente de ETE na Itália revelaram a presença de diclofenaco (5, 21, 55 ngL<sup>-1</sup>), de ibuprofeno (1,2 a 9,5 ngL<sup>-1</sup>) e de naproxeno (0,1 a 2,2 ngL<sup>-1</sup>) (Marchese et al., 2003). A concentração destes três antiinflamatórios também foi registrada em estudo com efluente de ETE na França (0,41 μg L<sup>-1</sup>, 1,82 μg L<sup>-1</sup>, 1,73 μgL<sup>-1</sup> respectivamente) por Andreozzi et al. (2003).

Em ETEs localizadas em diferentes áreas urbanas da Grécia as concentrações de diclofenaco no afluente oscilaram entre 0,012 e 0,56 µg L¹ e no efluente entre 0,010 e 0,365 μg L<sup>-1</sup> (Koutsouba et al., 2003). O contaminante esteve presente em efluente tratado no Reino Unido (0,123 µg L<sup>-1</sup>) e na Alemanha (1,561 μg L<sup>-1</sup>) ( Kasprzyk-Hordern et al. 2008; Quintana e Reemtsma, 2004). O ibuprofeno ocorreu em esgoto tratado na Grécia (0,05 μg L<sup>-1</sup>) e na Suécia (7,11 µg L<sup>-1</sup>) (Andreozzi et al., 2003) enquanto que o naproxeno foi detectado em efluentes de 11 ETEs (concentração média: 1,29 μg L<sup>-1</sup>) na Espanha (Camacho-Munñoz, et al., 2010). Contudo, estes estudos em Estações de Tratamento de Esgoto no Brasil ainda são escassos, apenas os autores Ternes et al. (1999) realizaram estudos sobre fármacos em ETEs no Brasil.

Com relação às concentrações dos compostos farmacológicos avaliados no esgoto bruto e no final do processo de tratamento anaeróbio submetido na ETE em estudo observou-se que durante esta análise pontual houve uma redução de 89% de diclofenaco, 90% de ibuprofeno, 98% da concentração de naproxeno, 100% para o paracetamol e 45% de piroxicam. Para todos os compostos encontrados, exceto o ibuprofeno, registrou-se maior eliminação após a passagem do esgoto pelo RALF. Esta remoção

pode estar associada tanto à degradação dos compostos por bactérias anaeróbias presentes no sistema, como a possível adsorção dos mesmos nos sólidos suspensos, que levam a formação do lodo do esgoto. No entanto, devem ser consideradas a ação de processos biológicos e não biológicos que levem a quebra destes compostos no sistema analisado. Isidori et al.(2005) reportaram a ação da foto transformação como um fator de eliminação do naproxeno no meio ambiente e através dela o composto presente na água pode ser parcialmente transformado em diferentes subprodutos por irradiação, alguns com ação mais tóxica do que o composto original. De acordo com Buser et al. (1998) a degradação biológica e a adsorção em partículas de sedimento são insignificantes na remoção do diclofenaco da água sendo a radiação solar a principal responsável pela eliminação do composto.

Segundo Kummerer et al. (1997) e Buser et al (1998) fármacos com caráter ácido, como alguns antiinflamatórios quando ocorrem em sistemas de tratamento com o pH neutro, possuem reduzida tendência de serem adsorvidos no lodo. A redução de pH pode representar um aumento no processo de eliminação desta classe de compostos farmacêuticos.

Devido aos diversos fatores que interferem na redução da concentração dos fármacos nas ETEs, diferenças nas concentrações observadas em efluente bruto e tratado destas substâncias têm sido reportadas na literatura. Autores registraram eliminações em ETE para naproxeno de 40 a 55% (Carballa et al., 2004), 66% (Ternes, 1998), 78% (Stumpf et al., 1999) e de 0 a 80% (Nakada et al., 2006), enquanto que para ibuprofeno verificou-se 90% (Ternes, 1998), 60 a 70% (Carballa et al., 2004), 75% (Stumpf et al., 1999) e de 90 a 100% (Nakada et al., 2006). No caso do diclofenaco, estudos relataram menores resultados como 17% (Heberer, 2002), 69% (Ternes, 1998), 71% (Roberts e Thomas, 2006) e 75% (Stumpf et al., 1999). No Brasil foram realizados estudos pelos autores Ternes et al. (1999) envolvendo outros fármacos diferentes dos compostos-alvo deste trabalho.

A eficiência de remoção de fármacos em uma ETE é variável, pois o mesmo composto pode apresentar taxas de remoção distintas em diferentes unidades de tratamento e de acordo com a sazonalidade. A maior preocupação está em estimar a eliminação eficiente dos resíduos farmacêuticos durante sua passagem pelas estações de tratamentos de esgotos municipais. A comparação das taxas de eliminação das diferentes estações de tratamento municipais não permitem a aquisição de resultados

confiáveis devido à variabilidade associada aos efluentes, concentração de fármacos e parâmetros operacionais empregados para cada ETE (Ternes et al., 1999; Zwiener e Frimmel, 2003).

Nos últimos anos, uma série de novas tecnologias vêm sendo desenvolvidas de modo a resguardarem a contaminação dos ambientes aquáticos por compostos xenobióticos. Embora este estudo detenha-se em uma avaliação pontual quanto à presença e concentração de compostos farmacêuticos em diferentes etapas do tratamento do esgoto, ele serve como norteador para futuros estudos que devem considerar uma análise temporal mais detalhada da ETE, dos compostos e dos parâmetros físicos, químicos e biológicos do esgoto que atuam para eliminação dos fármacos no efluente. Deve ser considerado que não é apenas o tipo de tratamento dos efluentes sanitários utilizados que determina uma maior ou menor eliminação destes compostos, mas também a interação de diferentes fatores como os processos degradativos, fotooxidativos, adsorção destas substâncias em partículas sólidas (lodo) e as próprias características do efluente que podem condicionar uma maior ou menor contaminação dos ecossistemas aquáticos por tais substâncias.

## **CONCLUSÕES**

A presença de fármacos em afluente de ETE é esperada, pois estes compostos não são totalmente absorvidos pelo organismo humano e dessa forma são eliminados através de sua excreção. No entanto neste estudo foram registradas concentrações elevadas para estes xenobióticos no esgoto bruto, que pode ser explicada pelo uso indiscriminado destes pela população. As concentrações observadas no efluente também foram altas, o que implica em uma reduzida eficiência da ETE em removê-los e como os sistemas atuais de tratamento de esgoto não conseguem eliminar totalmente estes poluentes, algumas melhorias ou modificações devem ser estudadas para uma total remoção destes compostos de modo a atenuar riscos a saúde pública. O contínuo aumento da presença destas substâncias farmacológicas nos mananciais de abastecimento, representa uma das problemáticas mundiais do comprometimento da qualidade das águas destinadas para consumo humano e dos prejuízos inerentes sobre os ambientes aquáticos impactados por estes compostos.

Um efeito esperado é a transferência destas substâncias para os ecossistemas aquáticos podendo ocasionar problemas a cadeia trófica aquática devido à persistência na água ou adsorção no sedimento, além da possibilidade de serem ingeridos pelo ser humano através da alimentação (por exemplo, através do consumo de peixe ou animais que se alimentam do mesmo).

## **AGRADECIMENTOS**

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida ao primeiro autor.

## REFERÊNCIAS

ANDREOZZI, R.; RAFFAELLE, M.; NICKLAS, P. Pharmaceutical in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere*, v. 50, p. 1319-1330, 2003.

ALMEIDA, G.A.; WEBER R.R. Fármacos na Represa Billings. *Revista Saúde e Ambiente* , v. 6, n. 2, p. 7-13, 2005.

BAUTITZ, I.R. Degradação de tetraciclina utilizando o processo foto-fenton. 2006. 85f. Dissertação (Mestrado em Química) - Instituto de Química de Araraquara, Universidade Estadual Paulista, Araraguara, 2006.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Fármacos no Meio Ambiente. *Química Nova, v.*26, n. 4, p. 523-530, 2003.

BUSER, H. R.; POIGER, T.; MÜLLER, M. D. Ocurrence and fate of the pharmaceutical drug diclofenac in surface waters: rapid photodegradation in a lake. *Environmental Science & Technology*, v. 32, n. 22, p. 3449-3456, 1998.

CAMACHO-MUÑOZ, M.D.; SANTOS, J.L.; APARICIO, I.; ALONSO, E. Presence of pharmaceutically active compounds in Doñana Park (Spain) main watersheds. *Journal of Hazardous Materials*, v. 177, p. 1159-1162, 2010.

CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J. M.; LLOMPART, M.; GARCIA, C.; RODRIGUES, I.; GOMEZ, M.; TERNES, T. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. Water Research, v. 38, p. 2918-2926, 2004.

FENT, K.; WESTON, A.A.; CAMINADA, D. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, v. 76, p. 122-159, 2006

- GHISELLI, G. & JARDIM, W. Interferentes endócrinos no Ambiente. *Química Nova, v.* 30, n. 3, p. 695-706, 2007.
- GROS, M.; PETROVIĆ, M.; GINEBREDA, A.; BARCELÓ, D. Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes. *Environmental International*, v. 36, p. 15–26, 2010.
- HEBERER, T. Ocurrence, fate ande removal of pharmaceuticals residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, v. 131, p. 5-17, 2002.
- HENSCHEL, K. P.; WENZEL, A.; DIEDRICH, M.; FLIEDNER, A. Environmental hazard assessment of pharmaceuticals. *Regul Toxicol Pharmacol*, v. 25, p. 220-225, 1997.
- HERNÁNDEZ, F.; SANCHO, J. V.; IBÁÑEZ, M.; GUERRERO, C. Antibiotic residue determination in environmental waters by LC-MS. *Trends Analysis Chemistry*, v. 26, n. 6, p. 466-485, 2007.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL INMETRO. Orientações sobre validações de métodos de ensaios químicos. DOQ-CGCRE-008, Rio de Janeiro, 2010.
- ISIDORI, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A.; PREVITERA, L.; RUBINO, M. Ecotoxicity of naproxen and its phototransformation products. *Science of the Total Environment*, v.348, p. 93-101, 2005.
- JONES, O. A.; LESTER, N.; VOULVOULIS, N. Pharmaceuticals: a treat to drinking water? *Trends Biotechnology*, v. 23, n. 4, p. 163-167, 2005.
- KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. Multiresidue methods for the analysis of pharmaceuticals, personal care products and illicit drugs in surface water and wastewater by solid-phase extraction and ultra performance liquid chromatography–electrospray tandem mass spectrometry. *Analytical* and *Bioanalytical Chemistry*, v. 391, p. 1293-1308, 2008.
- KOUTSOUBA, V.; HEBERER, T.; FUHRMANN, B.; SCHMIDT-BAUMLER, K.; TSIPI, D.; HISKIA, A. Determination of polar pharmaceuticals in sewage water of Greece by gas chromatography-mass spectrometry. *Chemosphere*, v. 51, p. 69-75, 2003.
- KÜMMERER, K.; STEGER-HARTMANN, T.; MEYER, M. Biodegradability of the anti-tumour agent ifosfamide and its occurrence in hospital effluents and communal sewage. *Water Research*, v. 31, p. 2705-2710, 1997.

- MARCHESE, S.; PERRET, D.; GENTILI, A.; CURINI, R.; PASTORI, F. Determination of Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drugs in Surface Water and Wastewater by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *Chromatographia*, v. 58, v. 5/6, p. 263-269, 2003.
- NAKADA, N.; TANISHIMA, T.; SHINOHARA, H.; KIRI, K.; TAKADA, H. Pharmaceutical chemicals and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. *Water Research*, v. 40, p. 3297-3303, 2006.
- NEBOT, C.; GIBB, S. W.; BOYD, K. G. Quantification of human pharmaceuticals in water samples by high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, v. 598, p. 87-94, 2007.
- POSTIGO, C.; ALDA, M.L.; BARCELÓ, D. Evaluation of drugs of abuse use and trends in a prison through wastewater analysis. *Environmental International*, v. 37, p. 49–55, 2011.
- QUINTANA, J. B.; REEMTSMA, T. Sensitive determination of acidic drugs and triclosan in surface and wastewater by ion-pair reverse-phase liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* v.18, p. 765-774, 2004.
- RIBEIRO, F. A. L.; FERREIRA, M. M. C. Planilha de validação: uma nova ferramenta para estimar figuras de mérito na validação de métodos analíticos univariados. *Química Nova*, v. 31 (1): 164-171, 2008.
- ROBERTS, P. H.; THOMAS, K. V. The occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters of the lower Tyne catchment. *Science of the Total Environment*, v. 356, p. 43-153, 2006.
- SANDERSON, H.; BRAIN, R. A.; JOHNSON D. J.; WILSON, C. J.; SOLOMON, K. R. Toxicity classification and evaluation of four pharmaceuticals classes: antibiotics, antineoplastics, cardiovascular, and sex hormones. *Toxicology*, v. 203, n. 1/3, p. 27-40, 2004.
- STUMPF, M.; TERNES, T. A.; WILKEN, R. D.; RODRIGUES, S. V.; BAUMANN, W. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 225, p.135-144, 1999.
- TERNES, T. A. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research*, v. 32, p. 3245-3260, 1998.
- TERNES, T.A.; STUMPF, M.; MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R.-D.; SERVOS, M. Behavior and occurrence of

estrogens in municipal sewage treatment plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 225, p. 81-90, 1999.

TERNES, T. A.; HERRMANN, N.; BONERZ, M.; KNACKER, T. A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (*Kd*) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. *Water Research*, v. 38, p. 4075-4084, 2004.

TORRES, N. H.; ROMANHOLO FERREIRA, L.F.; AMERICO, J. H. P.; FREGUGLIA, R.M.O.; MOURA-ANDRADE, G. C. R.; TORNISIELO, V. L. Analysis and occurrence of residues of the hormones estriol, 17alpha-ethinylestradiol and 17beta-estradiol in urban water supply by HPLC-DAD. IOSRJEN Journal of Engineering, 2012. No prelo.

VIENO, N. M.; TUHKANEN, T.; KRONBERG, L. Seasonal variation in the occurrence of pharmaceuticals in effluents from sewage treatment plant and in the recipient water. *Environmental Science* & Technology, v. 39, n. 21, p. 8220-8226, 2005.

ZWIENER, C.; FRIMMEL, F. H. Short-term tests with a pilot sewage plant and biofilm reactors for the biological degradation of the pharmaceutical compounds clofibric acid, ibuprofen and diclofenac. *Science of the Total Environment*, v. 309, n. 1/3, p. 201-211, 2003.

Pharmaceuticals in a Wastewater Treatment Plant in the Central-West Region of Brazil and Risks to Water Resources

## **ABSTRACT**

Drugs are part of a group of environmental contaminants frequently found in natural waters in recent years due to the disposal and discharge of effluents from sewage treatment plants (WWTP) without adequate treatment. These compounds can pose severe risks to human health and compromise aquatic life even at low levels when detected. This study aimed to evaluate the presence of pharmacological compounds in samples of influent sewage and effluent of a WWTP located in Três Lagoas - MS, which were collected on a single occasion and subjected to the process of solid phase extraction and chromatographic analysis in order to detect and determine the concentration of drugs in the sewer. The presence of five drugs was confirmed, demonstrating the inefficiency of the city sewage treatment. This is a matter of concern because of risks to human health and aquatic biota associated with the contamination of bodies of water by these xenobiotic compounds. It is thus necessary to have an organized management for the treatment of municipal wastewater.

Key-words: Contamination, Drugs, WWTP.

# Avaliação da Taxa Diária de Evapotranspiração da Macrófita Aquática Zizaniopsis Bonariensis

#### Carlos Scuderi, Adolfo Villanueva e David Motta Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS cscuderi@fceia.unr.edu.ar

Recebido: 19/08/10 - revisado: 01/05/11 - aceito: 03/03/12

#### **RESUMO**

O presente trabalho estima a taxa diária de evapotranspiração (ET) da macrófita aquática Zizaniopsis Bonariensis, espécie dominante em cobertura no Banhado do Taim, através do uso de tanques enterrados. Para isto foi montado um experimento, nas condições climáticas da região de Porto Alegre (RS), em que foram empregados três tanques: uma caixa com vegetação, uma caixa sem vegetação e um tanque classe A. Para medir o consumo de água nos tanques, foram utilizados sensores transmissores de pressão. No período avaliado (julho de 2004 até março de 2005) a taxa média diária de ET para Zizaniopsis Bonariensis na caixa com vegetação foi de 5,2 mm.dia¹, enquanto a taxa média diária de evaporação para a caixa sem vegetação foi de 3,1 mm.dia¹ e para o tanque classe A se obteve um valor de 3,8 mm.dia¹. A instalação conjunta do tanque classe A permitiu estabelecer razões de evapotranspiração/evaporação para esta pesquisa, no período completo a razão foi de 1,37, ao passo que para as estações de inverno, primavera e verão foi de 0,95, 1,52 e 1,36, respectivamente. Enquanto o tanque classe A e a caixa sem vegetação consomem quantidades de água semelhantes, a caixa com vegetação consome mais água.

Palavras-chave: evapotranspiração, macrófitas, tanques enterrados.

# INTRODUÇÃO

O hidroperíodo é considerado a função de força que dirige todos os processos e padrões biológicos observados em banhados. Esta hipótese pressupõe que a alteração da dinâmica da água (nível) ao logo do tempo e espaço induz mudanças nas comunidades biológicas e processos do sistema. Entretanto, também se pode esperar que comunidades biológicas promovam alterações em processos de movimentação da água, ou sua quantidade no banhado. Deste modo à pergunta formulada por Mitsch e Gosselink (1986) "A presença de vegetação nos banhados incrementa ou diminui a perda de água que ocorreria num corpo aberto de água?" seria aplicável ao Banhado do Taim? Para responder a esta questão, foi montado um experimento no qual foram utilizados tanques para estimar o consumo de água da macrófita aquática emergente Zizaniopsis Bonariensis, dominante em cobertura no Banhado do Taim, Sistema Hidrológico do Taim (Motta Marques et al., 2002).

Diferentes pesquisadores (Dolan et al., 1984; Koerselman e Beltman, 1988; Campbell e Williamson, 1997) coincidem em que a ET é o componente do ciclo hidrológico que representa a mai-

or perda de água nos banhados, daí a necessidade de estimá-la em forma precisa. A bibliografia consultada indica que a quantificação da ET é dificultosa devido à inacessibilidade destes lugares, o requerimento de equipamento de alto custo, longos períodos de tempo (mínimo uma ou duas estações de crescimento), pessoal técnico para manutenção dos aparelhos e científico para interpretação dos resultados (Rushton, 1996; van der Molen, 1988). Portanto, a compreensão deste processo é escassa (Acreman et al., 2003) e os resultados obtidos pouco confiáveis (Gavin e Agnew, 2003). Por outra parte, vários autores indicam que a taxa de ET em terras úmidas está fortemente ligada à vegetação presente (Dolan et al., 1984; Snyder e Boyd, 1987; Sambasiva Rao, 1988), pelo que o conhecimento da transpiração e sua regulação pelas plantas é substancial para achar estimativas corretas do consumo de água (Allen, 1998 e Busch, 2000). Neste sentido, Sánchez-Carrillo et al. (2004) sugerem que a ET depende das flutuações no nível de água que modificam a razão entre superfície de água livre e macrófitas.

Existem diferentes enfoques utilizados para avaliar a ET em banhados, baseados tanto em princípios físicos e fisiológicos como em equações empíricas (Berlato e Molion, 1981), não obstante uma

Tabela 1 - Taxas de ET (mm.dia-1)e razão ET/E para distintas macrófitas ou banhados

Fonte	Local / Vegetação	Metodología	ET	ET/E
Dolan et al. (1984)	Flórida / freshwater marsh	Lençol de água	3,3	0,7
Rushton (1996)	Flórida / freshwater marsh	Balanço hídrico	3,5	0,8
Parkhurst et al. (1998)	Dakota / prairie grasses and herbs	Balanço de energia	3,6	0,8
Timmer e Weldon (1967)	Flórida / water hyacinth	Tanque de cultivo	14,4	3,7
DeBusk et al. (1983)	Flórida / Eichhornia crassipes (Mart.) Solms	Tanque de cultivo	7,5	1,7
	Flórida / Lemna minor L.	Tanque de cultivo	4,1	0,9
Boyd (1987)	Alabama / Alternanthera philoxeroides	Tanque de cultivo	5,2	1,3
Lallana et al. (1987)	Argentina / Eichhornia crassipes (Mart.) Solms	Tanque de cultivo	19,6	2,7
	Argentina / Pistia stratiotes L.	Tanque de cultivo	8,4	1,1
	Argentina / Salvinia herzogii de la Sota	Tanque de cultivo	8,7	1,2
	Argentina / Azolla caroliniana Willd.	Tanque de cultivo	7,1	1,0
Snyder e Boyd (1987)	Alabama / Eichhornia crassipes (Mart.) Solms	Tanque de cultivo	7,1	1,5
Sambasiva Rao (1988)	Índia / Eichhornia crassipes (Mart.) Solms	Tanque de cultivo	6,4	1,5
	Índia / Salvinia molesta D.S. Mitchell	Tanque de cultivo	4,2	1,0
	Índia / Nymphaea lotus (L.) Willd.	Tanque de cultivo	4,1	0,9
Boyd (1987)	Alabama / Panicum Regidulum	Tanque de cultivo	6,6	1,6
	Alabama / Juncus effusus	Tanque de cultivo	6,3	1,5
	Alabama / Carex lúrida	Tanque de cultivo	5,5	1,3
	Alabama / Justicia americana	Tanque de cultivo	4,9	1,2
Snyder e Boyd (1987)	Alabama / Typha latifólia L.	Tanque de cultivo	7,1	1,4
Koerselman e Beltman (1988)	Utrecht / Typha latifólia L.	Lisímetro	2,5	1,7
	Utrecht / Carex diandra Schrank	Lisímetro	2,7	1,8
Price (1994)	Ontário / lakeshore marsh, Typha latifólia L.	Razão de Bowen	4,8	1,0
Abtew (1996)	Flórida / Typha domingensis	Lisímetro	3,6	1,0
German (1999)	Flórida, Everglades / cattails	Razão de Bowen	3,0	0,8
	Flórida, Everglades / sparse sawgrass	Razão de Bowen	3,5	0,9
Pauliukonis e Schneider (2001)	Nova York / Typha latifólia L.	Lisímetro	5,8	2,5
Sánchez–Carrillo et al. (2001)	Espanha / Cladium mariscus (L.) Pohl	Porômetro	7,4	2,3
	Espanha / Phragmites australis	Porômetro	3,8	1,5
	Espanha / Typha domingensis Pers.	Porômetro	2,7	0,8
Mao et al. (2002)	Flórida / Cladium jamaicense	Lisímetro	3,7	1,2
	Flórida / Typha domingensis	Lisímetro	3,3	1,0

regra comum a todos é que quanto mais preciso seja o método maior será a quantidade de dados requeridos para sua utilização. O fato da disponibilidade de dados é muito importante, chegando a condicionar a eleição de um método sobre outro. Embora o número de estudos para determinar a ET em macrófitas aquáticas em banhados é cada vez maior, uma questão ainda sem resolver é a seguinte: que paisagem gasta mais água, uma superfície de água livre ou um banhado?. A bibliografia consultada fornece resultados não confiáveis e às vezes contraditórios, abrangendo uma ampla faixa com razões de ET/E desde 0,6 até 12,5. Na Tabela 1 se apresentam diferentes valores de taxas de ET, onde também

são informados a razão ET/E, a metodologia empregada, o local e a vegetação utilizadas e o pesquisador.

Diversos autores (Boyd, 1987; Price, 1994; Pauliukonis e Schneider, 2001; Mao et al., 2002) indicam que experimentos baseados em medidas lisimétricas exibem relações ET/E > 1. Contrariamente, outros pesquisadores justificam a relação ET/E > 1 pela aparição de efeitos advectivos (Linacre, 1976 apud Dolan et al., 1984; Idso, 1981 apud Rushton, 1996). Idso e Anderson (1988) sugeriram que a razão ET/E > 1 pode ser por causa da contribuição da área lateral do próprio grupo de vegetação experimental. Estimativas de ET baseadas no

balanço de energia ou métodos aerodinâmicos fornecem valores de ET/E < 1 (Lafleur, 1990; Kadlec, 1993 apud Rushton, 1996; Campbell e Williamsom, 1997), por estarem menos influenciadas pela advecção local.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

## Local do experimento

A pesquisa foi desenvolvida dentro da Estação Recuperadora de Qualidade Ambiental (ER-QA), no Campus da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (Brasil). A cidade encontra-se nas coordenadas 30° 02′ latitude Sul e 51° 22′ longitude Oeste, a uma altitude de 47 m sobre o nível do mar. O clima é caracterizado como temperado e úmido sem período seco (Cfa na classificação de Koeppen), sendo a temperatura média anual de 19,5 °C e a precipitação média de 1347 mm.ano¹ (INMET, 1992).

As datas de começo e finalização da pesquisa foram o dia 23 de junho de 2004 e o dia 12 de março de 2005 respectivamente, com uma duração total de 263 dias, abrangendo as estações de inverno e primavera do ano 2004 e o verão do biênio 2004 - 2005. O local da pesquisa (Figura 1) é caracterizado por estar, ao leste, próximo a uma superfície de água; não obstante nos outros pontos cardinais é rodeado por vegetação herbácea de aproximadamente 40 a 80 cm de altura.

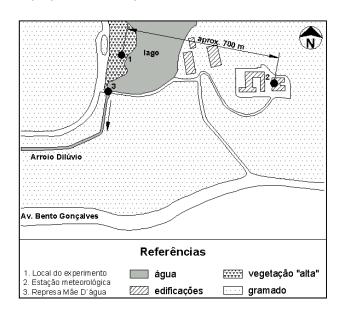


Figura 1 - Localização do experimento

#### Equipamentos empregados e coleta de dados

Utilizaram-se duas caixas d'água de polietileno com forma cilíndrica de 775 mm de profundidade e 1471 mm de diâmetro (1,70 m² de superfície); uma delas contendo somente água (caixa sem vegetação ou CSV) e a outra contendo solo e vegetação (CCV). Além disso, foi disposto um tanque classe A (TCA) por ser o tanque padrão utilizado rotineiramente na maioria dos países, para obter estimativas pontuais de evaporação. Para quantificar a chuva caída no lugar, foi utilizada uma estação meteorológica (marca Davis modelo GroWeather) localizada no prédio do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), distante 700 m do local da pesquisa. Em correspondência com cada recipiente, foi empregado um sensor transmissor de pressão marca WIKA modelo S-10 para medir as flutuações do nível de água. Além disso, foi medida a temperatura superficial da água com uma sonda de temperatura por imersão. O tempo de amostragem dos sensores de níveis e de temperatura da água foi de um minuto, contudo registraram-se valores médios calculados a partir de 15 medições através de um logger IPH. Como fonte de energia, foi utilizada uma bateria elétrica.

#### Características da vegetação utilizada

A espécie utilizada na pesquisa é uma macrófita aquática emergente denominada Zizaniopsis Bonariensis (Bal. & Poitr.) Speg., que se encontra no sul da América do Sul, sendo que no estado de Rio Grande do Sul acontece só no Litoral Sul, mais precisamente no Banhado do Taim e em banhados do Canal de São Gonçalo (Brasil, 1972 e Irgang et al, 1984 citados em Giovannini, 1997). As mudas empregadas na pesquisa foram coletadas no Banhado do Taim e fornecidas pelo professor Motta Marques. Sobre os aspectos taxonômicos, Irgang e Gastal Jr. (1996) citam que esta macrófita pertence à família Poaceae (Gramineae), tribo Oryzeae, e gênero Zizaniopsis (espécie única); de nome popular palha ou espadana. Quanto aos aspectos morfológicos, Cook (1974) destaca que é uma planta perene com rizomas resistentes e rasteiros, e colmos entre 1 e 3 m de altura, herbáceos, não ramificados e folhas não agregadas na base, com lâminas foliares lineares largas e esponjosas no interior, de 10 a 30 mm de largura, achatadas sem cruzamento de nervuras. Inflorescência larga com panículas entre 30 e 120 cm de comprimento, abertas mas um pouco apertadas, com numerosos ramificações (Finkler Ferreira, 2005).

## Montagem do experimento e depuração dos dados

O tanque classe A foi instalado em forma padrão, ou seja, nivelado sobre dois pedaços de madeira de 6 x 6 polegadas de seção transversal, respeitando desta maneira a altura entre fundo de tanque e superfície do solo de 15 cm. As caixas de água foram enterradas aproximadamente 60 cm no solo, deixando uma diferença entre a superfície do solo e a borda superior delas de 15 cm para evitar o ingresso de água e outras partículas por escoamento superficial, que adulterariam os resultados (Figura 2). O nível de água dentro dos recipientes foi mantido entre 5 e 15 cm por baixo da borda superior.



Figura 2 - Disposição dos tanques

Os dados de níveis e temperaturas de água coletados registraram-se num logger IPH a cada 15 minutos, obtendo um total de 96 medições diárias para cada sensor (três sensores de nível e dois sensores de temperatura). O período de registro dos níveis de água esteve compreendido entre 23 de junho de 2004 e 12 de março de 2005. A variação diária nos níveis d'água em cada tanque (TCA, CSV e CCV) foi calculada pela diferença de leituras à meia noite, entre dois dias consecutivos. Os dados foram submetidos ao seguinte tratamento: eliminação dos dias com chuva, de limpeza dos tanques, e de falhas elétricas nos sensores (análise preliminar), verificação e supressão de dias com advecção, descarte de dados duvidosos, procura de possíveis outliers, e unificação das datas das séries para comparação:

- a) Análise preliminar: eliminaram-se os dias que apresentaram problemas devido às variações de nível na superfície de água dentro dos tanques, produzidas pela precipitação: o critério adotado foi descartar os dias com chuvas superiores a 0,2 mm.dia-1, por ser esse um registro freqüente na estação meteorológica, o que pode ser indicativo de processos de condensação na mesma. Outras fontes de perda de dados foram os dias com falhas elétricas apresentadas pelos sensores transmissores de pressão e a limpeza e o transbordamento dos tanques apos a ocorrência de chuvas.
- b) Supressão dos dias com advecção: para verificar dias com condições de advecção, ou seja, valores excessivos na taxa de ET (em relação à radiação solar líquida Rn) devido a contribuições de fontes de calor laterais ao local do experimento, foi calculada a razão ET/Rn. A literatura consultada (Davies e Allen, 1973; Macquarrie e Nkemdirim, 1991 e Sánchez-Carrillo et al., 2004) indica que quando a razão ET/Rn supera a unidade pode acontecer um ingresso de energia ao sistema, através da advecção dos arredores, sendo utilizado este limite para eliminar os dias que apresentaram este comportamento.
- c) Eliminação de dados duvidosos: consideraram-se dados duvidosos quando são observados incrementos no nível da água sem uma razão aparente; como por exemplo, a ocorrência de chuva ou a limpeza dos tanques. Estes dados foram descartados da serie de dados.
- d) Procura de outliers: uma vez aplicados os procedimentos anteriores a cada amostra obtida em cada tanque, foram procurados possíveis outliers, ou seja, observações que se afastam significativamente da maioria dos valores medidos (Liu et al., 2004). Para isso foi utilizado o método baseado no intervalo interquartílico ou 'box-plot' (Montgomery e Runger, 2003).
- e) Unificação das datas das séries: o último procedimento efetuado foi unificar as datas comuns às três séries de dados, tanque classe A (TCA), caixa sem vegetação (CSV) e caixa com vegetação (CCV), eliminando das séries os dias com dados que apresentaram pelo menos falha numa das três. Isto foi feito com motivo de poder comparar as taxas de E e ET medidas.

#### Tratamento estatístico dos dados

As séries de dados depuradas foram caracterizadas através de uma análise estatística, na qual se calcularam os seguintes parâmetros (Goldenfum, 2000): a média (eq. 1), seu intervalo de confiança através da aplicação da distribuição t de Student (eq. 2), o desvio padrão (eq. 3) e o coeficiente de variação (eq. 4).

$$\frac{1}{x} = \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i}{n} \tag{1}$$

$$\Delta \overline{x} = \pm t_{\left(n-1, \frac{\alpha}{2}\right)} \cdot \frac{S}{\sqrt{n}}$$
(2)

$$S = \sqrt{\frac{\sum\limits_{i=1}^{n} \left(x_i - \overline{x}\right)^2}{n-1}}$$
(3)

$$CV = \frac{S}{\overline{x}} \tag{4}$$

onde  $\overline{x}$  é o valor médio da amostra,  $x_i$  é cada valor da amostra, n é a quantidade de valores da amostra, S é o desvio padrão da amostra,  $\Delta \overline{x}$  é o intervalo de confiança do valor médio da amostra, t é o coeficiente da distribuição de Student correspondente a (n-1) graus de liberdade e para um nível de confiança de 95%, e CV é o coeficiente de variação. A avaliação das taxas de E e ET, para cada série foi realizada em dois estágios, o primeiro considerando o período completo de dados, e o segundo analisando as diferentes estações (inverno, primavera e verão).

#### RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÃO

Durante o período de medição foram obtidos um total de 263 dias com dados. Daqueles dias foram descartados 79 dias por chuva, 19 devido à limpeza dos tanques, e 11 dias por falha elétrica, ficando de maneira preliminar uma nova amostra com 154 dias.

A partir dessa série de medições, foi analisada a ocorrência de dias com advecção através da razão ET\_CCV/Rn, que indica que existem condições de advecção quando esta supera a unidade. O valor da radiação solar recebida foi medido cada 15 minutos, com a estação meteorológica automática, enquanto para o cálculo da radiação líquida foi considerado um albedo  $\alpha = 0.17$  correspondente a macrófitas em banhados. Valores encontrados na literatura flutuam entre 0,12 a 0,23 (Sambasiva Rao, 1988; Allen et al., 1998; Burba et al., 1999). Descartando os dias com advecção (33), os dias com falha na estação meteorológica (8) e os dias com valores de radiação líquida (Rn) negativa (5), obteve-se uma outra série com 108 dias. A seguir foram verificados os dias que apresentaram um comportamento duvidoso e posteriormente, aplicou-se a metodologia de detecção de outliers, os resultados obtidos são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Dados duvidosos e outliers

	TCA	CSV	CCV
Duvidosos	2	4	8
Outliers	1	3	-

É interessante notar que ambos dos últimos dados (duvidosos e *outliers*) não aconteceram todos nas mesmas datas. Uma vez unificadas as datas das três amostras, para permitir a sua comparação, ficou utilizável uma série com 81 dias válidos (31% dos dados originais). As séries assim obtidas são plotadas nas Figuras 3, 4 e 5 para o TCA, CSV e CCV, respectivamente.

A partir das figuras citadas podem ser feitas algumas observações qualitativas:

- a) os três recipientes apresentam um comportamento semelhante quanto à tendência seguida ao longo do período de análise,
- b) o tanque classe A (TCA) e a caixa sem vegetação (CSV) consomem quantidades de água 'bastante' parecidas,
- c) a caixa com vegetação (CCV) tem uma taxa de ET maior que os outros dois tanques.

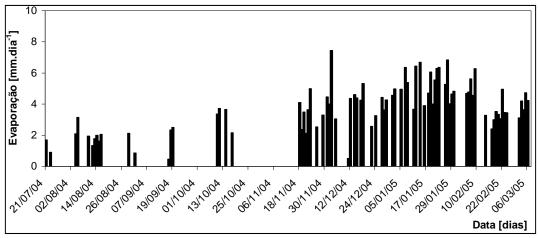


Figura 3 - Evaporação diária medida no TCA

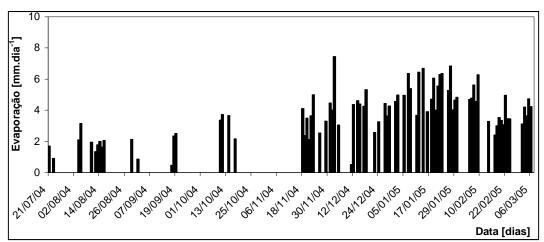


Figura 4 - Evaporação diária medida na CSV

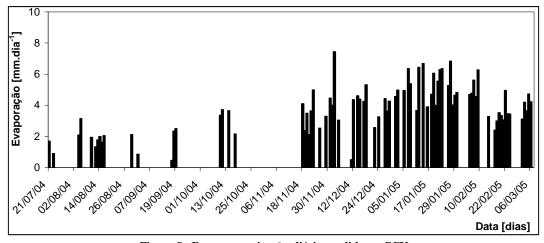


Figura 5 - Evapotranspiração diária medida na CCV

Para conhecer a evolução temporal das taxas de E e ET medidas, na Figura 6 são plotados os dados válidos acumulados para os três recipientes. Nessa figura pode ser inferido que no período de inverno, os três tanques apresentaram uma evolução no consumo d'água muito próxima. Na primavera a taxa de ET na CCV começa a se afastar dos outros dois recipientes, que seguem uma tendência semelhante. No verão, a diferença entre o consumo dos tanques é mais evidente. A CCV é o recipiente que mais consome água neste último período, seguido pelo TCA e, em terceiro lugar a CSV.

O maior consumo do TCA em relação à CSV, no verão, pode ser explicado pela maior disposição que apresenta o TCA (menor volume de água e instalação sobre a superfície do terreno) a ser aquecido em seu perímetro quando comparado com a CSV (maior volume de água e enterrado no solo). Este aquecimento, devido à maior radiação recebida nas laterais do TCA, é muito provável que incremente a taxa de evaporação nesse tanque. Por outro lado, no que diz respeito à diferença entre consumos da CCV e da CSV, a única diferença entre os recipientes é a presença de vegetação na CCV, tornando evidente que este fator é o responsável pelo incremento no consumo de água da primeira caixa.

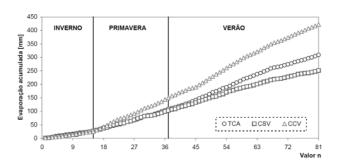


Figura 6 - Taxas de E e ET diárias acumulados

Posteriormente, o comportamento das séries foi examinado em função do período do ano, dividindo-as em três períodos: inverno desde 21/07 até 19/09, primavera desde 10/10 até 18/12, e verão desde 22/12 até 06/03. Na Figura 7 são representados os três períodos, sendo que os pontos correspondem aos valores diários medidos de E e ET, e as linhas tracejadas indicam o valor médio sazonal das taxas de E e ET para cada recipiente (vermelho para o TCA, azul para a CSV e verde para a CCV).

Analisando a Figura 7, pode ser inferido que os menores valores médios pertencem ao período

de inverno, e que nesta estação os consumos médios dos três recipientes estiveram muito próximos (diferença menor que 6%). Na primavera, as médias foram maiores, com a particularidade que o TCA e a CSV apresentarem médias bastante próximas (diferença em torno de 8%), enquanto a média para a CCV é cerca de 58% maior que as outras. No verão, pode ser observado que, em média, os valores da CCV foram os maiores, enquanto o TCA apresenta valores intermediários e a CSV os menores. Uma observação que surge a partir da Figura 7 é a alta variabilidade nos valores diários das taxas de E e ET medidas em todos os recipientes.

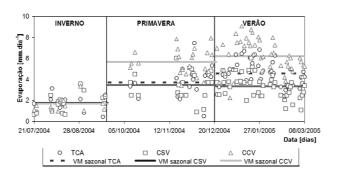


Figura 7 - Taxas de E e ET diárias e medias sazonais

Foram calculados, para as séries obtidas a partir dos diferentes recipientes TCA, CSV, e CCV, as seguintes estatísticas: valor médio com seu intervalo de confiança, desvio padrão e coeficiente de variação, além dos valores máximos e mínimos medidos. Estes parâmetros foram aplicados à série completa (n = 81) e às séries parceladas segundo a época do ano: inverno (n = 15), primavera (n = 22) e verão (n = 44). Os resultados desta análise são apresentados na Tabela 3.

Considerando o período completo, a CCV é o recipiente que consome mais água, com uma taxa média de ET de 5,2 mm.dia<sup>-1</sup>, enquanto o TCA evapora 3,8 mm.dia<sup>-1</sup> e, por último, a CSV apresenta uma taxa média de E de 3,1 mm.dia<sup>-1</sup>. Estes dados indicam que o consumo dos recipientes que não contêm vegetação é relativamente próximo (diferença de 23%), enquanto o recipiente que contem macrófitas consome uma maior quantidade de água que os outros (da ordem do 51% maior). Quanto à variação das taxas diárias de ET na CCV, os registros flutuaram entre um valor mínimo de quase 1 mm.dia<sup>-1</sup> no inverno, e um valor máximo da ordem de 9 mm.dia<sup>-1</sup> no verão, demonstrando assim, a ampla faixa na que flutua esta magnitude.

Tabela 3 - Taxas de E e ET (mm.dia<sup>-1</sup>)

	X	$\Delta x$	S	CV	min	max	
período completo (n = 81)							
TCA	3,81	0,34	1,55	0,41	0,45	7,45	
CSV	3,10	0,28	1,27	0,41	0,67	6,04	
CCV	5,21	0,48	2,16	0,42	0,97	9,05	
invern	o(n=1)	15)					
TCA	1,79	0,38	0,69	0,39	0,45	3,15	
CSV	1,77	0,48	0,87	0,49	0,67	3,56	
CCV	1,69	0,37	0,67	0,39	0,97	3,38	
primav	æra (n	= 22)					
TCA	3,72	0,61	1,38	0,37	0,51	7,45	
CSV	3,46	0,57	1,29	0,37	0,90	6,04	
CCV	5,66	0,55	1,23	0,22	3,44	7,92	
verão (	verão (n = 44)						
TCA	4,55	0,34	1,18	0,26	2,40	6,83	
CSV	3,37	0,35	1,09	0,32	1,11	6,00	
CCV	6,19	0,46	1,56	0,25	2,26	9,05	

Avaliando os resultados em forma sazonal, a CCV é a que apresenta a maior taxa de ET, exceto no inverno, aumentando a medida que se acrescentam os valores de radiação, temperatura do ar e temperatura superficial da água, ou seja, do inverno para verão. A diferença entre os valores médios dos consumos do TCA e da CSV também depende do período do ano, sendo que no inverno apresentaram um comportamento quase idêntico, na primavera os consumos também foram bastante parecidos e, no verão, o consumo do TCA é aproximadamente 35% maior do que a CSV. No inverno o consumo d'água diminui fortemente, já que nesta estação acontecem os menores valores, tanto de radiação como de temperatura, variáveis que fornecem a maior parte da energia que participa no processo evaporativo. A prova disto é que neste período, se registraram os menores valores de consumo de água em cada recipiente. Em contrapartida, nas estações de primavera e verão, onde foram registrados maiores valores de radiação, temperatura do ar, e temperatura superficial de água, se verificaram os maiores registros nas taxas de E e ET.

O coeficiente de variação (CV), é uma medida do grau de dispersão que apresenta cada amostra, permitindo compará-las entre si. Se observarmos para a Tabela 3, vemos que apesar de ter elevados CV, os menores valores pertencem à estação de verão, coincidentemente com a maior quantidade de registros, razão pela qual esta época do ano é a que apresenta uma maior confiabilidade dos dados. A

seguir, na Tabela 4, são apresentadas as razões entre consumos dos diferentes tanques (CCV/TCA, CCV/CSV e CSV/TCA), as mesmas foram calculadas considerando os valores acumulados respectivos para o período completo e para cada estação do ano.

Tabela 4 - Razões entre consumos

período	CCV/TCA	CCV/CSV	CSV/TCA
completo	1,37	1,68	0,81
inverno	0,95	0,96	0,95
primavera	1,52	1,64	0,93
verão	1,36	1,84	0,74

Observa-se que para o período completo a CCV evapotranspira 37% a mais do que evapora o TCA e 68% mais que evapora a CSV. Sazonalmente, a CCV evapotranspira mais que o TCA, num intervalo de -5% a 52%, enquanto a CCV evapotranspira mais que o CSV, num intervalo de -4% a 84%. Das diferentes razões indicadas na Tabela 3, a razão CCV/TCA tem uma importância prática relevante, já que na grande maioria dos casos somente se acha disponível o valor do consumo de água medido num tanque classe A. Portanto, se quisermos estimar uma taxa de ET, esta razão permite obter um valor de referência, a partir do valor do tanque classe A, desde que as condições meteorológicas sejam semelhantes às da presente pesquisa. Além do mais, se compararmos a razão CCV/TCA = 1,37, encontrada nesta pesquisa, com a revisão bibliográfica mostrada na Tabela 1, pode observar-se que o mencionado valor se localiza dentro da faixa obtida pelos diferentes autores, por exemplo para Typha, 0,8 (Sánchez-Carrillo et al., 2001) até 2,5 (Pauliukonis e Schneider, 2001).

# CONCLUSÕES

Este trabalho estimou a taxa diária de ET, na escala de tanque, para a macrófita aquática *Zizaniopsis Bonariensis*, submetida às condiciones climáticas da região da cidade de Porto Alegre. Para todo o período de medição (23/06/2004 a 12/03/2005) se obteve para a caixa com vegetação (CCV) um consumo de 5,2 mm.dia<sup>-1</sup>, sendo que se obtiveram taxas de 1,7, 5,7 e 6,2 mm.dia<sup>-1</sup> para as estações de inverno, primavera e verão respectivamente. A instalação conjunta de um tanque classe A

permitiu medir a taxa de evaporação e possibilitou estabelecer razões de ET/E para esta macrófita. As taxas de E medidas no tanque classe A foram de 3,8, 1,8, 3,7 e 4,6 mm.dia<sup>-1</sup>, para o período completo, inverno, primavera e verão, respectivamente. A razão de ET/E obtida para o período completo foi de 1,4, enquanto para as estações de inverno, primavera e verão foram de 0,9, 1,5 e 1,3 respectivamente.

Desta forma, a pergunta que inicia este trabalho pode ser respondida afirmativamente, concluindo que a macrófita em estudo consome mais água que uma superfície de água livre, submetida às condições meteorológicas presentes no sitio da pesquisa. A estimativa da taxa de ET em macrófitas aquáticas constitui um trabalho complexo devido à grande quantidade de variáveis, tanto físicas, como biológicas, envolvidas no processo. Além disso, a interação entre elas dificulta ainda mais a compreensão do fenômeno. A utilização de tanques para avaliar esta grandeza é uma ferramenta prática, de relativamente fácil manutenção e com baixo custo, que permite medir, em forma diária, o consumo de água das plantas. Conseguiu-se registrar dados durante as estações de primavera e verão, sendo esse o período de interesse, já que é onde se produz o maior consumo de água.

O uso de um tanque classe A (TCA), permitiu estimar a razão entre a taxa de E produzida nele e o consumo de água da espécie vegetal em estudo. Devido à utilização rotineira do TCA, a razão obtida é de importância prática, porque permite estimar a taxa de ET desta macrófita, a partir de um valor de evaporação de tanque classe A. É importante enfatizar que isso é possível considerando a representatividade das características meteorológicas presentes no local, onde se pretende extrapolar o valor da taxa de ET. Contudo, deve ser analisada a recomendação efetuada por Koerselman e Beltman (1988), que indicam que apesar de ser amplamente utilizado para medir evaporação, o tanque classe A não fornece resultados consistentes para comparação. Ainda mais, outros pesquisadores afirmam que a taxa de ET das macrófitas confinadas em pequenos tanques pode ser muito maior que em ambientes naturais, devido a efeitos de advecção, sugerindo a utilização de medições in situ ou tanques de grande superfície (Idso, 1979 citado por Snyder e Boyd, 1987; Pribán e Ondok,1985 apud Sánchez-Carrillo,2001; Idso, 1979 apud Idso e Anderson, 1988).

No que diz respeito ao tratamento dos níveis medidos, destaca-se a importância dos procedimentos utilizados para depurar a série original de registros, eliminando os dias com chuva, com falha elétrica, de limpeza dos tanques, com condições de advecção, e com valores que se afastam significativamente dos valores medidos (outliers). A diminuição produzida nos dados, após aplicar a metodologia anterior, parece indicar que o período de medição deve ser mais longo para obter um maior tamanho de amostra. Além disso, quase a metade dos dados válidos, pertence à estação verão, período onde existem os maiores valores de radiação e temperatura, que são duas das principais variáveis envolvidas no processo da evapotranspiração.

A obtenção de séries de E e ET consistentes, implica o desenvolvimento de um programa de medições de longa duração. Este programa deve ter comprometido em forma permanente instrumental e pessoal adequados para chegar a resultados satisfatórios. Algumas recomendações a seguir sobre experimentos destas características são: (a) considerar um período de medição de pelo menos dois anos, para poder avaliar duas estações de crescimento, (b) utilizar tanques replicados, ou seja, dois tanques para medir cada grandeza, (c) efetuar a limpeza dos tanques em dias diferentes, (d) incorporar uma régua em cada tanque para controle ou substituição temporária do sensor, (e) implementar uma fonte alternativa de energia (como energía solar), e (f) instalar uma estação meteorológica no local do experimento.

As taxas de ET obtidas nesta pesquisa, estimadas nas condições meteorológicas da cidade de Porto Alegre, não são necessariamente representativas da mesma espécie nas condições meteorológicas presentes no banhado do Taim. Assim. Propõe-se iniciar um programa de medições no próprio banhado instalando um esquema de recipientes, como o utilizado nesta pesquisa, em forma duplicada nas margens do banhado e outra instalação semelhante num estrado flutuante para avaliar as diferenças nas taxas de ET medidas entre a margem e o interior do banhado.

# **AGRADECIMENTOS**

Este trabalho forma parte da Dissertação de Mestrado "Estimativa da taxa de evapotranspiração da macrófita aquática Zizaniopsis Bonariensis. Aplicação à simulação do nível de água do longo período do BANHADO DO TAIM (RS)" elaborada pelo autor do artigo. O autor agradece ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas, aos orientadores Adolfo Villanueva e David da Motta Marques e à CAPES.

# REFERÊNCIAS

- ABTEW, W. 1996. Evapotranspiration measurements and modeling for three wetland systems in south Flórida. *Water Resources Bulletin*, v.32, n. 3, p. 465-473, 1996.
- ACREMAN, M. C.; HARDING, R. J.; LLOYD, C. R.; McNEIL, D. D. Evaporation characteristics of wetlands: experience from a wet grassland and a reedbed using eddy correlation measurement. *Hydrology and Earth System Sciences*, v.7, n.1, p. 11-21, 2003.
- ALLEN, R. G. Predicting evapotranspiration demands for wetlands. In: ASCE Wetlands Engineering and River Restoration Conference, 1998, Denver, Colorado, March 20-29, 1998. 15 p.
- ALLEN, R.G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M.. Guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper 56, 1988, Roma, FAO, 1998. 300 p.
- BERLATO, M. A.; MOLION, L. C. B.. Evaporação e evapotranspiração. Boletim Técnico 7. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Agronômicas (IPAGRO), 1981. 95 p.
- BOYD, C. E. Evapotranspiration/Evaporation (E/Eo) ratios for aquatic plants. *Journal of Aquatic Plant Management*, v. 25, p. 1-3, 1987.
- BURBA, G. G.; VERMA, S. B.; KIM, J. Surface energy fluxes of Phragmites australis in a prairie wetland. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 94, p. 31-51, 1999.
- BUSCH, J. Canopy Transpiration Rates in Eutrophic Wetlands Dominated by Sedges (Carex spp.) Differ in a Species Specific Way. *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, v. 25, n. 7-8, p. 605-610, 2000.
- CAMPBELL, D. I.; WILLIAMSON, J. L.. Evaporation from a raised peat bog. *Journal of Hydrology*, v.193, p. 142-160, 1997.
- COOK, C. D. K. Water Plants of the World. *A manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes.* The Hague, Dr. W. Junk b. v., Publishers, 1974. 561 p.
- DAVIES, J. A., ALLEN, C. D. Equilibrium, Potential and Actual Evaporation from Cropped Surfaces in Southern Ontario. *Journal of Applied Meteorology*, v. 12, p. 649-657, 1973.
- DeBUSK, T. A.; RYTHER, J. H.; WILLIAMS, L. D. Evapotranspiration of Eichhornia crassipes (Mart.) Solms and Lemna

- minor L. in central Flórida: relation to canopy structure and season. *Aquatic Botany*, v. 16, p. 31-39, 1983.
- DOLAN, T. J., HERMANN, A. J., BAYLEY, S. E., ZOLTEK Jr., J. Evapotranspiration of a Flórida, U.S.A., freshwater wetland. *Journal of Hydrology*, v. 74, p. 355-371, 1984.
- FINKLER FERREIRA, T. Ecologia e aplicabilidade de métodos para avaliação da produção primária de Zizaniopsis Bonariensis: uma macrófita aquática emergente, no Sistema Hidrológico do Taim. 2005. 142f. Dissertação (Mestrado) Instituto de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, 2005.
- GAVIN, H.; AGNEW, C. T. Evaluating the reliability of point estimates of wetland reference evaporation. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 7, n. 1, p. 3-10, 2003.
- GERMAN, E. R. Regional evaluation of evapotranspiration in the Everglades. In *Proc. Int. Symp.* Ecohydraulics, 3rd, 13–16 July, Salt Lake City, UT [CD-ROM], 1999. 14 p.
- GIOVANNINI, S. G. T. Estabelecimento e desenvolvimento das macrófitas aquáticas Scirpus californicus, Typha subulata e Zizaniopsis bonariensis sob condições experimentais de regimes hídricos diferenciados. 1997. 153f. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, 1997.
- GOLDENFUM, J. A.. *Hidrologia Estatística II. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH)*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Volume do curso de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, 2000. 27p.
- IDSO, S. B.; ANDERSON, M. G. A comparison of two recent studies of transpirational water loss from emergent aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, v. 31, p. 191-195, 1988.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA (INMET). *Normais Climatológicas do Brasil* (1961-1990). Brasília: Arquivo digital. 1992.
- IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. *Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS*. Porto Alegre: Ed. dos Autores, 1996. 290 p.
- KOERSELMAN, W., BELTMAN, B. Evapotranspiration from fens in relation to Penman's potential free water evaporation (E0) and pan evaporation. *Aquatic Botany*, v. 31, p. 307-320, 1988.

LAFLEUR, P. M. Evapotranspiration from sedge-dominated wetland surfaces. *Aquatic Botany*, v. 37, p. 341-353, 1990.

LALLANA, V. H.; SABATTINI, R. A.; LALLANA, M. C. Evapotranspiration from Eichhornia Crassipes, Pistia Stratiotes, Salvinia Herzogii and Azolla Caroliniana during summer in Argentina. *Journal of Aquatic Plant Management*, v. 25, p. 48-50, 1987.

LIU, H.; SHAH, S.; JIANG, W.. On-line outlier detection and data cleaning. *Computers and Chemical Engineering*, v. 28, p.1635-1647, 2004.

MacQUARRIE, P.; NKEMDIRIM, L. C. Potential, actual, and equilibrium evapotranpiration in a wheat field. *Water Resources Bulletin*, v. 27, n.1, p. 73-82, 1991.

MAO, L. M.; BERGMAN, M. J.; TAI, C. C. Evapotranspiration measurement and estimation of three wetland environments in the Upper St. Johns River Basin, Flórida. *Journal of the American Water Resources Association*, v.38, n. 5, p. 1271-1285, 2002.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. Wetlands. New York: Van Nostrand Reinhold, 1986. 539p.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. *Applied Statistics and Probability for Engineers*. 3<sup>rd</sup> edition, New York: John Wiley & Sons, Inc., 2003. 706p.

MOTTA MARQUES, D. M.; TUCCI, C. E.; CALAZANS, D.; CALLEGARO, V. L.; VILLANUEVA, A. O. *O Sistema Hidrológico do Taim* - Site 7. Pp. 125-144. In: SEELIGER, U. C. V.

CORDAZZO; BARBOSA, F. (Eds.) *Os sites e o programa Brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração.* Belo Horizonte: MCT-CNPq, 2002. 184p.

PARKHURST, R. S.; WINTER, T. C;, ROSENBERRY, D. O; STURROCK, A. M. Evaporation from a small prairie weland in the Cottonwood Lake area, North Dakota - an energy budget study. *Wetlands*, v. 18, n. 2, p. 272-287, 1998.

PAULIUKONIS, N.; SCHNEIDER, R. Temporal patterns in evapotranspiration from lysimeters with three commom wetlandplant species in the eastern United States. *Aquatic Botany*, v. 71, p. 35-46, 2001.

PRICE, J. S. Evapotranspiration from a lakeshore Typha marsh on Lake Ontario. *Aquatic Botany*, v. 48, p. 261-272, 1994.

RUSHTON, B. Hydrologic budget for a freshwater marsh in Flórida. *Water Resources Bulletin*, v. 32, n.1, p. 13-21. 1996.

SAMBASIVA RAO, A. Evapotranspiration rates of Eichhornia crassipes (Mart.) Solms, Salvinia Molesta D.S. Mitchell and Nymphaea lotus (L) Willd. Linn. in a humid tropical climate. *Aquatic Botany*, v. 30, p. 215-222, 1988.

SÁNCHEZ-CARRILLO, S.; ALVAREZ-COBELAS, M.; BENÍTEZ, M.. A simple method for estimating water loss by transpiration in wetlands. *Hydrological Sciences*, v. 46, n. 4, p. 537-552, 2001.

SÁNCHEZ-CARRILLO, S.; ANGELER, D. G.; SÁNCHEZ ANDRÉS, R.; ALVAREZ-COBELAS, M.; GARATUZA-PAYÁN, J. Evapotranspiration in semi-arid wetlands: relationships between inundation and the macrophyte-cover: open-water ratio. *Advances in Water Resources*, v. 27, p. 643-655, 2004.

SNYDER, R. L.; BOYD, C. E.. Evapotranspiration by Eichornia crassipes (Mart.) Solms and Typha latifolia L.. *Aquatic Botany*, v. 27, p. 217-227, 1987.

van der MOLEN, W. H. Hydrology of natural wetlands and wet nature reserves. *Agricultural Water Management*, v. 14, p. 357-364, 1988.

TIMMER, C. E.; WELDON, L. W. Evapotranspiration and Pollution of water by Water Hyacinth. *Hyacinth Control Journal*, v. 6, p. 34-37, 1967.

# Assessment of the Daily Evapotranspiration Rate of Aquatic Macrophyte Zizanopsis Bonariensis

#### ABSTRACT

The present study estimates the daily evapotranspiration (ET) rate of the aquatic macrophyte Zizaniopsis Bonariensis, a dominant species in the cover of the Taim Wetlands, by using buried tanks. An experiment was set up for this purpose according to the climatic conditions in the region of Porto Alegre (RS), where three tanks were used: a box with vegetation, a box without vegetation and a class A tank. Pressure transmitter sensors were used to measure water consumption in the tanks. During the period assessed (July 2004 to March 2005), the daily mean rate of ET for Zizniopsis Bonariensis in the box with vegetation was 5.2 mm. day<sup>-1</sup>, while the daily mean rate of evaporation for the box without vegetation was 3.1 mm. day-1, and for the class A tank a value of 3.8 mm day 1. was obtained. The joint installation of the class A tank made it possible to establish evapotranspiration/evaporation ratios for this

research. During the complete period the ratio was 1.37, whereas for the winter, spring and summer seasons it was 0.95, 1.53 and 1.36 respectively. While the class A tank and the box without vegetation consume similar amounts of water, the box with vegetation consumes more water.

**Key-words:** evapotranspiration, macrophytes, buried tanks.

# Influência do Modelo Hidrológico na Avaliação da Sensibilidade dos Recursos Hídricos a Cenários de Mudanças Climáticas em Região Semiárida

# Rodrigo Dutra Escarião

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/PB rdescariao@gmail.com

Suzana Maria Gico Lima Montenegro, José Roberto Gonçalves de Azevedo, Alfredo Ribeiro Neto

Departamento de Engenharia Civil, Laboratório de Hidráulica/UFPE

Recebido: 30/08/10 - revisado: 14/09/11 - aceito: 03/03/12

#### **RESUMO**

O trabalho avalia a influência do modelo hidrológico nos deflúvios superficiais de uma bacia hidrográfica da região semiárida do Brasil, quando aplicado a cenários de mudanças climáticas. Os cenários foram construídos considerando variações de 1ºC a 4ºC nos dados de temperatura, as quais foram refletidas nos dados de evapotranspiração potencial, e alterações variando de -20% a +20% nos dados históricos de precipitação pluviométrica, formando conjuntos de dados de entrada para os modelos utilizados. O estudo foi aplicado na bacia hidrográfica do rio Piancó, localizada integralmente em região semiárida do Nordeste brasileiro. São quatro os modelos utilizados nesse trabalho: um modelo hidrológico empírico-estatístico, um modelo hidrológico conceitual concentrado, um modelo hidrológico conceitual distribuído e um modelo em rede neural artificial. Os resultados mostram que os modelos utilizados têm capacidade de reproduzir de forma satisfatória a série histórica de vazão e que claramente há diferenças nas vazões simuladas pelos modelos, tanto em nível anual quanto em nível mensal, demonstrando que o modelo hidrológico utilizado no estudo da resposta hidrológica a variações climáticas influencia diretamente os resultados.

Palavras-chave: modelagem hidrológica; aquecimento global; região semiárida.

# INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas, devido ao efeito estufa, podem causar efeitos ambientais adversos, traduzidos em aumento de temperatura; mudança no regime hidrológico, com aumento de precipitações em algumas regiões e diminuição em outras, além de intensificarem as variações temporais e espaciais das chuvas; alteração na evapotranspiração de regiões; e outros efeitos como elevação do nível médio do mar, favorecimento de queimadas e perda de biomas (IPCC, 2007 e Bates *et al.*, 2008).

A avaliação de impactos de mudanças do clima sobre os recursos hídricos de uma bacia hidrográfica ou região pode ser realizada a partir das simulações dos próprios modelos climáticos (Milly *et al.*, 2005 e UK Met Office, 2005) ou utilizando-se a precipitação e a temperatura do ar calculados por esses modelos como dado de entrada em modelos hidrológicos (Vicuna *et al.*, 2007, Maurer *et al.*, 2009).

Para se avaliarem os efeitos causados pelo efeito estufa, traduzidos na forma de aumento global de temperatura e variação na precipitação, sobre os recursos hídricos de uma dada região, é necessário o acoplamento de modelos climáticos globais (GCM) com modelos hidrológicos. Nesse caso, os primeiros fornecem previsões de alterações no regime climático e os segundos refletem essas alterações na forma de alterações nos escoamentos, via transformação chuva-vazão.

Entretanto, observa-se na literatura especializada que existem significativas diferenças nos resultados fornecidos por diferentes modelos climáticos globais, quando aplicados a um mesmo caso. Essas diferenças dão-se, entre outros motivos, pela limitação ainda existente de tais modelos e metodologias na modelagem matemática de fenômenos naturais complexos, como os observados na atmosfera terrestre, com grande interação entre elementos físicos (Prudhomme, 2003).

Por essa razão, diante das incertezas e das dificuldades de se prever com segurança o cenário futuro decorrente de mudanças climáticas, ainda é satisfatório estudar os impactos causados com base em vários cenários sintéticos de mudança climática, buscando-se a compreensão dos mecanismos hidroclimatológicos de uma dada bacia hidrográfica (Jiang *et al.*, 2007).

Além da variação dos resultados de previsão de mudança climática decorrentes da adoção de um ou outro modelo climático global, há uma segunda fonte de incerteza a ser considerada: a definição do modelo hidrológico ou da técnica matemática de transformação de chuva em vazão. O resultado do modelo hidrológico será utilizado na avaliação dos impactos sobre os escoamentos decorrentes dos cenários de mudança climática na escala da bacia hidrográfica.

O objetivo do trabalho é avaliar a influência do modelo hidrológico ou da técnica matemática de transformação de chuva em vazão utilizados no estudo da resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica da região semiárida do Brasil, em nível anual e mensal, quando aplicados a cenários sintéticos de mudanças climáticas.

# ÁREA DE ESTUDO

A bacia do Rio Piancó, com área de 9.205 km², é a principal sub-bacia da bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, que possui nascente no alto sertão paraibano, estendendo-se por esse Estado e pelo Rio Grande do Norte, onde deságua no oceano Atlântico (Figura 1).

A bacia do rio Piancó apresenta-se como uma bacia hidrográfica típica do clima semiárido, possuindo todas as características físicas e hidroclimatológicas representativas do semiárido do Nordeste brasileiro. Além disso, possui grande importância em termos de abastecimento de água para o sertão paraibano.

A bacia caracteriza-se pela predominância de solo Litólico Eutrófico, com textura arenosa e pedregoso, pouco profundo (menos de 2 metros) e ocupando cerca de 68% da área da bacia (SE-PLAN/PB, 1997). A vegetação nativa é do tipo xerófita, pertencente ao bioma caatinga.

# DADOS HIDROCLIMATOLÓGICOS

A bacia do rio Piancó possui pluviometria média em torno de 800 mm anuais, sendo caracterizada por intensa variabilidade espacial e temporal ao longo do ano hidrológico.

Os eventos de precipitação se dão praticamente nos primeiros seis meses do ano, sendo que o período mais intenso se dá entre os meses de fevereiro e abril, com pico no mês de março.

Com relação aos postos pluviométricos, existem 66 postos disponíveis para análise na bacia do rio Piancó e na sua vizinhança. Foram realizadas análise de consistência dos dados e preenchimento de falhas de observação (método do vetor regional) e cálculo de séries de precipitação média mensal (método de Thiessen) para o período de 1962 a 1990. Do total de postos pluviométricos da bacia, foram utilizados 22 postos para o cálculo da precipitação média na área de estudo.

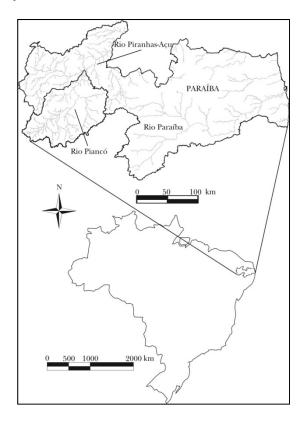


Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Piancó.

Para a calibração dos modelos, foi utilizada a série de vazões do posto fluviométrico Piancó (Código ANA 37340000). Esse posto possui área de drenagem de 4.554 km², localiza-se a montante do açude Curema e possui dados consistidos a partir de 1963. Todas as simulações com os modelos e os resultados obtidos referem-se à área de drenagem até o posto Piancó conforme mostrado na Figura 2.

A série de evapotranspiração potencial foi determinada utilizando-se o método de Hargreaves, aplicado com dados de temperatura e umidade relativa do ar mensais registrados na Estação Meteorológica de Observação de Superfície Convencional São Gonçalo (código INMET 82689) correspondente ao período de janeiro de 1961 a dezembro de 1990. O método de Hargreaves foi desenvolvido especificamente no Nordeste Brasileiro para cálculo da evapotranspiração potencial, apresentando a seguinte formulação (Cunha e Millo, 1984):

$$ETP = MF.(32 + 1,8.T).CH$$
 (1)

$$CH = 0.158.(100 - U)^{0.5}$$
(2)

Em que,

ETP = evapotranspiração potencial (mm/mês);

MF = fator de evapotranspiração potencial (mm/mês);

T = temperatura média mensal (°C);

CH = coeficiente em função da umidade relativa do ar;

U = umidade relativa do ar (%).

O fator de evapotranspiração potencial é função da latitude e do mês considerado, podendo ser encontrado em forma de tabela em Cunha e Millo (1984).

A Figura 2 mostra as estações pluviométricas, fluviométrica e climatológica utilizadas nas simulações, assim como a área de drenagem correspondente à estação Piancó.

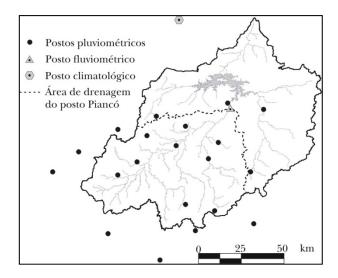


Figura 2 – Postos hidroclimatológicos na área de estudo.

#### MODELOS HIDROLÓGICOS

Diversos autores têm se dedicado ao estudo de comparação entre modelos hidrológicos, buscando analisar a capacidade desses modelos em representar os fenômenos hidrológicos de transformação de chuva em vazão. De maneira geral, esses estudos se desenvolvem seguindo o padrão de selecionar alguns modelos, aplicá-los em uma ou mais bacias hidrográficas, realizando as fases de calibração e validação. Como exemplo, pode-se citar os trabalhos de Franchini e Pacciani (1991), Refsgaard e Knudsen (1996), Perrin et al. (2001), Johnson et al. (2003) e Cooper et al. (2007).

No trabalho de Jiang et al. (2007), é realizada uma comparação dos resultados da aplicação de seis modelos hidrológicos conceituais concentrados, quando aplicados a cenários de previsão de mudanças climáticas na bacia Dongjiang na China, em região de clima subtropical úmido. Os resultados foram avaliados em termos de escoamentos hídricos, evapotranspiração e umidade do solo, sendo aferidas as diferenças de previsão entre os modelos, as quais os autores consideraram significativas.

Maurer et al. (2009) realizaram a comparação das mudanças previstas para vazões de três rios da Sierra Nevada, Califórnia, utilizando downscaling estatístico sobre os dados de 22 projeções climáticas globais. Os dados foram utilizados para simular dois modelos hidrológicos: o modelo Sacramento Soil Moisture Accounting (SacSMA) e o modelo de capacidade de infiltração variável (VIC). Os dois modelos diferem na sua resolução espacial, passo de tempo computacional, e no grau e objetivo da calibração, produzindo, assim, simulações significativamente diferentes dos fluxos atuais e futuros. Os autores concluem que para fluxos baixos, a seleção do modelo hidrológico torna-se um fator importante na avaliação dos impactos das alterações climáticas previstas.

Para este trabalho, alguns critérios foram determinantes na definição dos modelos hidrológicos escolhidos: o número de parâmetros não deve ser excessivo (parcimônia); os parâmetros, na medida do possível, devem ter relação física com os processos que representam; facilidade de uso; e disponibilidade dos dados requeridos para a região do estudo.

Da avaliação, foram selecionados o modelo empírico-estatístico SFMODEL (Azevedo, 1999), o modelo conceitual concentrado GRH (GRH/UFPE, 1999), o modelo conceitual distribuído de base física MIKE SHE (DHI, 2001) e a rede neural artificial

do tipo Perceptron Multicamadas (Valença e Ludermir, 1999).

Em sua versão original, o modelo hidrológico empírico-estatístico SFMODEL relaciona, por meio de equação de regressão linear múltipla, a vazão do rio com a precipitação e a temperatura, considerando cenários de mudanças climáticas. No presente trabalho, o modelo sofreu pequena modificação, de forma a relacionar a vazão média mensal com os dados de precipitação e evapotranspiração potencial.

O GRH é um modelo de simulação hidrológica mensal do tipo conceitual, caracterizando-se pela combinação de dois reservatórios lineares e funções de transferência. O modelo possui estrutura semelhante ao modelo SMAP (Lopes et al., 1982), porém com modificações e adaptações que o tornam mais adequado para a aplicação em regiões semiáridas. A separação do escoamento superficial é feita por meio de uma equação não-linear em função da precipitação. O balanço de umidade do solo é realizado utilizando-se dois reservatórios que representam, respectivamente, as zonas não-saturada e saturada do solo, cujas variáveis de estado são atualizadas a cada passo da simulação.

O MIKE SHE é um modelo hidrológico conceitual, determinístico, distribuído e de base física adaptado do código original do SHE – Système Hydrologique Européen (Abbott et al., 1986). O modelo simula as seguintes fases do ciclo hidrológico terrestre: interceptação, infiltração, evapotranspiração, fluxo subsuperficial na zona não-saturada, fluxo subterrâneo na zona saturada, fluxo superficial e fluxo nos canais.

A rede neural artificial do tipo Perceptron Multicamadas é reconhecida por seu poder de funcionar como aproximador universal de funções lineares e não-lineares. Para sua implementação, é necessário definir duas características da rede: a arquitetura e a função de ativação dos neurônios.

# CENÁRIOS DE MUDANÇAS DO CLIMA

Para a realização de estudos do comportamento futuro do clima global se faz necessária a previsão da evolução de determinados contextos e variáveis que influenciam direta ou indiretamente o comportamento desse clima. Tais contextos e variáveis são traduzidos em evolução do crescimento populacional, desenvolvimento econômico, desenvolvimento tecnológico, investimentos para o desenvolvimento de processos produtivos menos danosos

ao meio ambiente, evolução cultural, entre outros aspectos.

O Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) tem desenvolvido trabalhos com o objetivo de produzir e avaliar as informações científicas, técnicas e sócio-econômicas relevantes para a compreensão dos riscos de mudanças climáticas induzidas pelo homem. Um desses trabalhos é o Relatório Especial sobre Cenários de Emissões (SRES) (IPCC, 2000). O relatório descreve o conjunto de cenários de emissões utilizado no Terceiro e Quarto Relatórios de Avaliação do IPCC. Os cenários do SRES têm sido construídos para pesquisar futuros desenvolvimentos no meio ambiente global com especial referência à produção dos gases do efeito estufa e emissões de aerossóis.

Em geral, para a avaliação do impacto do efeito estufa sobre o clima, os cenários do IPCC são utilizados para a simulação dos GCM's. Alternativamente a essa metodologia, pode-se criar cenários a partir da geração de séries sintéticas de possíveis mudanças climáticas devido ao efeito estufa conforme proposto por Azevedo (1999) e *Jiang et al.* (2007). Essa metodologia possui as seguintes etapas:

- Variação de temperatura ( $T_{Variação}$ ): +1 $^{o}$ C a +4 $^{o}$ C com passo unitário;
- Variação de precipitação (P<sub>Variação</sub>): -20% a +20% com passo de 10%.

Geração de séries sintéticas mensais de T e P (mudança climática) por meio das seguintes equações:

$$T_{Gerada} = T_{Histórica} + T_{Variação}$$
(3)

$$P_{Gerada} = P_{Histórica}$$
.  $(1 + P_{variação}/100)$  (4)

Em que,

T<sub>Gerada</sub> = temperatura mensal gerada;

T<sub>Histórica</sub> = temperatura mensal histórica;

T<sub>Variação</sub> = variação de temperatura;

P<sub>Gerada</sub> = precipitação mensal gerada;

P<sub>Histórica</sub> = precipitação mensal histórica;

P<sub>Variação</sub> = variação de precipitação.

A utilização dessa metodologia é justificada em razão de estar em consonância com as amplitudes de variação de precipitação e de temperatura estimadas para regiões do Nordeste Brasileiro e apresentadas nos trabalhos de INPE (2007), Souza Filho (2003) e Azevedo (1999).

As séries sintéticas de evapotranspiração potencial necessárias como dados de entrada para os modelos hidrológicos foram geradas com o método de Hargreaves citado na seção anterior, utilizando-se também as séries sintéticas de temperatura, contemplando assim, os efeitos provenientes da mudança climática também nessa variável.

De posse das cinco séries sintéticas de precipitação média mensal e das quatro séries sintéticas de evapotranspiração potencial média mensal, é possível definir 20 cenários sintéticos de mudanças climáticas na região.

A Tabela 1 apresenta a interação entre as séries sintéticas e a construção dos cenários de mudanças climáticas.

Tabela 1 - Cenários sintéticos de mudanças climáticas.

Dun simito sã s	Temperatura					
Precipitação	+1 ºC	+2 ºC	+3 ºC	+4 ºC		
-20%	C <sub>-20;+1</sub>	C <sub>-20;+2</sub>	C <sub>-20;+3</sub>	$C_{-20;+4}$		
-10%	C <sub>-10;+1</sub>	C <sub>-10;+2</sub>	C <sub>-10;+3</sub>	C <sub>-10;+4</sub>		
0	$C_{0;+1}$	$C_{0;+2}$	$C_{0;+3}$	$C_{0;+4}$		
+10%	$C_{+10;+1}$	$C_{+10;+2}$	$C_{+10;+3}$	$C_{+10;+4}$		
+20%	$C_{+20;+1}$	$C_{+20;+2}$	$C_{+20;+3}$	$C_{+20;+4}$		

Nas simulações com os modelos hidrológicos, utilizou-se o período de 1964 a 1990 (denominado de base). Uma vez que o IPCC utiliza período base semelhante (1961 - 1990) em seus diversos estudos e relatórios, percebe-se que os resultados alcançados no presente trabalho poderão ser comparados aos resultados das previsões do IPCC, pois dizem respeito, praticamente, ao mesmo período, o que em tese deve abordar dados com as mesmas características hidroclimatológicas.

# SIMULAÇÕES COM OS MODELOS

A calibração e a validação dos modelos hidrológicos foram realizadas com os dados hidrológicos das séries históricas, sem levar em consideração as mudanças climáticas devido ao efeito estufa. Foram definidos critérios utilizados como auxílio para demonstrar a qualidade dos ajustes dos modelos aos dados históricos.

Coeficiente de correlação:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{n} (Qo_i - \overline{Qo})(Qc_i - \overline{Qc})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} (Qo_i - \overline{Qo})^2 \cdot \sum_{i=1}^{n} (Qc_i - \overline{Qc})^2}}$$
(5)

Coeficiente de Nash-Sutcliffe:

$$R^{2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (Qo_{i} - Qc_{i})^{2}}{\sum_{i=1}^{n} (Qo_{i} - \overline{Qo})^{2}}$$
(6)

Erro médio quadrático:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} (Qo_{i} - Qc_{i})^{2}}{n}}$$
 (7)

Erro percentual no volume:

$$EV = \left| \frac{Vo - Vc}{Vo} \right|.100 \tag{8}$$

Em que,

Qo<sub>i</sub> = vazão observada no mês i;

 $\frac{Qc_i}{Qo}$  = vazão calculada no mês i;  $\frac{Q}{Qo}$  = vazão média observada;

Qc = vazão média calculada;

Vo = volume total observado;

Vc = volume total calculado;

n = número de dados da série.

Os melhores ajustes de cada modelo determinados com base nos critérios definidos são utilizados na próxima etapa da pesquisa, ou seja, na geração de deflúvios com base nos cenários de mudanças climáticas.

#### Calibração e Validação dos Modelos

Os modelos SFMODEL, GRH, MIKE SHE e as Redes Neurais Artificiais (RNA) foram aplicados na bacia hidrográfica delimitada na estação fluviométrica Piancó, utilizando-se os dados de precipitação, evapotranspiração potencial e vazão, além de dados específicos de cada modelo, a exemplo do modelo numérico do terreno e dos dados de solo e cobertura vegetal necessários ao MIKE SHE.

As séries temporais disponíveis dessas variáveis foram divididas em dois sub-períodos: de janeiro de 1964 a dezembro de 1983, utilizado na etapa de calibração do modelo, e de janeiro de 1984 a dezembro de 1990, utilizado na etapa de validação.

Após alguns testes com diferentes funções de regressão para o modelo SFMODEL, chegou-se a expressão da equação 9 que relaciona a vazão na seção da estação Piancó com a precipitação média na bacia e a evapotranpiração potencial.

$$Q = 6,361+0,001073.P(t)^{2}-0,000202.ETP(t)^{2}$$
 (9)

onde,

Q é a vazão em m³/s;

P(t) é a precipitação média mensal no tempo "t"; ETP(t) é a evapotranspiração potencial mensal no tempo "t".

O modelo GRH foi calibrado com vistas a obter conjuntos de parâmetros que melhor representassem o processo de transformação de chuva em vazão. Em se tratando de um modelo hidrológico conceitual, foi possível atribuir valores iniciais de alguns de seus parâmetros, com base na física do problema a ser modelado e em aplicações anteriores do modelo, a exemplo de SECTMA/PE (1998) e Lacerda Júnior *et al.* (2005).

O modelo MIKE SHE foi simulado com passo de tempo diário. A bacia foi discretizada em células em que se representam a topografia, tipo de solo e vegetação e onde são aplicadas as equações que representam os processos hidrológicos. Inicialmente, os valores dos parâmetros foram fixados exclusivamente considerando a base física do modelo, ou seja, fixados com base em valores referenciados na literatura. Posteriormente, fizeram-se ajustes nos valores dos parâmetros para melhor qualidade no ajuste dos hidrogramas.

A reprodução matemática da série histórica de vazão com dados de precipitação e evapotranspiração potencial, utilizando redes neurais artificiais fez uso de uma rede do tipo Perceptron. Após diferentes testes, adotou-se uma arquitetura 4 – 6 – 1 (um neurônio para precipitação, um neurônio para evapotranspiração potencial, um neurônio para função seno e um neurônio para função cosseno para representar a sazonalidade), seis neurônios na camada intermediária e um neurônio na camada de saída (para vazão) e função de ativação dos neurônios do tipo sigmoide como sendo a representante da rede neural artificial.

Para visualização da qualidade dos ajustes dos hidrogramas observado e calculado na calibração, apresentam-se nas Figuras 3 e 4, respectivamente, os hidrogramas do modelo de melhor (GRH) e pior desempenho (SFMODEL). A Tabela 2 reúne os parâmetros estatísticos obtidos na fase de calibração e validação dos modelos hidrológicos. De maneira geral, os dados da Tabela 2 demonstram haver certa

compatibilidade entre a qualidade dos parâmetros estatísticos obtidos entre os modelos utilizados.

Da análise, pode-se destacar que o modelo hidrológico GRH apresenta os melhores resultados em termos de qualidade de ajuste, tanto na fase de calibração quanto na validação. O modelo MIKE SHE apresentou resultados menos satisfatórios, provavelmente, devido a sua parametrização ser menos adaptada às características de bacias do semiárido se comparado ao GRH. O SFMODEL apresentou erro no volume na fase de calibração e validação superior aos demais modelos, mas também satisfatório considerando a natureza do modelo. O bom resultado obtido com a rede neural artificial demonstrou o poder de aproximação de funções que essa técnica possui.

Quando se analisam os dados da Tabela 2, associados à comparação visual dos hidrogramas gerados, pode-se observar que os modelos demonstram capacidade de reproduzir a série histórica de vazão média mensal de forma satisfatória, não deixando de ressaltar as limitações e incertezas inerentes aos processos de modelagem matemática e a natureza dos modelos utilizados.

# RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a calibração dos modelos, os parâmetros foram mantidos fixos para geração dos deflúvios decorrentes da simulação que tem como dado de entrada as séries de precipitação e evapotranspiração potencial construí-das para cada um dos cenários sintéticos de mudanças climáticas apresentados na Tabela 1.

As mudanças no escoamento são calculadas percentualmente em relação aos valores da série de vazão gerada por cada modelo em nível anual (vazão média anual de longo termo) e em nível mensal (vazão média mensal de longo termo) conforme a equação:

$$M = \frac{(Q_{cen} - Q_{base})}{Q_{base}} *100 \tag{10}$$

Em que,

M = mudança percentual na vazão média anual (ou mensal);

Q<sub>base</sub> = vazão média anual (ou mensal) calculada pelo modelo no período base;

 $Q_{cen}$  = vazão média anual (ou mensal) calculada pelo modelo nos cenários de mudanças climáticas;

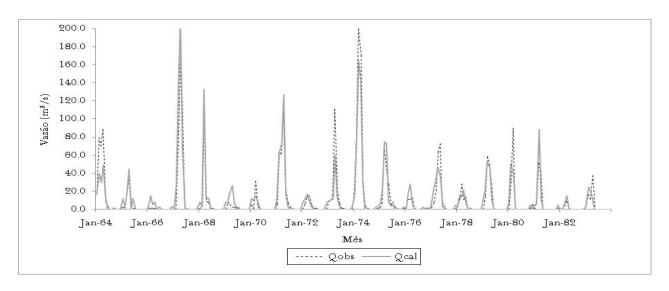


Figura 3 – Calibração do modelo GRH.

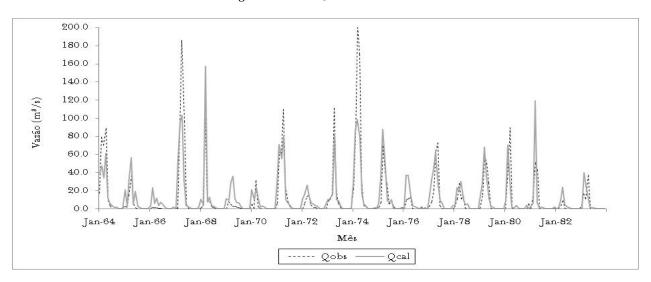


Figura 4 – Calibração do modelo SFMODEL.

Tabela 2 – Comparação dos resultados da calibração e validação para as diferentes categorias de modelo.

Fase	O1 (3 (-)	Estatística	Modelo			
rase	Qcal (m <sup>3</sup> /s)		SFMODEL	GRH	MIKE SHE	RNA
		Qcal (m <sup>3</sup> /s)	12,6	11,8	11,5	11,9
		Erro Volume (%)	6,90	0,19	1,80	1,01
Calibração	11,8	Erro médio (m³/s)	16,8	10,8	19,6	10,9
		Coef. Corr.	0,8199	0,9288	0,8486	0,9115
		$\mathbb{R}^2$	0,6712	0,8623	RH MIKE SHE R 1,8 11,5 1 ,19 1,80 1 0,8 19,6 1 9288 0,8486 0, 8623 0,5486 0, 1,5 20,0 2 ,13 15,51 1 9,2 23,7 1 9426 0,9143 0,	0,8308
		Qcal (m <sup>3</sup> /s)	18,5	21,5	20,0	21,1
		Erro Volume (%)	21,91	9,13	15,51	10,87
Validação	23,7	Erro médio (m³/s)	34,6	19,2	23,7	16,7
		Coef. Corr.	0,8416	0,9426	0,9143	0,8860
		$\mathbb{R}^2$	0,6342	0,8867	0,8289	0,7707

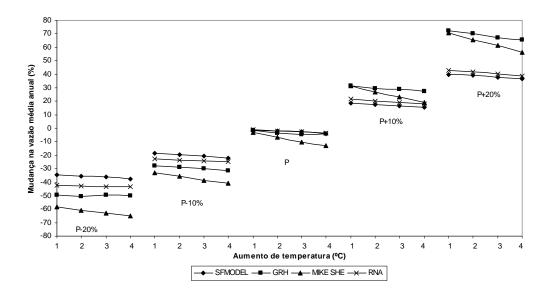


Figura 5 - Mudança percentual da vazão média anual calculada no período de base e nos cenários.

Os 20 cenários sintéticos da Tabela 1 foram simulados para cada modelo, perfazendo um total de 80 simulações, em nível mensal, englobando o período de 1964 a 1990. A extensa massa de dados obtida nessa etapa do trabalho foi consolidada em nível anual e em nível mensal, a fim de se procederem as análises das mudanças no escoamento previstas por cada um dos modelos e, principalmente, as diferenças entre as previsões de cada um desses métodos de simulação.

A Figura 5 mostra o resultado da aplicação da Equação 10 para a mudança percentual da vazão média anual. A mudança é apresentada para cada variação de precipitação, permitindo avaliar o comportamento de cada modelo com relação aos demais.

Fica evidenciado, por meio das declividades das linhas, que a mudança da vazão média anual é muito mais sensível à alteração na precipitação do que à alteração na temperatura, fato esse explicado pelo extenso intervalo da alteração na precipitação aplicado (-20% a +20%) e pela maior dependência da geração dos escoamentos em relação à precipitação, o que é inclusive mais acentuado em regiões de clima semiárido, como a região do presente estudo.

De forma geral, os modelos prevêem progressivamente mais redução no escoamento com o aumento de temperatura. O MIKE SHE foi o modelo que previu as maiores mudanças percentuais no escoamento médio anual quando se aumenta a temperatura, o que pode ser percebido pela maior declividade de sua linha nos blocos.

Verifica-se, ainda, que, à medida que se aumenta a variação da precipitação, fica maior a diferença entre os modelos. Os modelos conceituais GRH e MIKE SHE sofrem maior mudança que os empíricos SFMODEL e RNA.

Para a avaliação da mudança percentual do escoamento em nível mensal, utilizam-se as Figuras 6 e 7, que mostram os resultados obtidos para uma parte dos 20 cenários sintéticos de mudanças climáticas. Essas Figuras mostram, respectivamente, os cenários com maior redução de precipitação (C<sub>-20;+1</sub>) e maior elevação de precipitação (C<sub>+20;+4</sub>). Os dados apresentados limitam-se ao primeiro semestre em razão de que aproximadamente 98% do volume escoado na seção ocorrem nos primeiros seis meses do ano, sendo os demais meses caracterizados por vazões muito reduzidas ou nulas.

Na avaliação em nível mensal, observou-se que, no caso do modelo SFMODEL, a menor mudança percentual foi de apenas -0,4% (mês de abril do cenário  $C_{0;+1}$ ), enquanto que a maior foi de 71,3% (mês de novembro do cenário  $C_{+20;+1}$ ). Para o modelo GRH, a mudança percentual entre o valor do escoamento médio mensal dos cenários e o valor gerado no período de base foi nula no mês de janeiro de todos os cenários em que não se considerou alteração na precipitação, enquanto que a maior mudança foi de 85,9% (mês de março do cenário  $C_{+20;+1}$ ). Já para o modelo MIKE SHE, a menor mudança percentual foi de apenas -2,8% (mês de abril do cenário  $C_{0;+1}$ ), enquanto que a maior foi de 1046,5% (mês de dezembro do cenário  $C_{+20;+1}$ ). Por

fim, no caso da rede neural artificial, a menor mudança percentual foi de apenas 0,2% (mês de janeiro do cenário  $C_{0;+2}$ ), enquanto que a maior foi de 102,7% (mês de janeiro do cenário  $C_{+20;+1}$ ).

Da análise das Figuras 6 e 7, ficam evidenciadas que as menores, porém marcantes diferenças na previsão dos modelos são observadas quando a comparação é realizada nos meses de fevereiro a abril em todos os cenários propostos.

Analisando os resultados obtidos tanto em nível anual quanto em nível mensal, observa-se que, em ambos os casos, as mudanças no escoamento previstas pelos modelos, com base nos cenários sintéticos de mudanças climáticas, mostraram-se variáveis, sensíveis e dependentes em relação aos modelos utilizados.

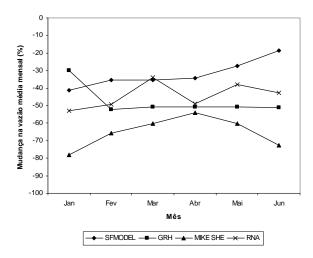


Figura 6 – Mudança percentual da vazão média mensal para o cenário  $C_{:20;+1}$  ( $\Delta P$ =-20%;  $\Delta T$ =+1 $^{\circ}C$ ).

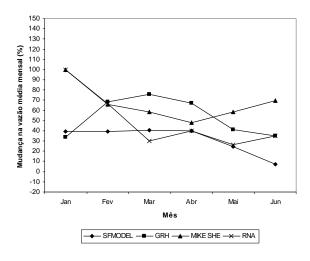


Figura 7 – Mudança percentual da vazão média mensal para o cenário  $C_{+20;+4}$  ( $\Delta P$ =+20%;  $\Delta T$ =+4°C).

As diferenças de resultados encontrados entre os quatro modelos podem estar relacionadas, principalmente, à estrutura e ao equacionamento. Verifica-se, por exemplo, que aos modelos conceituais (GRH e MIKE SHE) é reservado todo um arcabouço matemático voltado para a representação da física dos processos hidrológicos modelados, enquanto que os modelos não conceituais (SFMODEL e RNA) têm a função de reproduzir o escoamento com base nos dados de entrada. Esse fato não necessariamente indica que os modelos conceituais conseguem melhores resultados em termos de simulação, porém garantem um maior controle em termos de coerência e reprodução dos processos naturais envolvidos. Isso fica mais evidente ao se analisar a influência da variação da temperatura do ar no escoamento gerado pelos modelos avaliados. Os modelos conceituais, principalmente o MIKE SHE, são mais sensíveis à mudança dessa variável na geração do escoamento conforme mostrado na Figura 5.

Diferenças marcantes nos resultados da aplicação e comparação de diferentes modelos hidrológicos também foram encontradas em trabalhos que realizaram simulações de cenários de mudanças climáticas, obtidas em modelos de uma mesma classe, a exemplo dos trabalhos de Boorman e Sefton (1997), Panagoulia e Dimou (1997) e Jiang *et al.* (2007). Nesse último trabalho em particular, as diferenças obtidas nos resultados das simulações com os diferentes modelos foram inferiores aos determinados na presente pesquisa, porém suficientes para os autores afirmarem que essas diferenças são significativas quando se comparam os diferentes modelos.

# **CONCLUSÕES**

No presente trabalho foram avaliados os impactos nas vazões decorrentes de cenários sintéticos de variações de precipitação e temperatura do ar. Quatro modelos matemáticos de diferentes classes foram usados para simular o processo de transformação de chuva em vazão em uma bacia hidrográfica de mesoescala com clima semiárido.

Ficou evidente que em nível anual há diferenças marcantes quando se comparam os resultados entre os modelos. Em nível mensal, as diferenças existentes são ainda mais evidentes, havendo grande diversidade de resultados quando se analisam os conjuntos de cenários. Tanto em nível anual quanto em nível mensal, as mudanças percentuais da vazão média são muito mais sensíveis às altera-

Influência do Modelo Hidrológico na Avaliação da Sensibilidade dos Recursos Hídricos a Cenários de Mudanças Climáticas em Região Semiárida

ções de precipitação do que às alterações de temperatura.

Pode-se concluir, portanto, que a escolha do modelo hidrológico influencia diretamente os resultados de simulação dos escoamentos hídricos, quando a região é submetida a cenários de mudanças climáticas, devendo esse fato ser considerado como mais uma incerteza nos estudos hidrológicos dessa natureza.

De modo geral, espera-se que os modelos conceituais, em um bom número de trabalhos de simulação hidrológica, inclusive os que envolvem avaliações sobre impactos de mudanças climáticas, sejam preferidos em relação aos demais. O modelo MIKE SHE, em especial, permite a alteração no tempo dos parâmetros relacionados à cobertura vegetal/uso e ocupação do solo, permitindo simular os processos de transformação de chuva em vazão considerando a evolução temporal da cobertura do solo.

A depender das previsões de um ou outro modelo, as futuras políticas públicas e estratégias de adaptação às mudanças climáticas podem ser completamente diferentes. Por essa razão, deve-se sempre avaliar o modelo utilizado e as incertezas envolvendo o processo, principalmente em uma bacia da região semiárida, cujas dificuldades em relação à gestão da água são grandes, devido à ocorrência de ciclos de secas.

# REFERÊNCIAS

ABBOT, M.B.; BATHURST, J.C.; CUNGE, J.A.; O'CONNELL, P.E.; RASMUSSEN J. An Introduction to the European Hydrological System-Systeme Hydrologique European 'SHE' 2: Structure of a Physically-Based, DistributedMo deling System. *ASCE Journal of Hydrologic Engineering*, v. 87, p.61-77. 1986.

AZEVEDO, J.R.G. *Water resources and global warming for the São Francisco River in Brazil.* 1999. Ph.D. Thesis – University of Southampton, Southampton, England, 1999.

BATES, B.C.; KUNDZEWICZ, Z.W.; WU, S.; PALUTIKOF, J.P. *Climate Change and Water.* Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 2008. 210p.

BOORMAN, D.B.; SEFTON, C.E. "Recognizing the uncertainty in the quantification of the effects of climate change on hydrological response". *Climate Change*, v. 35 ,p. 415-439, 1997.

COOPER, V.A.; NGUYEN, V.-T.-V.; NICELL, J.A. "Calibration of conceptual rainfall–runoff models using global optimization methods with hydrologic process-based parameter costraints." *Journal of Hydrology*, v. 334, p. 455-466. 2007.

CUNHA, J. B.; MILLO, J. L. *Dados climatológicos básicos doNordeste*: visão preliminar. SUDENE. Recife-PE Brasil. 1984

DHI – Danish Hydraulic Institute . *MIKE SHE Code Verification* and *Validation*. 2001. Disponível em: <www.dhi.dk>, 02.11.2004.

FRANCHINI, M.; PACCIANI, M. "Comparative analysis of several conceptual rainfall-runoff models." *Journal of Hydrolgy*, v. 122, p. 161-219, 1991.

GRH/UFPE – Grupo de Recursos Hidrícos/Universidad Federal de Pernambuco. *Manual de Uso do SIGMA - Sistema de Informações para Gestão do Meio Ambiente: Ênfase Recursos Hídricos.* Recife: Universidade Federal da Pernambuco, Brasil. 1999.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Relatório*  $n^{\circ}2$ : Caracterização do clima no Século XX no Brasil: Tendências de chuvas e Temperaturas médias e extremas. CPTEC/INPE. São Paulo, Brasil. 91p. 2007.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. *Emissions Scenarios*. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 570p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge: University Press, Cambridge: United Kingdom, 2007. 976p.

JIANG, T.; CHEN, Y.D.; XU, C-Y.; CHEN, X.; CHEN, X.; SING, V.P. "Comparison of hydrological impacts of climate change simulated by six hydrological models in the Dongjiang Basin, South China" *Journal of Hydrology*, v. 336, p. 316-333, 2007.

JOHNSON, M.S.; COON, W.F.; MEHTA, V.K.; STEENHUIS, T.S.; BROOKS, E.S.; BOLL, J. "Application of two hydrologic models with different runoff mechanisms to a hillslope dominated watershed in the northeastern US: a comparison of HSPF and SMR." *Journal of Hydrology*, v. 284, p. 57-76, 2003.

LACERDA JÚNIOR, H.B.; SILVA, S.R.; CIRILO, J.A.; ALCOFORADO, M.M.G. "Sistema de suporte à decisão para o gerenciamento dos recursos hídricos da bacia do rio Pirapama". Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa-PB, Brasil, 2005.

LOPES, J.E.G.; BRAGA, B.P.F.; CONEJO, J.G.L. "SMAP - a simplified hydrological model in applied modelling in catchment hydrology." In: Singh, V.P. Water Resourses Publications. 1982.

MAURER, E.P.; BREKKE, L.D.; e PRUITT, T. "Is hydrology model selection important for estimating climate change impacts on California watersheds?" *Journal of the American Water Resources Association* (submitted 6/3/2009).

MILLY, P.C.D.; DUNNE, K.A.; VECCHIA, A.V. "Global pattern of trends in streamflow e water availability in a changing climate". *Nature*, n. 438, n.17, 2005.

PANAGOULIA, D.; DIMOU G. "Linking space-time scale in hydrological modelling with respect to global climate change. Part 2. Hydrological response for alternative climates". *Journal of Hydrology*, v. 194, p. 38-63, 1997.

PERRIN C.; MICHEL, C.; ANDRÉASSIAN, V. "Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments" *Journal of Hydrology*, v. 242, p. 275-301, 2001.

REFSGAARD, J.C.; KNUDSEN, J. "Operational validation and intercomparison of hydrological models." *Water Resources Research*, v. 32, n. 7, p. 2189-2202, 1996.

SECTMA/PE. "Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH–PE". Secretaria de Ciências, Tecnologia e Meio Ambiente do Estado de Pernambuco. Recife-PE, Brasil, 1998.

SEPLAN/PB – Secretaria do Planejamento. *Plano Diretor de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba: Bacias do Rio Piancó e do Alto Piranhas.* Tomo 3, v.l. 2. João Pessoa, PB, 1997.

SOUZA FILHO, F.A. Variabilidade e Mudança Climática nos Semi-Áridos Brasileiros. In: TUCCI, C. E. M; BRAGA, B. (Org.). *Clima e Recursos Hídricos no Brasil.* Porto Alegre: ABRH, 2003. p.348.

UK Met Office. Climate change, rivers and rainfall. Recent research on climate change science from the Hadley Centre, December. 2005.

VALENÇA, M.J.S. e LUDERMIR, T.B. "Introdução às Redes Neurais." In: GALVÃO, C.O.; VALENÇA M.J.S. (Orgs.). *Sistemas Inteligentes*. Porto Alegre: Editora da ABRH, 1999.

VICUNA, S.; MAURER, E.P.; JOYCE, B.; DRACUP, J.A.; PURKEY, D. "The Sensitivity of California Water Resources to Climate Change Scenarios". Journal of the American Water Resources Association, v. 43, n. 2, p. 482-498, 2007.

Influence of the Hydrologic Model on the Evaluation of Sensitivity of Water Resources to Climate Change Scenarios in a Semiarid Region

#### **ABSTRACT**

This work evaluates the influence of the hydrologic model or the mathematical technique of the rainfall-runoff transformation applied to synthetic scenarios of climate change. The scenarios were constructed varying the air temperature from 1°C to 4°C in the historical data and varying the precipitation from -20% to +20%. This study was applied in Piancó river basin, located in the semiarid of the Brazilian Northeast. Four models are used in this work: a statistic-empirical hydrologic model, a lumped conceptual hydrologic model, a distributed conceptual hydrologic model and a model that uses an artificial neural network. The results showed that the models have the capacity to satisfactorily reproduce the outflow discharge series. The results also showed that there are differences in the simulations of the models, considering either annual or monthly time steps. It was demonstrated that the category of hydrologic model directly influences the results of climate change analysis.

**Key-words:** hydrologic model; climate change; semiarid region.

# Concentrações de Zinco e Níquel em Sedimentos Urbanos de Trinta Municípios do Rio Grande do Sul: Riscos aos Recursos Hídricos Estaduais

#### Cristiano Poleto

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Campus Toledo, Toledo, PR cristiano\_poleto@hotmail.com

#### Alice Rodrigues Cardoso

Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Porto Alegre, RS geo.alicecardoso@gmail.com

Recebido: 24/09/10 - revisado: 23/01/11 - aceito: 21/05/12

# **RESUMO**

São muitos os trabalhos que apontam para o crescimento de poluentes em bacias hidrográficas urbanas, o que se reflete na qualidade dos corpos d'água que drenam essas áreas. Para entender o processo de poluição em corpos d'água urbanos é necessário entender quais são as fontes de poluentes, sua forma de transporte, deposição, acúmulo e liberação. Neste contexto, os sedimentos ganham grande destaque, pois são considerados importantes agentes desse processo. Por isso, o objetivo desse estudo foi avaliar os sedimentos urbanos em 30 cidades do Rio Grande do Sul, nas quais foram coletadas e analisadas amostras compostas de sedimentos (200 m² por sub-amostra) de áreas impermeáveis desses centros urbanos. As concentrações totais de metais (Zn e Ni) foram obtidas através de digestão ácida (HCl-HF-HClO<sub>4</sub>-HNO<sub>3</sub>), que resultaram em valores médios de 299 µg.g¹ para o Zn e 48 µg.g¹ para Ni. Como os valores estão acima dos valores de background, os resultados sugerem que existe enriquecimento antrópico em todas as cidades. Além disso, estudos anteriores mostraram que esses sedimentos possuem altas porcentagens das frações mais disponíveis a serem liberadas para os corpos d'água, o que pode estar contribuindo à degradação dos mesmos.

Palavras-chave: sedimentos urbanos, níquel, zinco, qualidade da água.

# INTRODUCÃO

# Ambiente Urbano e Recursos Hídricos

A maioria dos estudos realizados em bacias hidrográficas urbanas indica que os sedimentos acumulados em áreas impermeáveis das cidades, tais como os sistemas de drenagem, ruas e avenidas, configuram-se na fonte principal de sedimentos durante períodos chuvosos (Charlesworth *et al.*, 2000; Jansson, 2002; Poleto & Merten, 2008). Os estudos realizados por Poleto *et al.* (2009a) indicaram que, em média, 46% dos sedimentos fluviais em suspensão são originários das áreas pavimentadas, 23% provêm de ruas não pavimentadas (ruas de terra ou apenas cascalhadas) e 31% são do próprio canal fluvial, devido a ação de processos erosivos em função das alterações hidrológicas causadas pelas intervenções antrópicas urbanas.

Martinez (2010) demonstrou em suas pesquisas que as maiores concentrações de poluentes adsorvidos aos sedimentos em áreas urbanas advêm das áreas de uso comercial, quando comparada com áreas industriais e residenciais. Esse resultado justifica-se pelo grande fluxo de veículos, característico das áreas de comércio, sendo esta considerada uma fonte potencial de metais como o zinco. Além disso, seus estudos, realizados na cidade de Porto Alegre, mostraram que as concentrações de todos os metais analisados vêm sendo enriquecidas pela ação antrópica, ficando acima dos valores de *background* local.

Considerando que esses sedimentos urbanos são levados pelo escoamento superficial para os corpos d'água, tem-se uma idéia do problema potencial, já que isto implica em não apenas problemas físicos, como o assoreamento, mas inúmeros problemas ambientais devido a altas concentrações de poluentes adsorvidos a eles.

Uma indicação desse risco ambiental potencial foi apresentada por Poleto *et al.* (2009b). Suas pesquisas acerca da granulometria dos sedimentos presentes nas ruas e avenidas de cidades do Rio Grande do Sul demonstram uma composição equi-

librada entre partículas finas, médias e grosseiras. No entanto, a análise da granulometria dos sedimentos do sistema de drenagem dessas mesmas cidades apresentou maior composição para as frações de granulometria média e grosseira, visto que os sedimentos de granulometria fina não são retidos nestas estruturas. Esse resultado é um indicativo de que a poluição difusa, originada nas áreas urbanas, está aportando nos corpos d'água. Considerando ainda, que estudos realizados por Horowitz (1991) e Martinez & Poleto (2010) demonstram a existência de uma forte correlação entre as partículas mais finas dos sedimentos e o aumento das concentrações de metais, tem-se a demonstração do risco que os sedimentos enriquecidos por metais pesados representam aos recursos hídricos.

Portanto, estudos sobre sedimentos urbanos mostram-se extremamente importantes para o gerenciamento ambiental, estando implícito a este a necessidade de gerenciamento dos recursos hídricos, o que possibilita o estabelecimento de limites ou faixas de controle de poluentes nos sedimentos, visando, assim, a conservação e manutenção do uso desses recursos dentro de um planejamento sustentável, em que seja possível, inclusive, a geração de projeções de cenários futuros.

#### Metais Pesados e Sedimentos

Alguns metais pesados estão entre os poluentes elementares mais perigosos, sendo de particular interesse devido a sua toxicidade a humanos (Martinez, 2010). O termo metais pesados é de definição ambígua, mas vem sendo intensamente utilizado na literatura científica como referência a um grupo de elementos amplamente associados à poluição, contaminação e toxicidade. Um dos aspectos mais importantes que distingue metais pesados de outros poluentes tóxicos, além de sua nãobiodegradabilidade, é que sua toxicidade é grandemente controlada pelas suas propriedades físico-químicas. O estado de oxidação de alguns metais determina a sua mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade.

A procedência primária dos metais pesados no solo é o material de origem, uma vez que a maioria das rochas contém em sua composição grande número de metais, daí a necessidade de, nos estudos de avaliação de poluição, obter-se o nível de base local ou regional (background) representativo da concentração natural destes elementos na região estudada. Esses metais podem também se acumular

no solo pelo uso e deposição contínuos e prolongados de resíduos industriais e urbanos, de água de irrigação poluída, e pela deposição atmosférica (Charlesworth & Lees, 1999).

O ambiente urbano cria uma grande e complexa mistura de poluentes que podem ser advindos de fontes mais comumente encontradas nesses locais, ou importadas de outras áreas próximas, ou ainda de áreas muito afastadas, como pode ser observado na Figura 1. Assim, sedimentos urbanos e metais podem ser advindos de diversas fontes antropogênicas (Poleto & Castilhos, 2008).



Figura 1 - Fontes de sedimentos e/ou poluentes em áreas urbanas.

Tabela 1 - Grau de toxicidade e fontes de alguns contaminantes encontrados em áreas urbanas

Contaminante	Fonte
<b>Zinco (Zn)</b> To- xicidade: Baixa – Média	Desgaste de pneus, óleos automotivos, materiais galvanizados, abrasão de veículos, fluídos hidráulicos e efluentes industriais.
<b>Níquel (Ni)</b> Toxicidade: Média – Alta	Combustível diesel, óleo lubrifi- cante, galvanizado de metais, freios, pavimento asfáltico, eflu- entes industriais.

Adaptado de: Poleto & Castilhos (2008).

Os metais pesados fazem parte das atividades cotidianas das pessoas e muitos deles entram no ambiente urbano como subprodutos de atividades antrópicas, sejam elas de caráter primário, industriais ou comerciais, esta última típica de cidades em desenvolvimento, e também potencial fornecedora de poluentes, conforme trabalho de Martinez (2010). Na Tabela 1 é apresentado um resumo de algumas das fontes de metais pesados, mais comuns em ambientes urbanos.

# MATERIAL E MÉTODOS

#### Área de Estudo

Os 30 municípios que fazem parte do estudo estão localizados no estado do Rio Grande do Sul, conforme apresentado na Figura 2, nestas cidades foram realizadas coletas de amostras de sedimentos em superfícies impermeáveis (ruas e avenidas). Os códigos numéricos utilizados para cada município encontram-se na Tabela 2.

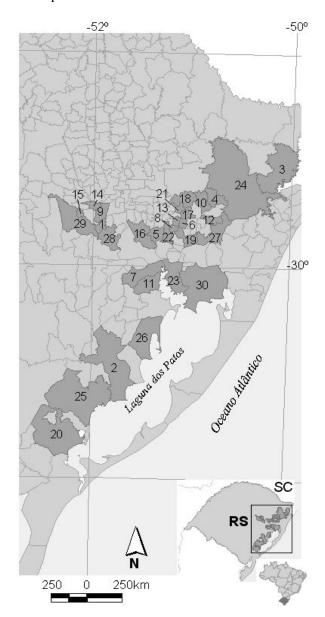


Figura 2 - Localização dos municípios pertencentes ao estudo, no estado do Rio Grande do Sul, RS.

As cidades estão distribuídas na faixa leste do estado, e são caracterizadas pela facilidade de acesso, sendo escolhidas a partir da proximidade com a capital do estado, Porto Alegre.

Com relação a densidade demográfica (FEE, 2009) os municípios estudados apresentam números bastante díspares, enquanto os maiores índices foram encontrados nos municípios de 23-Porto Alegre (2896 hab.km²), 19-Novo Hamburgo (1142 hab. km²), 8-Estância Velha 788 hab.km²) e 14-Lajeado (756 hab.km²), os menores foram em 3-Cambará do Sul (5,8 hab.km²), 24-São Francisco de Paula (6,6 hab.km²), 25-São Lourenço do Sul e 26-Tapes (20 hab.km²).

Tabela 2 - Códigos atribuídos a cada cidade

Número	Município
1	Bom Retiro do Sul
2	Camaquã
3	Cambará do Sul
4	Canela
5	Capela de Santana
6	Dois Irmãos
7	Eldorado do Sul
8	Estância Velha
9	Estrela
10	Gramado
11	Guaíba
12	Igrejinha
13	Ivoti
14	Lajeado
15	Mato Leitão
16	Montenegro
17	Morro Reuter
18	Nova Petrópolis
19	Novo Hamburgo
20	Pelotas
21	Picada Café
22	Portão
23	Porto Alegre
24	São Francisco de Paula
25	São Lourenço do Sul
26	Tapes
27	Taquara
28	Taquari
29	Venâncio Aires
30	Viamão

Por meio de dados obtidos pela FEE (2007), verificou-se que o setor terciário, de serviços – que compreende comércio, educação, saúde, transporte e turismo – é o que agrega maior valor ao PIB dos municípios estudados, sendo seguido, à distância, pelo setor industrial, sendo este mais representativo nas cidades ao redor de Porto Alegre.

O clima do estado do Rio Grande do Sul é classificado como subtropical e úmido (Köppen, 1936), caracterizado por verões quentes e invernos frios e chuvosos. A precipitação média anual da área estudada varia entre 1.250 e 2.000 mm.

Com relação a geomorfologia, a área de estudo está distribuída, de forma similar, em quatro dos cinco compartimentos morfoesculturais do estado, a saber: Planalto Meridional, Planalto Uruguaio Sul-Riograndense, Depressão Periférica e Planície Terras Baixas Costeiras (Suertegaray; Fujimoto, 2004).

# Coleta de Sedimentos Urbanos

As amostragens foram realizadas entre os anos 2008 e 2009, utilizando como regra a sequência de um período mínimo de 15 dias sem chuva para realização das coletas. Estas foram efetuadas com o auxílio de aspiradores portáveis, para garantir a coleta das frações mais finas, conforme Charlesworth *et al.* (2003), e as amostras foram sempre mantidas sem contato com superfícies metálicas do aparelho, ou qualquer outra.

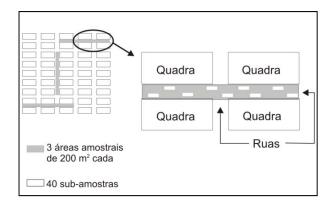


Figura 3 - Sistema de coleta de amostras. Adaptado de: Poleto *et al.* (2009b)

Durante as coletas, foram realizadas três amostragens em cada cidade, sendo cada uma dessas amostras formadas por 40 subamostras. Os locais de coleta foram sempre próximos às regiões centrais das cidades, compreendendo áreas de aproximadamente 200 m², nas superfícies impermeáveis de cada cidade, conforme apresentado na Figura 3. Após

esse processo de coleta, as três amostras foram combinadas para formar uma única amostra composta para cada cidade. Esse procedimento resultou em 30 amostras compostas que representaram as 30 cidades, visando-se assim, reduzir a possibilidade de resultados tendenciosos devido à presença de fontes pontuais de poluição. A quantidade de sedimentos coletados e armazenados variou entre 100 e 140 g por cidade.

As amostras compostas foram armazenadas e preservadas a 0°C até o início das análises químicas. Para as análises físicas foram apenas refrigeradas.

#### Análises dos Sedimentos Urbanos

As concentrações totais dos metais contidos nos sedimentos urbanos foram determinadas em duplicata, para as frações <63 μm. A abertura das amostras foi feita por meio de digestão ácida (HCl – HF – HClO<sub>4</sub> – HNO<sub>3</sub>) para a solubilização total dos minerais, conforme descrito por Horowitz *et al.* (2001) e Poleto & Teixeira (2006). Os metais selecionados para este estudo foram o Ni e o Zi, devido à grande frequência com que estes elementos são encontrados em áreas urbanas. A determinação das concentrações dos dois elementos foi realizada em um ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy, Varian) e os limites de detecção são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Limites de detecção para os metais estudados nos sedimentos (μg.g<sup>-1</sup> sedimento)

	Zn	Ni	
Limites de detecção	3,0	2,0	

Os valores de *background* regional foram obtidos em áreas naturais florestadas, sem alterações antrópicas, pois desta forma é possível estabelecer os níveis naturais dos elementos estudados. Esses valores de referência devem sempre ser obtidos no local ou região que se pretende avaliar, podendo-se assim, comparar com os resultados das amostras de sedimentos e avaliá-las quanto ao acréscimo de poluentes.

A determinação das concentrações de Zn e Ni do *background* foram calculadas como a média de cinco amostras compostas retiradas da parte superficial de solo de uma área natural do município de Viamão (nº 30, na Figura 2). A metodologia de aná-

lise foi idêntica à utilizada para a análise das amostras de sedimentos urbanos, conforme descrito anteriormente.

# Controle de Qualidade

Todos os equipamentos e vidrarias envolvidas nos procedimentos de coleta e análises das amostras foram lavados com água destilada, imersos em soluções de 14% (v/v) de ácido nítrico por 24 horas e enxaguados com água deionizada. Os reagentes analíticos usados nas análises foram da marca Merck®, que possui um alto grau de pureza, e a água utilizada nas diluições foi do tipo extra-pura (Milli-Q®). Dois materiais de referência da USGS (SGR-1b e SCO-1) e amostras "em branco" foram utilizados para o controle de qualidade dos resultados obtidos em laboratório.

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Solos da UFRGS.

#### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

# Concentrações de Zn e Ni e nos Sedimentos Urbanos

Os resultados confirmaram a existência de um bom controle de qualidade dos processos analíticos, com a obtenção de valores consistentes, com variação entre 3% a 7% e, portanto, dentro dos valores de concentrações obtidas pela USGS para os materiais de referência utilizados.

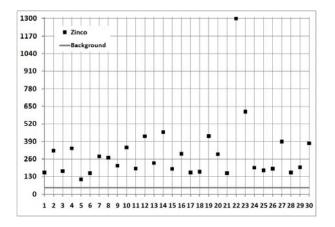


Figura 4 - Concentrações de Zn (μg.g<sup>-1</sup>) em sedimentos urbanos de 30 cidades.

Em todas as cidades analisadas, as concentrações de Zn e Ni (Fig. 4 e 5) podem ser consideradas altas se comparadas com os valores de *background* 

local utilizados como referência nos estudos e que são, respectivamente, 47,45 µg.g<sup>-1</sup> e 4,89 µg.g<sup>-1</sup>.

As concentrações de Zn encontradas são apresentadas na Figura 4, e caracterizam-se pela grande variabilidade. O município que apresentou a menor concentração, Capela de Santana (número 5) é equivalente ao dobro do nível de base regional estabelecido. Já Portão (número 22), destaca-se com a maior concentração encontrada - 20 vezes superior ao background - além de Lajeado (número 14) que, também, aparece com uma alta concentração de Zn (460 µg.g<sup>-1</sup>). Essas altas concentrações implicam na dificuldade de sobrevivência do ecossistema aquático, já que os organismos ali existentes levaram milhares de anos para se adaptar as condições naturais. Em comum estes municípios apresentam um fluxo intenso de veículos, visto que são cortados por rodovias movimentadas. Pela cidade de Lajeado passa uma das rodovias mais importantes e movimentadas do estado, a BR-386, e, além disso, este possui a maior densidade demográfica dos municípios estudados que se localizam fora da Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA). Já o município de Portão, por sua vez, concentra um forte parque industrial, predominantemente coureiro/calçadista, que foi responsável, no ano de 2009, por 53% do PIB municipal (FEE, 2007), conferindo alta dinâmica de circulação de veículos pesados para carga/descarga no município, além de localizar-se na rota de deslocamento da RMPA para a Serra Gaúcha e região norte do estado. Merece destaque também, a situação identificada na capital, 23-Porto Alegre, que concentra o maior contingente populacional do estado, 1.438.830 habitantes, todos em área urbana. O setor de serviços rege a economia local (87% do PIB), atendendo a demanda de todo o estado. A zona central da capital, onde foi realizado o estudo apresentou altas concentrações dos dois metais analisados, demonstrando uma situação de alto risco quanto à contaminação por metais pesados.

Já na Figura 5, tem-se os resultados referentes as concentrações de níquel (Ni) encontradas e que apresentam níveis elevados: em 90% dos municípios estudados as concentrações foram minimamente o dobro do nível de base (4,89 µg.g<sup>-1</sup>), sendo um caso extremo o município de Taquari (número 27) com concentração 20 vezes superior ao *background*. Por outro lado, verificou-se que os municípios de Cambará do Sul (número 3) e São Lourenço do Sul (número 25), com baixa densidade demográfica (5,8 e 21,1 hab.km<sup>-2</sup>, respectivamente) e expressiva participação do setor primário na composição do PIB municipal (22% e 32%), apresentaram as menores concentrações.

Concentrações de Zinco e Níquel em Sedimentos Urbanos de Trinta Municípios do Rio Grande do Sul: Riscos aos Recursos Hídricos Estaduais

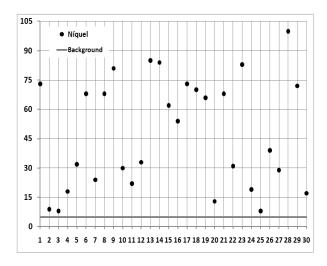


Figura 5 - Concentrações de Ni (μg.g<sup>-1</sup>) em sedimentos urbanos de 30 cidades.

Os resultados expressos nas figuras acima demonstram uma grande variação na concentração dos elementos entre as cidades. Em particular, o Zn exibiu a maior variação, porém o Ni, também, apresentou variações significativas que podem ser observadas na Tabela 4

Tabela 4 – Análise descritiva das concentrações de Zi e Ni (μg.g<sup>-1</sup>) obtidas com os sedimentos estudados

	Zn	Ni
Máximo	1.300	100
Mínimo	110	8
Média	299	48
Desvio Padrão	222	28,3
Coeficiente de Variação (CV)	74%	59%

Essas variações entre as cidades refletem as diferenças quanto ao uso e ocupação do solo, conforme apresentado por Poleto *et al.* (2009b), tal como áreas mais industrializadas e diferentes fluxos de veículos automotores. Contudo, fica evidente que as altas concentrações desses elementos refletem a influência das atividades antrópicas locais, principalmente nas áreas mais urbanizadas e dinâmicas do ponto de vista do tráfego veicular e também dos fluxos econômicos.

Os resultados obtidos nesse estudo demonstram o eminente problema que os centros urbanos brasileiros estão enfrentando. Existe uma continua geração de sedimentos urbanos, com baixa qualida-

de e que, segundo Poleto *et al.* (2009b), não são retidos nos sistemas de drenagem urbano, aportando nos corpos d'água. Esse resultado concorda com os obtidos por Charlesworth & Lees (1999), onde os referidos autores mostram que as concentrações ao longo do processo fonte-transporte-receptor tendem a gerar diferentes concentrações devido as frações granulométricas existentes em cada fase do processo.

As concentrações, além de apresentarem grande variação, excederam os valores de *background* local. Esses resultados caracterizam o enriquecimento antrópico dos sedimentos urbanos por metais nessas cidades e evidenciam o risco de liberação desses contaminantes em rios, lagos e reservatórios, como discutido por Poleto & Merten (2007) e Poleto & Charlesworth (2010).

#### **CONCLUSÕES**

Pode-se enumerar as conclusões como se segue abaixo :

- As altas de concentrações de Ni e Zn, sendo todas acima dos valores de background, evidenciam a influência das atividades antrópicas em áreas urbanas;
- O grau de urbanização é um dos fatores importantes para o entendimento dos resultados, contudo, o fluxo veicular intenso, intrínseco ao dinamismo urbano e econômico, mostra-se como principal fator de diferenciação para as concentrações encontradas nos municípios estudados;
- Existe uma situação de risco à que os ambientes aquáticos estão expostos atualmente; também, são preocupantes as previsões de cenários futuros, visto que os sedimentos comportam-se como armazenadores temporários destes metais pesados e podem liberalos na ocorrência de alterações das características físico-químicas dos corpos d'água.

#### **AGRADECIMENTOS**

Os Autores gostariam de agradecer o apoio da Capes e CNPq.

# REFERÊNCIAS

CHARLESWORTH, S.M.; EVERETT M.; MCCARTHY, R.; ORDÓÑEZ, A.; MIGUEL, E. A. comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, *Environmental International*, v.29, p. 563-573, 2003.

CHARLESWORTH, S.M.; LEES, J.A. Particulate-associated heavy metals in the urban environment: their transport from the source to deposit, Coventry, *Chemosphere*, v. 39, n.5, p. 833–848, 1999.

CHARLESWORTH, S.M.; ORMEROD, L.M.; LEES, J.A. *Tracing sediment within urban catchments using heavy metal, mineral magnetic and radionuclide signatures, in Tracers in Geomorphology, I.D.L.* Chichester: Foster, ed., Wiley, 2000.

FEE – Fundação Estadual de Economia e Estatística. Estado do Rio Grande do Sul, 2007. *Dados VAB 2007: PIB Municipal* - Série Histórica 1999-2007. Disponível em: <a href="http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/estatisticas/pg\_pib\_municipal\_sh\_2002\_.php">http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/estatisticas/pg\_pib\_municipal\_sh\_2002\_.php</a>>. Acesso em: 27 jul. 2010.

FEE – Fundação Estadual de Economia e Estatística do Estado do Rio Grande do Sul, 2009. *Resumo Estatístico RS – Municípios* (2009). Disponível em: < http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/resumo/pg\_municipios.php>. Acesso em: 27 jul. 2010.

HOROWITZ, A.J. *A primer on sediment-trace element chemistry.* 2 ed. Chelsea, EUA: Lewis Publishers. 1991, 36p.

HOROWITZ, A. J.; ELRICK, K.A.; SMITH, J. J. Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river watersheds: methodological considerations as applied to the NASQAN program. *Hydrol Process*, v. 15, p.1107–1132, 2001.

JANSSON, M.B. Determining sediment source areas in a tropical river basin, *Costa Rica*, v. 47, p. 63–84, 2002.

KÖPPEN, W. *Das geographische System der Klimate, in: Handbuch der Klimatologie*, edited by: Köppen W, Geiger G. C. Gebr, Borntraeger, 1936, p. 1-44.

MARTINEZ, L.L.G. *Distribuição de poluição difusa por sedimentos urbanos em áreas impermeáveis em Porto Alegre.* 2010. 95f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

MARTINEZ, L.L.G.; POLETO, C. Urban Sediments and Metals Distribution in Areas With Different Types of Soil Use. Balwois, 2010.

POLETO, C. Fontes Potenciais e Qualidade dos Sedimentos Fluviais em Suspensão em Ambiente Urbano. 2007. 159f.Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

POLETO, C.; BORTOLUZZI, E.C.; CHARLESWORTH, S.M.; MERTEN, G.H. Urban Sediment Particle Size and Pollutants in Southern Brazil, J Soils Sediments, 2009b. DOI 10.1007/s11368-009-0102-0.

POLETO, C.; CASTILHO, Z.C. Impacto por poluição difusa de sedimentos em bacias urbanas. In: POLETO, C. (Org.) *Ambiente e Sedimentos*. Porto Alegre: Ed. ABRH, 2008, p. 193-227.

POLETO, C.; CHARLESWORTH, S.M. Sedimentology of Aqueous Systems. London: Wiley-Blackwell, 2010.

POLETO, C.; MERTEN, G.H. Urban watershed studies in Southern Brazil. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, v. 1, n. 2, p. 70-78, 2007.

POLETO, C.; MERTEN, G.H. Urban street pollutants, *Revista Pesquisas em Geociências*, 35, p. 3–8, 2008.

POLETO, C.; MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. The identification of sediment sources in a small urban watershed in southern Brazil: An application of sediment fingerprinting, *Environmental Technology*, v.30, n. 11, p. 1145–1153, 2009a.

POLETO, C.; TEIXEIRA, E.C., 2006: Processamento de Amostras e Extrações Seqüenciais. In: Poleto, C., Merten, G.H. (ed). *Qualidade dos Sedimentos*. Porto Alegre, ABRH, 2006. p 279–314.

SUERTEGARAY, D. M. A.; FUJIMOTO, N. S. V. Morfogênese do relevo do Estado do Rio Grande do Sul. In: *Rio Grande do Sul: paisagens e territórios em transformação.* Porto alegre: Editora da UFRGS, 2004, p. 11-26.

Zinc and Nickel Concentrations in Urban Sediments of Thirty Municipalities in the State of Rio Grande do Sul: Risks to the State Water Resources

# **ABSTRACT**

Many studies point to the increased amount of pollutants in urban water basins, which affects the quality of bodies of water that drain these areas. To understand the process of pollution of urban bodies of water, it is necessary to understand the sources of pollutants, their form of transport, deposition, accumulation and release. In this context sediments play an outstanding role, since they are

Concentrações de Zinco e Níquel em Sedimentos Urbanos de Trinta Municípios do Rio Grande do Sul: Riscos aos Recursos Hídricos Estaduais

considered important agents in this process. Therefore, the purpose of this study was to assess urban sediments in 30 cities of Rio Grande do Sul in which samples composed of sediments (200 per sample ) from impervious areas of these urban centers were collected and analyzed. The total concentrations of metals (Zn and Ni) were obtained by acid digestion HCl-HF- $HClO_4$ - $HNO_3$ )

which resulted in mean values of 299 µg.g¹ for Zn and 48 µg.g¹ for Ni. Since the values are above the background values, the results suggest that there is anthropic enrichment in all cities. Besides, previous studies showed that these sediments have high percentages of the most available fractions to be released into the water bodies, which may contribute to their degradation.

Key-words: urban sediments, nickel, zinc, water quality

# Estabilidade Temporal da Distribuição Espacial da Umidade do Solo em uma Bacia Intermitente no Semiárido de Minas Gerais

#### Roberto Cézar de Almeida Monte-Mor

Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI rmontemor@unifei.edu.br

# Luiz Rafael Palmier

Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG palmier@ehr.ufmg.br

#### Eber José de Andrade Pinto, José do Espírito Santo Lima

CPRM – Serviço Geológico do Brasil eber.andrade@cprm.gov.br, jose.lima@cprm.gov.br

Recebido: 08/02/11 - revisado: 03/07/11 - aceito: 12/04/12

#### **RESUMO**

O entendimento do comportamento hidrológico de bacias depende da disponibilidade de dados e a manutenção de redes de monitoramento demanda elevados recursos econômicos, principalmente no caso de medições das variáveis de umidade do solo, pressão da água no solo, escoamento superficial em encostas, vazão sólida etc, além das normalmente monitoradas variáveis de precipitação, evaporação e vazão. Em regiões semiáridas a situação é agravada pela necessidade de medições contínuas de forma a representar eventos climatológicos infrequentes. Neste trabalho é apresentada uma análise da variabilidade espaço-temporal de dados de um monitoramento de umidade do solo realizado na bacia representativa do córrego Teixeirão, localizada na bacia do rio Jequitinhonha, no nordeste de Minas Gerais. Nessa bacia, em 2005, iniciou-se o monitoramento hidrológico da precipitação, evaporação e vazão. Em 2009, foram instalados tubos de acesso para monitoramento da umidade do solo. Com os dados obtidos e utilizando a técnica da diferença relativa, foi possível identificar os pontos que, independentemente do tempo, representam a média real e os extremos de umidade. A análise realizada permite obter um conjunto de dados de umidade de solo para ser utilizado na modelagem hidrológica dessa bacia hidrográfica.

Palavras-Chave: Umidade do solo, hidrologia do semiárido, monitoramento hidrológico.

### INTRODUÇÃO

No Brasil, a disponibilidade de água é abundante, entretanto, sua distribuição ocorre de forma irregular, como mostram, por exemplo, os dados do balanço hídrico das regiões hidrográficas Amazônia e Atlântico Nordeste Oriental, cujos valores de vazão específica são iguais a, respectivamente, 34,2 L/s/km² e 2,81 L/s/km² (MMA, 2000).

Em 2004, foi instituída pelo Ministério da Integração Nacional (MI) e pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) uma nova delimitação do semiárido brasileiro, que tomou por base três critérios técnicos: precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 milímetros (sem que tenha sido indicado o período de análise); índice de aridez de até 0,5, calculado pelo balanço hídrico que relaciona a

precipitação e a evapotranspiração potencial, no período entre 1961 e 1990; e risco de seca maior que 60%, tomando-se por base o período entre 1970 e 1990 (MI, 2005).

Com essa atualização, a área classificada oficialmente como semiárido brasileiro aumentou de 892.309,4 km² para 969.589,4 km², sendo composta por 1.133 municípios dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais, totalizando uma população de 20.858.264 milhões de pessoas, 44% dessas residindo na zona rural.

O estado de Minas Gerais possui uma região semiárida em suas porções norte e nordeste, onde predominam os biomas de Cerrado e Caatinga e o tipo de uso dado aos recursos hídricos, edáficos e vegetais está gerando graves problemas socioeconômicos e de degradação ambiental. Essa região é considerada uma das mais pobres do Brasil.

No Brasil a região semiárida não constitui um espaço homogêneo, tampouco desértico ou impróprio à vida. Pelo contrário, essa região apresenta alta diversidade ecológica, possuindo ricos recursos naturais. Os conhecimentos acumulados sobre o clima permitem concluir não ser a falta de chuvas a responsável pela oferta insuficiente de água nessas regiões, mas sua má distribuição, associada à alta taxa de evapotranspiração, que resultam no fenômeno da seca, a qual periodicamente assola suas populações (MI, 2005).

Face à vasta extensão de regiões semiáridas (e áridas) no mundo, é essencial aprofundar o conhecimento dos processos hidrológicos nessas regiões. Porém, de acordo com Pilgrim *et al.* (1988), a falta de dados nessas regiões – situação ainda persiste nos dias atuais – aumenta as dificuldades e incertezas de estimativas e é o principal obstáculo para a utilização de modelos hidrológicos.

A produção de escoamento em ambientes semiáridos é geralmente dominada por componentes de escoamento rápido de superfície, durante e imediatamente após a chuva. De acordo com Pilgrim *et al.* (1988), os hidrogramas observados em regiões áridas e semiáridas tendem a ser efêmeros, com tempos de base curtos, curvas de ascensão e recessão íngremes, e, em particular, com tempo de subida observados muito curtos.

Esse comportamento é observado em função das características da precipitação, muitas vezes de alta intensidade, excedendo a capacidade de infiltração do solo.

A umidade do solo é um fator chave na determinação da resposta do escoamento superficial para um dado evento de precipitação, sendo a variável de estado natural da superfície terrestre, que varia espacialmente e temporalmente sobre a área da bacia.

A umidade do solo representa uma pequena proporção (0,05%) da água doce na Terra (Dingman, 2002), sendo um reservatório influente no ciclo hidrológico.

De acordo com Western & Blöschl (1999), a umidade do solo é a variável chave nos processos hidrológicos na superfície terrestre, cujo conhecimento é importante para entender e predizer uma amplitude de processos hidrológicos. A variação espacial da umidade do solo é importante porque afeta a agricultura, o clima, a ecologia e a hidrologia.

Segundo Qiu et al. (2001), existem diversos fatores que podem influenciar a sua distribuição,

tais como: uso do solo, declividade, topografia, propriedades do solo, precipitação, radiação solar e outros fatores climatológicos.

A evolução espacial e temporal da umidade do solo é controlada por vários fatores. Para Robinson *et al.* (2008), a topografia e a posição do declive são dominantes durante os períodos úmidos, enquanto os aspectos da declividade, da vegetação, da textura e da estrutura vertical são mais importantes nos períodos secos.

Numerosos estudos observados por Famiglietti et al. (2008) sugerem que a representação realista da variabilidade espacial do teor de umidade da superfície do solo pode melhorar a habilidade de previsão de modelos hidrológicos, climatológicos e de circulação geral, incluindo processos como a evapotranspiração, escoamento superficial, precipitação e variabilidade atmosférica.

No que se refere à variabilidade da umidade do solo, destacam-se, no Brasil, os recentes estudos desenvolvidos por Medeiros et al. (2007) e por Santos (2010). No primeiro a estabilidade temporal no padrão espacial da umidade do solo foi avaliada numa pequena bacia rural no Rio Grande do Sul. O objetivo do estudo foi identificar pontos de amostragem que reproduzem o comportamento médio e extremo da umidade. O monitoramento da umidade do solo foi realizado durante um ano agrícola, com a coleta de amostras nas profundidades de 0 cm (superfície – método gravimétrico), e de 30 cm (T-DR). Os resultados obtidos indicam que a estabilidade completa do padrão espacial da umidade do solo foi observada na profundidade de 30 cm, mas que não existe na camada superficial (principalmente em função da influência de eventos chuvosos).

No segundo estudo (Santos, 2010), a bacia representativa do Alto Ipanema, localizada na região agreste do estado de Pernambuco, foi equipada com uma estação climatológica, duas estações pluviográficas e duas sondas TDR. O monitoramento foi realizado em encostas da bacia com análises de perdas de água em quatro parcelas experimentais que apresentavam os seguintes tipos de uso do solo: cobertura natural; palma forrageira; barramentos em pedras com cobertura morta; e solo descoberto. Após uma análise estatística dos dados obtidos observou-se que a umidade do solo apresentou elevada variabilidade no tempo, estando relacionada aos diferentes tipos de cobertura e propriedades do solo, sendo mais dependente da intensidade de precipitação do que do total precipitado, bem como da umidade antecedente.

As bacias hidrográficas localizadas em áreas de difícil acesso em regiões semiáridas ou as de pe-

quenas áreas de drenagem, geralmente, não contam com uma rede de coleta de informações hidrológicas adequada. Nessas situações, as séries de observações hidrológicas podem ser inapropriadas em termos de escala temporal e espacial para subsidiar aplicações de engenharia de recursos hídricos.

A implantação de bacias representativas ou experimentais permite ampliar o conhecimento dos processos hidrológicos de biomas específicos, como, por exemplo, o cerrado ou o semiárido. Dessa forma, a associação entre o aprimoramento dos métodos de modelagem e o maior conhecimento dos processos hidrológicos, em diferentes escalas, pode resultar em menores incertezas na predição de variáveis hidrológicas em bacias pouco monitoradas. Esse é um desafio enfrentado pela comunidade hidrológica internacional por meio do programa *Prediction in Ungauged Basins, de iniciativa da International Association of Hydrological Sciences (IAHS)*.

As bacias representativas representam um ganho para o conhecimento hidrológico, principalmente em áreas pouco monitoradas, como é o caso da região nordeste do estado de Minas Gerais. É notória a necessidade de se dispor de séries longas de dados hidrológicos para se aumentar a confiança nas extrapolações, principalmente em bacias do semiárido, cuja variabilidade é maior.

Em situações como essas, os modelos de simulação hidrológica podem ser de grande utilidade. Essencialmente, a simulação de bacias não monitoradas (ou pouco monitoradas) envolve, em maior ou menor grau, algum tipo de extrapolação do que é observado ou inferido em uma bacia monitorada. Independentemente dos métodos utilizados, as simulações em bacias pouco monitoradas apresentam incertezas que são inerentes à abordagem do problema, pois os resultados não podem ser avaliados ou verificados com confiança.

A diminuição dessas incertezas está associada ao desenvolvimento de métodos utilizados na modelagem de bacias pouco monitoradas que possam ser elaborados a partir dos dados observados em bacias monitoradas de características físicas semelhantes. Esses métodos decorrem do conhecimento ou da descrição dos processos hidrológicos alcançados em laboratório, ou em experimentos de campo, ou, ainda, desenvolvidos com a aplicação de teorias fundamentais condicionadas pelas observações.

Com o objetivo de ampliar o conhecimento de processos hidrológicos no semiárido de Minas Gerais, em outubro de 2005 foi iniciado um projeto de pesquisa no âmbito do edital de Bacias Representativas da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP). Optou-se pela implantação da bacia represen-

tativa do córrego Teixeirão, na região do médio Jequitinhonha, pois essa é uma bacia com cursos d'água intermitentes que apresenta características de uma região de transição entre o cerrado e a caatinga.

Neste trabalho, é apresentada uma análise da variabilidade temporal da umidade do solo em uma das áreas monitoradas na bacia do córrego Teixeirão. Essa análise permitirá uma melhor compreensão do comportamento da umidade na bacia.

# **MATERIAIS E MÉTODOS**

# Bacia experimental do Teixeirão

A bacia do córrego intermitente do Teixeirão, cuja área é de aproximadamente 142 km², está localizada na região do médio rio Jequitinhonha, no município de Itinga, conforme indicado na Figura 01. A bacia situa-se entre os paralelos 16º37 e 16º50' de latitude sul e os meridianos 41º42' e 41º51' de longitude oeste.

Considerando os dados de normais climatológicas publicadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a estação de Araçuaí, código 83442, distante de aproximadamente 35 km da área de estudo, verifica-se que a temperatura média anual varia entre 21 e 26,5°C. O mês mais quente, fevereiro, apresenta média das máximas de 33,4°C. No período outono-inverno ocorre um decréscimo de temperatura, sendo que a média das mínimas do mês mais frio, julho, é de 15,3°C (DNM, 1992).

Com relação às precipitações observam-se duas estações bem definidas, uma úmida, de outubro a março, e a outra seca, de abril a setembro. O total pluviométrico anual médio (1961-1990) de Araçuaí é de 841,2 mm. O trimestre mais chuvoso, novembro-dezembro-janeiro, contribui com 55% do total anual precipitado. Já o trimestre mais seco, correspondente aos meses de junho, julho e agosto, contribui com 2% da precipitação anual. Na estação de Itinga, localizada na seção exutória da bacia do córrego Teixeirinha, adjacente à do córrego Teixeirão, em uma altitude aproximada de 260 m, existe uma estação pluviográfica da Agência Nacional de Águas (ANA), código 01641010, cujo total pluviométrico anual médio por ano hidrológico é de 741,7 mm (out/1977 a set/2007), sendo que a precipitação do trimestre mais chuvoso, novembrodezembro-janeiro, corresponde a 59% do total anual precipitado. Em Itinga, o número médio de dias chuvosos por ano hidrológico é igual a 71.

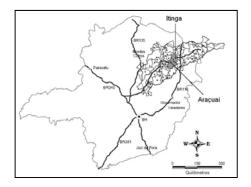


Figura 01 - Localização dos municípios de Araçuaí e Itinga em Minas Gerais

A evapotranspiração potencial de Araçuaí, estimada pelo método de Thornthwaite, utilizando as temperaturas médias normais, é de 1321,6 mm. Na Figura 02, são ilustradas as médias mensais das precipitações de Itinga e Araçuaí, bem como as taxas de evapotranspiração potencial de Araçuaí.

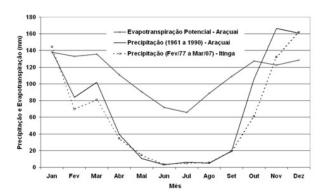


Figura 02 - Média mensal da precipitação e evapotranspiração potencial (Thornthwaite)

Na Figura 03 é apresentado o mapa de uso e ocupação e cobertura vegetal das bacias dos córregos Teixeirão (bacia à esquerda) e Teixeirinha.

O mapa foi elaborado a partir da classificação supervisionada das imagens do LANDSAT 7-TM, de 01/07/2007.

Na Figura 04 exibe-se a distribuição espacial das principais unidades litoestratigráficas encontradas nessa área, conforme publicado por CPRM (2008).

De acordo com Pinto *et al.* (2008), na área abrangida pelas bacias afloram rochas piroclásticas, graníticas e metamórficas. As coberturas que ocorrem capeando o granito Teixeirinha constituem latossolos areno-argilosos.

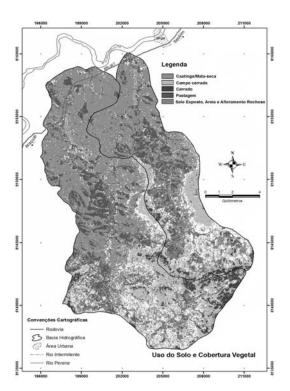


Figura 03 - Mapa do uso e ocupação do solo

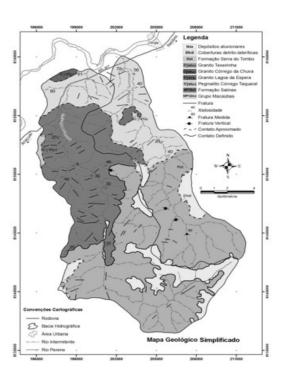


Figura 04 - Mapa geológico simplificado

As vazões fornecidas pelos poços perfurados nos aquíferos fissurais são geralmente baixas, e a água, em função da baixa velocidade de circulação e

dos elevados valores da evaporação, apresenta uma concentração relativamente alta de sais (Pinto *et al.*, 2008).

# Monitoramento hidrológico

A bacia do Teixeirão foi objeto de uma pesquisa financiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e executada em parceria pela Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE-UFMG) e a CPRM - Serviço Geológico de Brasil, com o objetivo principal de avaliar a eficiência de técnicas de captação de água de chuva, como barragens subterrâneas e estruturas de microcaptação (Viana, 2006; Hernadez-Bernal, 2007). Em 2004 e 2005, no âmbito desse projeto, foram instaladas nessa bacia, estações pluviográficas e evaporimétricas e uma estação fluviográfica próximo à foz.

Além da implantação e da ampliação de estações hidrométricas, foram fabricadas e instaladas réguas de máximo *crest-stage* (Pinto *et al.*, 2007), equipamento simples que permite a materialização do nível máximo alcançado por um curso d'água durante o intervalo de tempo entre duas visitas de equipes de campo.

Oliveira e Silva et al. (2007) utilizaram um modelo chuva-vazão adaptado para simulação de bacias com rios intermitentes do semiárido para avaliar a possibilidade de simular bacias pouco monitoradas utilizando os parâmetros calibrados em outra bacia com características fisiográficas semelhantes. Esse modelo é concentrado, contínuo, de simulação em intervalo de tempo diário e horário, composto de dois módulos: produção e concentração. O módulo de produção é baseado no modelo Xinanjiang e calcula o balanço hídrico na bacia (Zhao, 1980). O módulo de concentração utiliza o conceito do hidrograma unitário de Clarke para representar a distribuição temporal do escoamento no exutório da bacia.

O modelo foi calibrado com as informações da bacia do córrego intermitente Teixeirão (142 km²) e com os valores otimizados dos parâmetros foi realizada a simulação da bacia vizinha, do córrego Teixeirinha (80 km²), na qual também foi instalada uma estação fluviométrica e régua de máximo. Os resultados foram considerados apenas satisfatórios para as duas bacias e espera-se que o monitoramento da umidade do solo na bacia possa fornecer elementos para modificações no modelo utilizado ou para a escolha de outro modelo de simulação.

No ano de 2009, foram implantadas na bacia do córrego Teixeirão duas estações climatológicas da marca Squitter para monitoramento de dados de precipitação, umidade do ar, temperatura, radiação solar, velocidade e direção do vento. Adicionalmente, no mesmo ano, iniciou-se o monitoramento da umidade do solo utilizando uma sonda de capacitância, desenvolvida pela empresa Delta-T.

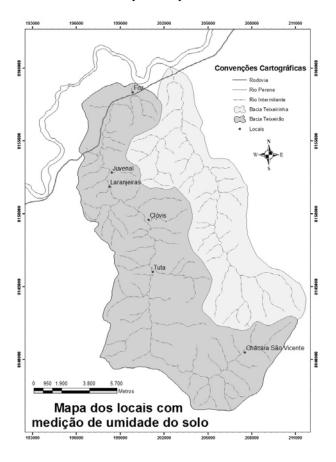


Figura 05 - Mapa dos locais com medição de umidade do solo

Tabela 01 - Localização dos tubos de acesso

Área	Quantidade	Localização no curso d'água	Tipo de vegetação
Chácara	1	Alto	Gramínea
Barragem do Clóvis	2	Médio	Gramínea
Tuta	4	Médio	Gramínea
Laranjeiras	6	Médio	Árvores e gramínea
Juvenal	5	Médio	Árvores e gramínea
Foz	2	Baixo	Gramínea

Optou-se pela aquisição dessa sonda em decorrência da possibilidade de se realizar o levantamento de dados de forma rápida e não-destrutiva, e em diversos locais, pois a sonda é inserida em tubos de acesso previamente instalados no solo. Lima (2010) utilizou o mesmo equipamento para avaliar os dados de umidade do solo na zona não saturada, até um metro de profundidade, em uma bacia experimental localizada no bioma Cerrado. Entretanto, os resultados obtidos não foram satisfatórios, pois subestimam os valores obtidos pelo método gravimétrico. Embora o referido autor tenha apresentado restrições ao uso da sonda para trabalhos que requeiram dados precisos de umidade, ressalta-se que o interesse no presente estudo é o de avaliar a variabilidade temporal dos valores integrados medidos em diferentes profundidades em um mesmo tubo de acesso.

A instalação dos tubos foi realizada nos dias 15/09/2009 e 10/10/2009. Para se tentar obter uma representação espacial da umidade do solo na bacia do córrego Teixeirão, foram instalados 20 tubos de acesso em suas partes alta, média e baixa.

Os pontos de instalação dos tubos de acesso, representativos da bacia, foram escolhidos com base em visita de campo. Alguns pontos foram determinados de forma a procurar representar a variabilidade da umidade do solo ao longo de um perfil transversal ao curso d'água principal, tendo sido também consideradas características de cobertura vegetal.

A instalação foi feita de modo a garantir um bom contato entre o solo e os tubos de acesso, ficando os mesmos cerca de 4 cm acima da superfície do solo. As leituras dos sensores de umidade foram realizadas em frequência mensal.

Na Figura 05 e na Tabela 01 são apresentadas as localizações dos pontos de monitoramento do teor de umidade do solo na bacia do Teixeirão.

A estimativa da umidade do solo numa bacia hidrográfica com base em análise estatística requer uma densa rede de sondas de umidade. Face às dificuldades inerentes de instalação de uma rede dessa natureza, procura-se prever as médias de umidade em grande escala com apenas alguns sensores instalados em locais representativos. Esses locais são identificados com base em uma análise de estabilidade temporal, a qual, caso seja estabelecida, permite o uso de um pequeno número de sensores para prever, com a precisão requerida, as médias de umidade do solo da bacia hidrográfica. Análise desse tipo pode também ser realizada para a determinação dos locais que apresentam valores extremos (máximo e mínimo) de umidade do solo na bacia hidro-

gráfica. Para a determinação da estabilidade temporal do padrão espacial da umidade do solo foi utilizada a metodologia proposta por Vachaud *et al.* (1985).

#### Análise estatística

Uma análise de estabilidade temporal e de variabilidade espaço-temporal do armazenamento da umidade do solo foi desenvolvida com base em dados coletados durante os anos hidrológicos de 2009/2010 e 2010/2011. Vachaud *et al.* (1985) definiram a estabilidade temporal como a associação invariável no tempo entre a localização espacial e parâmetros estatísticos clássicos. Em relação à umidade do solo ( $\theta$ ), a estabilidade temporal sugere que o padrão de variabilidade espacial não muda no tempo quando o indivíduo  $\theta$  é classificado de acordo com sua magnitude, ou quando ponderado em relação ao valor médio para a área em estudo (Van Pelt & Wierenga, 2001).

Para avaliar a estabilidade temporal dos dados de umidade do solo monitorados em campo, Vachaud *et al.* (1985) utilizaram uma técnica baseada na diferença ( $\Delta_{ij}$ ) entre uma medição individual de  $\theta_{ij}$  no local i e no tempo j, e a média diária espacial da umidade do solo ( $\overline{\theta J}$ ) no mesmo tempo para todos os locais, ou seja:

$$\Delta_{ii} = \theta_{ii} - \overline{\theta}_i \tag{1}$$

Sendo

$$\overline{\theta}_{j} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} \theta_{ij} \tag{2}$$

e N é o número de locais amostrados.

A diferença relativa  $(\delta_{ij})$  pode ser calculada por:

$$\delta_{ij} = \frac{\Delta_{ij}}{\overline{\theta}_j} \tag{3}$$

A média temporal da diferença relativa  $(\overline{\delta}_i)$  e o seu desvio padrão  $(\sigma(\overline{\delta}_i))$  são determinados para cada localização por, respectivamente:

$$\overline{\delta}_{i} = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^{m} \delta_{ij} \tag{4}$$

E

$$\sigma(\bar{\delta}_i) = \left[\sum_{j=1}^{m} \frac{\left(\delta_{ij} - \bar{\delta}_i\right)^2}{m-1}\right]^{1/2} \tag{5}$$

sendo m o número de amostras diárias.

O uso de diferenças relativas permite a identificação de locais que representem a média da umidade do solo da bacia ou locais de valores extremos dessa grandeza, e, ao mesmo tempo, permite produzir uma medida de variabilidade (Vachaud *et al.*, 1985). Os valores obtidos com as equações (4) e (5) são utilizados para avaliar a estabilidade temporal em cada local. Valores de  $\bar{\delta}_i$  próximos de zero indicam locais que têm uma média  $\theta$  próxima da média da bacia, enquanto valores com  $\bar{\delta}_i$  maiores ou menores do que zero indicam uma superestimativa ou subestimativa, respectivamente, em relação à média da bacia. Locais com  $\sigma(\bar{\delta}_i)$  pequenos são considerados temporalmente estáveis.

A segunda técnica utilizada por Vachaud  $\it{et}$   $\it{al.}$  (1985) é o teste não paramétrico de Spearman. O coeficiente de correlação de Spearman ( $\rm r_s$ ) pode ser calculado por:

$$r_{\rm S} = 1 - \frac{6\sum_{i=1}^{n} (R_{ij} - R_{ij'})^2}{n(n^2 - 1)} \tag{6}$$

em que Rij é a posição ordenada da variável θij observada no tempo j no ponto i; Rij' é a posição da mesma variável observada no tempo j' no ponto i; e n é o número de pontos de medição. O valor de rs = 1 corresponde a posições idênticas em todos os pontos de medição, ou seja, perfeita estabilidade temporal entre as datas j e j'. Quanto mais próximo de 1 for o valor de rs, mais estável é o processo.

Com esse teste é possível avaliar a persistência no tempo do padrão espacial do conteúdo de água no solo, pois se pode inferir o quanto da variabilidade observada no instante j pode ser explicada pela variância presente no instante j'.

Medeiros et al. (2007) observaram que a existência e a localização de pontos com estabilidade temporal no comportamento da umidade do solo, assim como a possibilidade de se determinar sua posição em função da textura e profundidade do solo e da posição topográfica, são fundamentais no planejamento de qualquer programa de monitoramento. Entretanto, esse conceito precisa ser analisado em um número maior de ambientes e escalas para testar: se a existência desses locais é geral; e se é possível identificar fatores do terreno e do solo que

podem ser utilizados para definir a determinação desses locais.

Neste trabalho, serão analisados somente 6 pontos monitorados na bacia do córrego Teixeirão, localizados em Fazenda Laranjeiras. Esses pontos foram escolhidos devido a sua proximidade da estação climatológica implantada na fazenda e pela quantidade de dados existentes, o que facilita a aplicação da metodologia apresentada por Vachaud *et al.* (1985). Adicionalmente, deve considerar-se que os pontos utilizados foram implantados de forma a acompanhar o perfil topográfico da região monitorada.

Na Figura 06, apresenta-se um esquema do perfil do terreno com a localização dos pontos monitorados na Fazenda Laranjeiras, conforme localização apresentada na Figura 05.

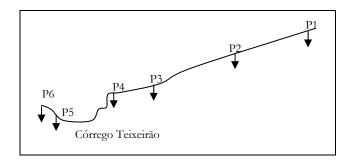


Figura 06 - Esquema do perfil topográfico da fazenda Laranjeiras com a localização dos tubos de acess implantados

Quanto ao uso e ocupação dos solos na fazenda Laranjeiras, observou-se que os pontos 1 e 6 estão em uma área vegetada, e os pontos 3, 4 e 5 em área de pasto sujo. Já o ponto 2 encontrava-se inicialmente em uma área de pasto sujo, que posteriormente foi desmatada e passou a ser utilizada como área para a criação de porcos.

#### Armazenamento

A variação do conteúdo de água no perfil de solo ( $\Delta W$ ) pode ser calculada por:

$$W_{(t)} = \sum_{z_i}^{z_j} \bar{\theta}_{(z_v - z_x)} \cdot (z_y - z_x) \cdot 100$$
 (7)

sendo W a água armazenada no perfil do solo (mm) e  $\bar{\theta}_{(z_y-z_x)}$ o conteúdo da umidade média (%) medido nas profundidades  $z_x$  e  $z_y$ .

A variação da água armazenada no perfil do solo é dada por:

$$\Delta W = W_{i} - W_{i-1} \tag{8}$$

#### Balanço Hídrico

O balanço hídrico por ano hidrológico na região pode ser calculado por:

$$\frac{\Delta V}{\Delta t} = P - E - DE \tag{9}$$

sendo  $\Delta V/\Delta t$  a variação do volume armazenado na bacia (mm), P a precipitação (mm), E a evaporação (mm) e DE o deflúvio médio (mm).

#### RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nas Figuras 07 e 08 são apresentadas, respectivamente, as variações da precipitação e da evapotranspiração de referência (calculada utilizando o método de Penman-Monteith) na estação climatológica implantada em Fazenda Laranjeiras.

Nessa estação observa-se a concentração das chuvas nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2009 e 2010 e março de 2010 e 2011 (valores entre 125 e 250 mm). Entretanto, os valores de precipitação nos meses de janeiro e fevereiro de 2010 e 2011, no meio da estação chuvosa, são relativamente baixos (valores entre 10 e 75 mm), sendo que os valores de janeiro de 2010 e fevereiro de 2011 são próximos dos valores observados para o período seco.

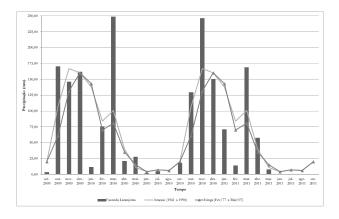


Figura 07 - Precipitação mensal (Fazenda Laranjeiras)

Analisando a Figura 08 observa-se que os valores da evapotranspiração média potencial (ETp) obtida em Araçuaí utilizando as normais climatológicas fornecidas pelo INMET e o método de Thornthwaite são superiores aos valores estimados da evapotranspiração média de referência (ETo) com os dados observados em Fazenda Laranjeiras entre os meses de outubro a maio.

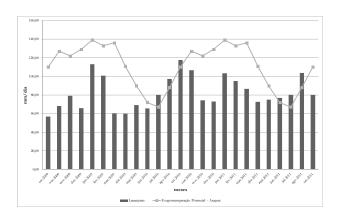


Figura 08 - Evapotranspiração mensal (Fazenda Laranjeiras)

Os dados obtidos permitem avaliar o comportamento da evapotranspiração na região de estudo. Quanto ao método de Thornthwaite, Amorim et al. (1999) observaram que a metodologia de cálculo é bastante criticada por considerar somente dados de temperatura do ar como variável independente e que sua utilização deve ser feita na caracterização de grandes áreas na forma de zoneamento agroclimático. Já Allen et al. (1998) observaram que a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) considera o método de Penman-Monteith como o padrão de estimativa de evapotranspiração de referência, a partir de dados meteorológicos.

Os resultados obtidos com o método Penman-Monteith são geralmente mais robustos em razão do maior número de parâmetros utilizados e por ser calculado na bacia de estudo.

Nas Figuras 09 a 14 são apresentados os valores temporais de umidade do solo em cada uma das profundidades durante o período de setembro de 2009 a setembro de 2011 (20 observações em intervalos de aproximadamente um mês). Como era de se esperar, face às características arenosas do solo, observa-se que os teores de umidade do solo nas profundidades de 100 mm, 200 mm e 300 mm são bastante influenciados pela precipitação e evapotranspiração.

Analisando os pontos 1 e 2, localizados em áreas de maior cobertura vegetal, são observados os mais altos valores de umidade do solo durante o período monitorado.

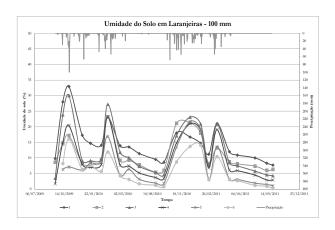


Figura 09 - Umidade do solo durante o período de estudo na profundidade de 100 mm

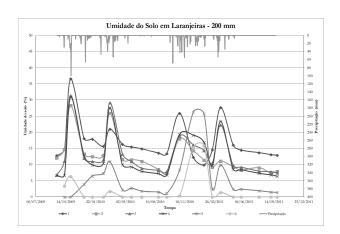


Figura 10 - Umidade do solo durante o período de estudo na profundidade de 200 mm

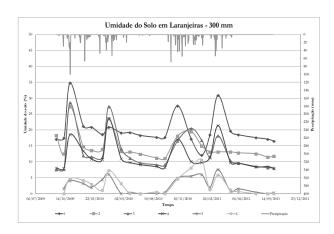


Figura 11 - Umidade do solo durante o período de estudo na profundidade de 300 mm

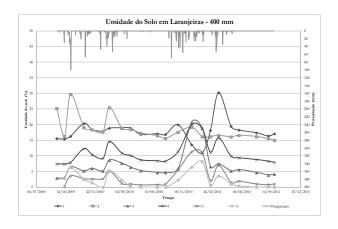


Figura 12 - Umidade do solo durante o período de estudo na profundidade de 400 mm

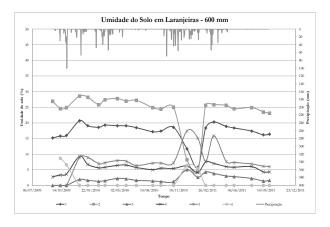


Figura 13 - Umidade do solo durante o período de estudo na profundidade de 600 mm

Durante o período analisado (anos hidrológicos de 2009/2010 e 2010/2011), houve 10 dias com precipitação superior a 40 mm. Associados a esses dias, foram medidos picos de umidade do solo em todas as camadas monitoradas, nos seguintes dias: 31/10/2009 (119,75 mm de chuva entre os dias 26 e 31/10/2009); 12/03/2010 (133,25 mm de chuva entre os dias 01 e 12/03/2010); 01/11/2010 (54,75 mm de chuva entre os dias 25 e 27/10/2010); 17/12/2010 (43,0 mm entre os dias 25 e 27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/12/2010 (27/10/2010); 27/10/2010).

No período de monitoramento não foi observada nenhuma alteração significativa no uso e ocupação do solo na bacia, além da retirada da vegetal ("capoeirinha"), em dezembro de 2010, de uma área na qual está localizado o ponto 2. Embora a resposta associada aos eventos chuvosos de março de 2011, conforme valores de umidade do solo nas

profundidades de 100, 200 e 300 mm, tenha sido menos significativa nesse ponto, do que em eventos anteriores de grande magnitude de chuva, são necessárias análises de novos eventos para confirmar potenciais efeitos da mencionada retirada de vegetação.

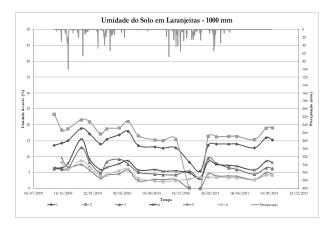


Figura 14 - Umidade do solo durante o período de estudo na profundidade de 1000 mm

Quando se analisa a umidade do solo na profundidade de 400 mm, nota-se que a precipitação provoca uma pequena mudança no perfil de umidade em determinados períodos.

Já para as profundidades de 600 mm e 1000 mm, nota-se uma relativa estabilidade, pois há pouca influência da evapotranspiração, mesmo na estação seca, e dos eventos de precipitação. Observa-se que os pontos 1 e 2 apresentam valores mais elevados que os demais e que a umidade apresenta pequenas variações entre o período úmido e o seco. A única exceção a esse tipo de comportamento foi verificada nos pontos 1, 2 e 5 nos meses de dezembro de 2010 e janeiro de 2011, com duas medições consecutivas (17/12/2010 e 23/01/2011) com valores relativamente baixos (próximos de zero para os pontos 2 e 5) de difícil associação com a precipitação, visto que as alturas totais de chuva no mês de dezembro de 2010 e nos 23 dias de janeiro de 2011 foram de, respectivamente, 150,0 mm (43,0 mm entre os dias 7 e 10/12) e 36,7 mm (8,7 mm no dia 22/01).

Na Tabela 02, apresenta-se uma análise estatística da variação temporal dos valores da umidade do solo monitorados em Fazenda Laranjeiras com o uso das equações 4, 5 e 6. Os valores da umidade do solo obtidos em dezembro de 2010 e janeiro de 2011 foram retirados na análise realizada.

Tabela 02 – Variabilidade espacial da umidade do solo em Fazenda Laranjeiras

						1	
Prof.	Ponto	Δ	$\sigma(\delta)$	Prof.	Ponto	Δ	$\sigma(\delta)$
	1	70%	29%		1	97%	29%
	2	19%	25%		2	95%	24%
100	3	16%	19%	400	3	-42%	12%
100	4	-13%	18%	400	4	5%	15%
	5	-43%	21%		5	-78%	14%
	6	-55%	21%		6	-86%	16%
	1	85%	28%	600	1	82%	13%
	2	28%	19%		2	161%	17%
200	3	27%	16%		3	-83%	10%
200	4	14%	18%		4	-44%	12%
	5	-66%	21%		5	-31%	28%
	6	-95%	11%		6	-91%	28%
	1	98%	30%		1	59%	17%
	2	39%	17%		2	93%	15%
300	3	15%	19%	1000	3	-29%	10%
300	4	8%	14%	1000	4	-21%	11%
	5	-84%	15%		5	-52%	13%
	6	-85%	15%		6	-54%	12%

Ao se analisar a diferença relativa (δ), de acordo com a metodologia proposta por Vachaud *et al.* (1985), infere-se que os pontos 1 e 2 são os mais úmidos, pois possuem os maiores valores positivos. Já os pontos 5 e 6 são os mais secos, pois possuem os maiores valores negativos.

Os menores valores de desvio padrão nas camadas analisadas, entre 11% e 18%, foram observados no ponto 4. Como esse ponto apresenta em cada profundidade analisada os valores mais próximos de zero para a diferença relativa e menor desvio-padrão, pode-se inferir que o mesmo pode representar a umidade média da área analisada em Fazenda Laranjeiras de acordo com a metodologia proposta por Vachaud *et al.* (1985).

Na Tabela 03, apresentam-se os valores mínimos e máximos obtidos para o coeficiente de correlação de Spearman, entre duas datas consecutivas j e j' para cada profundidade.

Observou-se no cálculo do coeficiente de Spearman que a maioria dos valores obtidos estão próximos de 1. De acordo com a metodologia de Vachaud *et al.* (1985), existe estabilidade temporal para os dados monitorados em Fazenda Laranjeiras.

Tabela 03 - Valores do coeficiente de Spearman

Prof.	Mín.	Máx.	Prof.	Mín.	Máx.
100	0,60	1,00	400	0,89	1,00
200	0,71	1,00	600	0,66	1,00
300	0,54	1,00	1000	0,71	1,00

Tabela 04 - Variação do volume de água armazenado

Ponto	$\Delta W$		Ponto	$\Delta W$	
Fonto	09/out	10/nov	ronto	09/out	10/nov
1	8,3	13,10	4	1,9	14,10
2	-3,5	18,90	5	-38,5	9,70
3	8	8,00	6	3,2	8,60

Na Tabela 04 apresenta-se a variação do volume de água armazenado nos pontos analisados durante os anos hidrológicos de 2009/2010 e 2010/2011. Esse valor foi determinado por meio da integração dos resultados da umidade do solo observada durante o período.

Na Tabela 04 observa-se que no ano hidrológico 2009/2010 a variação do volume de água armazenada no solo foi positiva nos pontos 1, 3, 4 e 6 e negativa nos pontos 2 e 5. Já no ano seguinte, a variação do volume armazenado de água foi positiva em todos os pontos.

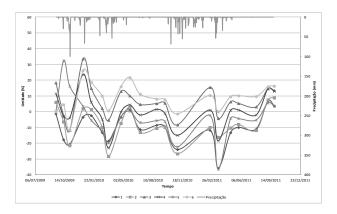


Figura 15 - Variação do volume de água armazenado nos pontos analisados

As alterações que ocorreram no ponto 2, devido às alterações no uso e ocupação do solo, podem ter acarretado modificações nas propriedades físicas do solo na área, e nesse caso dados de mais um ano hidrológicos são necessários para avali-

ar a variação do volume de água no ponto. Como o ponto 5 localiza-se bem próximo ao leito do córrego Teixeirão, as variações do nível do lençol d'água podem estar interferindo na umidade do solo local.

Na Figura 15, apresenta-se a variação do volume da umidade do solo durante o período monitorado.

Observa-se na Figura 15 que o ponto 5 apresenta a maior variação de volume armazenado, com valores oscilando de -20% a 30%. Nota-se, ainda, que os pontos 1 e 2, por se localizarem em locais com declividades mais elevadas, apresentam valores de volume armazenado negativo ao longo do período monitorado. Nesses pontos, além dos fenômenos climatológicos, o escoamento lateral interfere no valor da umidade do solo no local.

Na Tabela 05 apresenta-se o balanço hídrico dos anos 2009/2010 e 2010/2011.

Tabela 05 – Balanço Hídrico

Ano	P (mm)	DE	P-DE	ЕТо
		(mm)	(mm)	(mm)
09/10	888,00	50,26	837,74	976,73
10/11	846,95	29,06	817,89	1027,06

As abstrações que ocorreram na bacia foram superiores a 800 mm nos anos hidrológicos analisados, o que significa que os valores da ETo calculados por meio da equação de Penman-Monteith superestimam os valores da evapotranspiração na bacia, demandando uma revisão dos parâmetros utilizados nessa equação.

## **CONCLUSÕES**

O monitoramento da umidade do solo foi efetuado na bacia do córrego Teixeirão, uma subbacia do rio Jequitinhonha com o objetivo de melhor compreender o comportamento da umidade do solo em uma bacia localizada no semiárido mineiro. Neste trabalho foram avaliadas a pertinência e a utilidade de se empregar a metodologia proposta por Vachaud *et al.* (1985) para analisar a estabilidade temporal de forma a identificar os pontos de amostragem que reproduzem os comportamentos médio e extremo dessa bacia.

Foi possível identificar que o ponto 4 representa a umidade média da área estudada, e que os pontos 1 e 2 são os mais úmidos e os pontos 5 e 6 os mais secos.

Os resultados obtidos mostram que existe estabilidade temporal para os dados monitorados, e que a metodologia empregada é válida. A metodologia será futuramente aplicada considerando todo o conjunto de dados existentes na bacia (20 tubos de acesso). A bacia do Teixeirão, por possuir uma grande área de drenagem, apresenta-se como uma ótima oportunidade para avaliar a estabilidade temporal da umidade do solo em uma bacia que possui uma escala de área maior.

Não foi possível inferir a influência da frequência de monitoramento nos resultados obtidos com o uso da metodologia de Vachaud *et al.* (1985), que utilizaram dados de medições quinzenais durante o verão e outono, e bimensais durante o inverno e primavera entre maio de 1981 a novembro de 1983. Medeiros *et al.* (2007) e Santos (2010) aplicaram a mesma metodologia utilizando, respectivamente, dados mensais de uma bacia úmida (de junho de 2002 a junho de 2003) e dados quinzenais de uma bacia semiárida (de fevereiro a outubro de 2009).

Para uma melhor avaliação da estabilidade temporal a frequência de medição da umidade do solo foi alterada para ser diária. E foi implantado, em uma sub-bacia do córrego Teixeirão, localizada em Fazenda Laranjeiras, sete novos tubos de acesso. Esses novos pontos permitirão avaliar e comparar o comportamento da umidade do solo em duas bacias que apresentam escalas de áreas diferentes na região do semiárido.

# **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), pelo suporte financeiro para o desenvolvimento desse projeto, Estudos dos Processos Hidrológicos em Bacias Representativas do Cerrado e Semiárido Mineiro. Os autores são gratos também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento, através do Fundo Setorial de Recursos Hídricos e do Edital Universal MCT/CNPq-02/2006, do projeto Avaliação da eficiência de técnicas de captação de água de chuva na região do médio Jequitinhonha, que permitiu a instalação das estações; à CPRM -Serviço Geológico do Brasil, pela execução dos trabalhos de campo; e à Agência Nacional de Águas, pelo financiamento da operação de algumas estações.

## REFERÊNCIAS

ALLEN, M R.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. *Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements).* Irrigation and drainage paper no. 56, FAO Water Resources, Development and Management Service. Rome, Italy. 1998.

AMORIM, M. C.; ROSSATO, L.; TOMASELLA, J. *Determina-ção da evapotranspiração potencial do Brasil aplicando o modelo de Thornthwaite a um sistema de informação geográfica. Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 4, p. 83-90, 1999.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais-Serviço Geológico do Brasil. Programa Geologia do Brasil. Projeto Jequitinhonha. Carta Geológica da Folha Itaobim – SE.24-V-A-IV, Esc. 1:100.000. Belo Horizonte. CPRM. 2008.

DINGMAN, S. *Physical Hydrology*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 2002, 646 p.

DNM. Departamento Nacional de Meteorologia, Normais Climatológicas (1961-1990), Brasília, mai., 1992, 84p.

FAMIGLIETTI, J. S.; RYU, D.; BERG ,A. A.; RODELL, .; JACKSON, E. T. J. *Field observations of soil moisture variability across scales, Water Resour.* Res., 44, W01423. 2008.

HERNANDEZ-BERNAL, N. A.. Avaliação de Técnicas de Captação de Água de Chuva para Recuperação Ambiental na Região Semiárida do Vale do Jequitinhonha. 2007. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

LIMA, J. E. F. W. Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado (Distrito Federal). 2010.312f. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 2010.

MEDEIROS, J. D. F. de; GOLDENFUM, J. A.; CLARKE, R. T. Variabilidade Espacial do Conteúdo de Água no Solo numa Pequena Bacia Rural: 3. Análise da estabilidade Temporal do Padrão Espacial do Conteúdo de Água no Solo. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 12, p. 53-63, 2007.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL (MI). *Nova Delimitação do Semi-Árido Brasileiro*. Brasília. 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). *Agenda 21 brasileira – Bases para discussão*. Brasília, 2000. 196 p.

OLIVEIRA E SILVA, F. E.; PINTO, E. J. A.; LIMA, J. E. S.; NAGHETTINI, M.; PALMIER, L. R.; DAVIS, E. G. . *Simulação hidrológica em bacias do médio Jequitinhonha com pequena disponibilidade de informações*. In: II Conferência internacional sobre água em regiões áridas e semiáridas, 2007, Gravatá. Anais da II Conferência internacional sobre água em regiões áridas e semiáridas. 2007.

PINTO, E. J. A.; DAVIS, E. G.; LIMA, J. E. S.; CANDIDO, M. O.; SILVA, A. J.; PALMIER, L. R.; NAGHETTINI, M.; MONTE-MOR, R. C. A.. *Bacia representativa do semiárido mineiro implantada no médio Jequitinhonha.* In: IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2008, Salvador. Anais do IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. 2008.

PILGRIM, D.; CHAPMAN, T. G.; DORAN, D. G. Problems of rainfall-runoff modelling in arid and semiarid regions. Hydrological. *Science Journal*, v. 33, n. 4, p., 379-400, 1988.

QIU, Y.; FU, B. J.; WANG, J.; CHEN, L. D. Soil moisture variation in relation to topography and land use in a hillslope catchment of the Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, v. 240, p. 243–263, 2001.

ROBINSON, D. A.; CAMPBELL, C. S.; HOPMANS, J.W.; HORNBUCKLE, B.K.; JONES, S.B.; KNIGHT, R.; OGDEN, F.; SELKER, J.; WENDROTH, O. Soil moisture measurement for ecological and hydrological watershed-scale observatories: A review. *Vadose Zone Journal*, v. 7, p. 358–389, 2008.

SANTOS, T. E. M. *Dinâmica espacial e temporal da umidade do solo em bacia experimental do semiárido.* 2010. 68 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Agronomia, Recife - PE. 2010.

VACHAUD, G.; PASSERAT DE SILANS, A.; BALABANIS, P. e VAUCLIN, M. Temporal stability of spatially measured soil water probability density function. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 49, p. 822-827, 1985.

VAN PELT, R. S.; WIERENGA, P. J. Temporal stability of spatially measured soil matric potential probability density function. *Soil Sci. Am. J.*, v. 65, p. 667–677, 2001.

VIANA, A. P. F. *Avaliação das Barragens Subterrâneas do Médio Vale do Jequitinhonha - MG.* 2006. Dissertação (Mestrado.em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. 2006.

WESTERN, A. W.; G. BLÖSCHL. On the spatial scaling of soil moisture, *J. Hydrol*, v. 217, p. 203–224, 1999.

ZHAO, R. J.; ZHUANG, Y. L.; FANG, L. R.; LIU, X. R.; ZHANG, Q.S. *The Xinanjiang Model, Hydrological Forecasting Proceedings*, Oxford Symposium, IAHS. 1980. p. 351-356.

Temporal Stability of Spatial Distribution of Soil Moisture in an Intermittent River in the Semiarid Region of Minas Gerais

## **ABSTRACT**

Understanding the hydrologic behavior of basins depends on the availability of data and maintaining monitoring networks is very costly, especially in the case of measurements of the variables of soil moisture, water pressure in soil, runoff on slopes, solid flow, etc, besides the normally monitored variables of precipitation, evaporation and flow. In semiarid regions the situation is aggravated by the need for continuous measurements to represent infrequent climatic events. This work presents an analysis of the spatialtemporal variability of data from soil moisture monitoring conducted in the representative basin of Teixeirão stream, located in the Jequitinhonha River Basin in northeastern Minas Gerais. In this basin, in 2005 began the hydrological monitoring of precipitation, evaporation and flow. In 2009, access tubes were installed to monitor soil moisture. With the data obtained using the technique and the relative difference, it was possible to identify the points that, regardless of time, represent the true mean and extremes of humidity. The analysis can support a range of soil moisture data for use in the hydrologic modeling of this river basin.

**Key-words:** Soil moisture, semi-arid hydrology, hydrological monitoring.

# Avaliação do Funcionamento de um Simulador de Chuva Pelo Método da Farinha

## Miriam de Fátima Carvalho

Escola de Engenharia - Universidade Católica do Salvador miriam@ucsal.br

## Jorge Luis Zegarra Tarqui

Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos - UFMG jlztarqui@yahoo.com.br

#### Vitor Sousa Silva

Programa de Pós-Graduação e Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental IPH - UFRGS Vitorsouza22@bol.com.br

### Bruno Rogério da Hora Lobo

Programa de Pós-Graduação em Geotecnia –UNB Bruno.rhl@hotmail.com

Recebido: 22/02/11 - revisado: 21/07/11 - aceito: 22/03/12

## **RESUMO**

Este estudo tem como objetivo avaliar o efeito dos parâmetros de operação pressão de serviço e abertura ajustável da placa do disco de um simulador de chuvas sobre a distribuição do tamanho das gotas e na energia cinética da chuva empregando o método da farinha. Ademais, o artigo descreve de forma detalhada o procedimento experimental com a intenção de propor uma padronização do método. Apesar de trabalhoso, o método da farinha foi considerado adequado para determinação do D50 em diferentes situações de funcionamento de simulador de chuva com bico pressurizado e placa de abertura giratória. Os resultados mostraram que a abertura da placa afeta de forma significativa o diâmetro médio de gotas e que a pressão de serviço tem efeito menor. Comportamento similar foi observado na variação da intensidade da chuva simulada pelo equipamento, no qual a abertura da placa tem papel preponderante.

Palavras-chaves: Chuva simulada; Diâmetro de gota; Energia cinética.

# INTRODUÇÃO

O impacto das gotas de chuva na superfície do solo tem efeito importante no processo erosivo, pois provoca o destacamento e o salpicamento das partículas, disponibilizando-as para o arraste durante o escoamento superficial. O impacto das gotas e o salpicamento (splash erosion) de partículas podem causar ainda o selamento superficial do solo o que contribui para reduzir a infiltração de água, intensificando o problema da erosão (Alves Sobrinho, 2002). De uma forma geral, este efeito é avaliado através da energia cinética da gota de chuva ao tocar o solo. Segundo Hudson (1995), a energia cinética devido ao impacto da gota de chuva é 256 vezes maior que a energia do escoamento superficial. Guy

et al. (1987) sugerem que 85% dos sedimentos da erosão hídrica têm origem no impacto das gotas de chuva e 15% restantes são atribuídos ao escoamento superficial.

Inicialmente, a energia cinética era avaliada através da intensidade da chuva (taxa de variação da lâmina d'água com o tempo), como propuseram Wischmeier & Smith (1958) através da Equação 1, a qual foi convertida para o Sistema Internacional de Unidades, de acordo com Foster et al. (1981). Essa equação tem sido amplamente utilizada, apesar de ter sido obtida para padrões de chuva dos EUA. Wagner & Massambani (1988) apud Ribeiro 2006 realizaram um estudo dos padrões de chuva da região de São Paulo e propuseram uma equação de energia cinética (Equação 2) que, segundo os auto-

res, não diferiu significativamente daquela proposta por Wischmeier & Smith (1958).

$$E_{\rm C} = 0.119 + 0.0873 \log I \tag{1}$$

$$E_{\rm C} = 0.153 + 0.0645 \log I \tag{2}$$

em que  $E_C$  é a energia cinética da chuva, em MJ. ha<sup>-1</sup>. mm<sup>-1</sup>; e I é a intensidade de precipitação, em mm.h<sup>-1</sup>.

Atualmente, é consenso entre os pesquisadores que o poder erosivo da chuva não é somente em função da quantidade de chuva, mas também de suas características físicas, como tamanho e distribuição das gotas, combinação da massa e velocidade de impacto da gota. Dessa forma, a energia cinética pode ser obtida pela Equação 03, onde m é massa da gota e v é a velocidade de impacto.

A Equação 04 apresenta a energia cinética por unidade de volume de chuva (e<sub>c</sub>, em J.m<sup>-2</sup>. mm<sup>-1</sup>). Onde, v<sub>i</sub> (m.s<sup>-1</sup>) é a velocidade da gota de chuva, d<sub>i</sub> (mm) é diâmetro das gotas, n<sub>i</sub> o número de gotas, o subscrito i representa a classe (intervalo) do tamanho de diâmetro e N é o número total de classes de diâmetro na distribuição das gotas. O termo ρ é a massa específica da gota de chuva (g. cm<sup>-3</sup>) associada a um mm de chuva.

$$E_c = \frac{1}{2} m.v^2 \tag{3}$$

$$e_{c} = \frac{\rho}{2} \cdot \frac{\sum_{i=1}^{N} d_{i}^{3} \cdot v_{i}^{2} \cdot n_{i}}{\sum_{i=1}^{N} d_{i}^{3} \cdot n_{i}}$$
(4)

A determinação da energia cinética das chuvas naturais (Frontais e Convectivas) requer o estudo da distribuição das gotas e a necessidade de desenvolver simuladores que reproduzam com maior fidelidade as chuvas naturais. O estudo das chuvas naturais e simuladas deve ser realizado de forma conjunta, estabelecendo a importância da chuva natural na escolha do tipo de simulador.

A obtenção da distribuição do tamanho das gotas e velocidade de impacto é tarefa trabalhosa, quer seja para chuvas naturais ou chuvas simuladas, especialmente para o caso de uso de simuladores de chuva dotados de bicos pressurizados. No caso de chuvas naturais existe grande variabilidade temporal e espacial na distribuição do tamanho das gotas dentro de mesmo evento de chuva. No caso de simuladores com bicos pressurizados, devido a pressurização da água, as gotas apresentam velocidade inicial maior do que zero e grande fracionamento em gotas de menores diâmetros, o que dificulta bastante o processo experimental.

O tamanho e distribuição de gotas de chuva naturais ou produzidas em simuladores têm sido determinados por diversos pesquisadores, empregando os mais diferentes métodos, a saber, método do óleo (Eigel & Moore, 1983), método da mancha (Hall, 1970), método da farinha (Hudson 1964), método disdrômetro (Joss & Waldvogel, 1969), método do laser óptico (Kincaid et al 1996), dentre outros. A maioria desses métodos necessita de calibração da relação entre volume ou massa de gotas de diâmetros conhecidos com aqueles fabricados em diversos meios.

O método do óleo é baseado na suposição de que gotas de água suspensas em fluído denso viscoso assumem uma forma esférica em virtude da tensão superficial e pressão distribuída sobre elas. As gotas podem ser fabricadas sem alteração de sua forma original e podem ser medidas com microscópico ou em imagem ampliadas (Gunn & Kinzer, 1949). Segundo Armfield (1998) esta técnica produz bons resultados, com desvio menor que 2% para gotas menores que 10 mg menor que 0,5% para gotas de 10.000 mg.

O método da mancha consiste em deixar cair gotas de água em papéis marcadores e medir o diâmetro correspondente da mancha impresso no papel. Essa técnica não apresenta bons resultados, pois a mancha pode apresentar deformação por espalhamento de até 14%. Segundo Curvinel et al 1996, a avaliação manual dos diâmetros das gotas era a principal dificuldade na utilização dos métodos da manha e do óleo. Atualmente, o reconhecimento dos diâmetros de forma automatizada tem tornado estas técnicas mais atrativa, rápida e confiável, pois o trabalho tedioso de computar as imagens pode ser realizado por analisadores de imagens e scanners (Attle et al 1980).

O método da farinha, extensivamente revisado e descrito por Hudson (1964), consiste em capturar gotas de água em bandejas contendo uma camada solta de farinha de trigo, que através do contato da água com farinha formam-se grânulos que serão secos e separados em diferentes tamanhos. O método permite medir gotas com diâmetro mínimo de 0,3mm (Kohl, 1974, e Kincaid et al 1996).

O método do disdrômetro de impacto (Joss e Waldvogel, 1969) emprega um equipamento que transforma o momentum mecânico, devido ao impacto da gota incidente em um cone sensor (de área de 50 cm²), em um pulso elétrico. A amplitude do pulso gerado é proporcional ao diâmetro e à velocidade da gota. O instrumento determina a distribuição de tamanho de gotas de chuva através de um espectrômetro eletromecânico gerado. Para Tokay et al 2003 o disdrômetro tem várias deficiências, o equipamento subestima o número de pequenas gotas na chuva forte devido ao "tempo morto" (característica dos sistemas de medição que reflete em atraso na resposta ao sistema de controle), a detecção de gotas menores é também suprimida na presença de ruído de fundo, as gotas maiores do que 5,0-5,5 mm de diâmetro não podem ser distinguidas, também o aparelho assume que todas as gotas de chuva caem em sua velocidade de queda terminal ignorando a influência do movimento vertical do ar nos resultados da velocidade, induzindo erros no cálculo do tamanho da gota e nos descritores do volume de chuva precipitado.

Segundo Kincaid et al 1996, o método do laser óptico é interessante, pois oferece alta velocidade na coleta de dados quando comparado com os outros métodos e apresenta resultados compatíveis como aqueles produzidos no método da farinha. A desvantagem é que várias gotas atravessando simultaneamente o feixe de laser produz imagem superposta que pode ser interpretada como uma grande gota. Essa superposição pode ser minimizada reduzindo a área de varredura do laser.

Este estudo tem como objetivo avaliar o efeito dos parâmetros de operação, pressão de serviço e abertura ajustável da placa do disco de um simulador de chuvas sobre a distribuição do tamanho das gotas e na energia cinética da chuva empregando o método da farinha. Ademais, o artigo descreve de forma detalhada o procedimento experimental com a intenção de propor uma padronização do método.

# PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

# Simulador de chuva

O simulador de chuva de disco giratório (modelo FEL 3, fabricado pela Armfield) usado neste estudo é composto por uma câmara pulverizadora suportada por estrutura metálica e por acessórios que compreendem reservatório de água, bomba

de recalque e painel de controle (Armfield, 1998). O equipamento funciona através do bombeamento de água do reservatório até a câmara pulverizadora, passando por um registro de gaveta, que permite ajustar a pressão desejada, através do conhecimento da pressão de água que chega ao bocal via manômetro de Bourbon. Logo abaixo do bocal, o jato de água é interceptado por um disco giratório, que tem sua velocidade de rotação ajustada e aferida no painel de controle podendo chegar a 240 rev./min e sua abertura podendo variar de 5° a 40° de 5° em 5°, permitindo assim obter variações nas intensidades das precipitações induzidas. A Figura 1 ilustra o simulador de chuyas descrito.

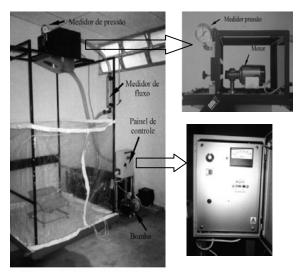


Figura 1 – Simulador de chuva usado.

## Método da farinha

O método da farinha consiste em expor bandejas contendo farinha de trigo, peneirada e não compactada, à precipitação. O contato das gotas com a camada da farinha formará grânulos que em seguida serão secos ao ar, separados por peneiras de diferentes tamanhos e, posteriormente secos em estufa e pesados. Para aplicação desse método duas etapas são necessárias, uma primeira que se refere à obtenção da curva de calibração e a outra se refere á obtenção da distribuição volumétrica das gotas de chuva precipitada. A curva de calibração que expressa a relação entre a massa de água da gota e a massa do grânulo (Mwgota/Mgrânulo) deve ser elaborada previamente, sob as mesmas condições em que serão desenvolvidos os ensaios. Considerando que as gotas apresentam formato esférico, calcula-se o volume ocupado pelas gotas, obtendo assim sua distribuição. Este procedimento permite determinar o diâmetro

volumétrico médio de gotas, D50, que é o diâmetro médio obtido por 50% das gotas, esta variável é a que melhor representa a distribuição de gotas de uma precipitação. Para facilidade de aplicação do procedimento experimental são detalhados a seguir os passos a serem seguidos em cada etapa:

 a) Curva de calibração: Relação entre massa de água da gota e massa do grânulo (Mwgota/Mgrânulo:

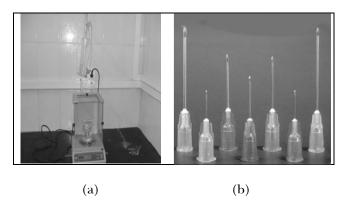


Figura 2 – Sistema para obter a massa da gota a partir de agulhas hipodérmicas. a) equipamento de pesagem; b) conjunto de agulhas hipodérmicas.

Para obter essa relação, inicialmente, foi realizado um experimento para medir a massa de água média contida em gotas produzidas por agulhas hipodérmicas de várias aberturas e por micropipetas. A massa de água da gota foi obtida com a ajuda de um sistema, conforme mostra a Figura 2. Utilizou-se um frasco de soro fisiológico com regulador de gotejamento, balança eletrônica de precisão, becker, água destilada e agulhas hipodérmicas de aberturas variadas. O frasco de soro cheio de água destilada foi fixado a 40 cm de altura em relação à balança eletrônica, sendo as agulhas acopladas na mangueira do gotejador. Com o regulador de gotejamento ajustou-se a velocidade de queda das gotas dentro do becker que está posicionado sobre o prato da balança de precisão. Após o gotejamento de cerca de 100 gotas, obteve-se a massa de água total e, em seguida, a massa de água média para cada agulha usada. Para maior representatividade, este ensaio foi repetido três vezes e trabalhou-se com o valor médio obtido das repetições. Com a menor agulha existente no mercado somente foi possível obter gota com diâmetro de 2,28mm e massa de água de 0,006g. Para a obtenção de gotas com menores diâmetros foi usada uma micropipeta de volume variável, (Figura 3), que trabalha na faixa de 10 µl a 0,7 µl mantendo-se as mesmas condições de realização do ensaio (gotejado nas mesmas condições de altura, número de gotas e modo de pesagem).

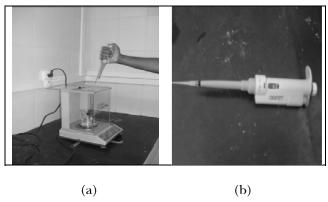


Figura 3 – Sistema para obter a massa da gota com micropipeta. a) processo de pesagem e b) micropipeta

Para determinação da massa e do diâmetro dos grânulos foi utilizado o sistema apresentado na Figura 4, que permitiu construir grânulos por gotejamento de água através de agulhas ou de micropipeta numa bandeja com farinha de trigo. O sistema é composto por um suporte metálico para fixar o frasco de soro fisiológico, gotejador, agulhas de várias aberturas, 04 bandejas com 20 cm de diâmetro e farinha de trigo. O suporte foi fixado de tal forma que a ponta da agulha ficasse a uma altura de 198 cm da bandeja contendo a farinha. Essa altura é igual à altura de queda das gotas do simulador de chuva utilizado. Para obtenção dos grânulos os seguintes passos foram executados:

- Regulou-se a altura de gotejamento e carga hidráulica (nível d'água no frasco) a cada inicio de ensaio;
- Em cada bandeja peneirou-se a farinha de trigo usando peneira de abertura de 1,18 mm, até formar uma camada uniforme com espessura mínima de 2 cm. A farinha deve estar no seu estado solto, para facilitar o amortecimento das gotas. Segundo Hudson (1964), o tempo entre o preparo da bandeja e a execução do ensaio não poderá exceder duas horas;
- Com velocidade constante, gotejou-se a água destilada sobre a farinha evitando-se a superposição das gotas. O total de 36 grânulos foram confeccionados, sendo 9 em cada bandeja;

- Cobriram-se os grânulos com fina camada de farinha passada na peneira de 1,18mm, evitando-se assim a evaporação e assegurando que cada grânulo tenha o mesmo grau de contato com a farinha;
- Em seguida, as bandejas contendo os grânulos com farinha foram deixadas secar ao ar livre durante 24 horas e colocadas numa estufa à 60°C, realizando-se pesagens diárias e retirando-as da estufa quando houver constância na massa, ou seja, quando os grânulos estiverem totalmente secos;
- Depois de secados em estufa, os grânulos foram separados por peneiramento, utilizando as peneiras 0,710; 0,840; 1,00; 1,18; 1,41; 1,68; 2,00; 2,36; 2,83; 3,36 e 4,75 mm. Em seguida, foram levados novamente à estufa, na mesma temperatura anterior, para retirar a umidade adquirida durante o processo de peneiramento, e após estabilizada a umidade, obteve-se a massa total e a massa média dos grânulos retidos na respectiva peneira; A partir dos resultados obtidos anteriormente, pôde-se calcular para cada diâmetro médio de grânulo a relação entre a massa de água da gota e a massa do grânulo.

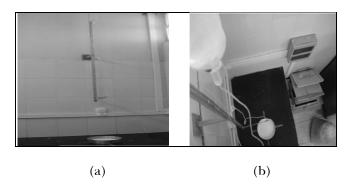


Figura 4 – Equipamento utilizado para determinar a massa e o diâmetro dos grânulos. a) vista frontal e b) vista superior

 b) Distribuição volumétrica das gotas de chuva do simulador

Para avaliar a influência da pressão e da abertura do disco na distribuição e no tamanho das gotas de chuva simulada foram realizados vários ensaios com o simulador ajustado para atingir pressões de 0,2, 0,4 e 0,6 bar. Para cada pressão variou-se a abertura do disco giratório em 5°, 10°, 20°, 30° e 40°, a fim de obter intensidades diferentes, que ficaram na faixa de 38 a 420 mm/h.

O procedimento usado na realização do ensaio é descrito e ilustrado a seguir:

 Ajustar a posição do bico e abertura do disco, bem como centralizar a mesa de ensaio;

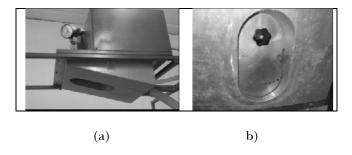


Figura 5 – Ensaio com o simulador de chuvas empregando o método da farinha: (a) e (b) detalhe do mecanismo de ajuste da abertura do disco

- Realizar ensaio de precipitação para verificar se a intensidade desejada está sendo adequada;
- Passar a farinha de trigo fresca pela peneira de 1,18 mm, preenchendo as 3 bandejas de área 0,28 cm², com camada uniforme e mínima de 2 cm de espessura, visando-se o amortecimento das gotas e evitando-se perdas de massa de água no impacto da gota com a bandeja (Figura 6.a);
- Posicionar a bandeja sobre a mesa de ensaio e cobri-lá com tábua com tamanho superior ao da bandeja, evitando que respingue água na farinha (Figura 6.b);

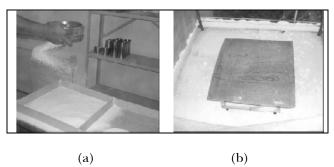


Figura 6. a) peneiramento da farinha e (b) cobertura da bandeja.

- Ligar o simulador, ajustar a pressão e aguardar a estabilização da vazão;
- Retirar a tábua sobre a bandeja, expondo a farinha à precipitação durante 2 a 4 segundos aproximadamente, (Figura 7.a e 7.b);

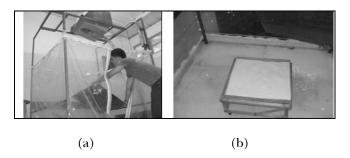


Figura 7. a) exposição da bandeja e b) amostra exposta à chuva.

- Cobrir a bandeja com a tábua, desligando o simulador;
- Lançar uma fina camada de farinha de trigo, passada na peneira de 1,18mm, por toda a superfície da bandeja. Isto ajuda a minimizar a evaporação e assegurar que cada grânulo tenha o mesmo grau de contato com a farinha.
- Em seguida, as bandejas contendo os grânulos com farinha devem secar ao ar livre durante 24 horas e depois colocar na estufa à 60°C, realizando-se pesagens diárias e retirando-as da estufa quando houver constância na massa, ou seja, quando os grânulos estiverem totalmente secos;
- Depois de secados em estufa, os grânulos devem ser separados por peneiramento, utilizando as peneiras 0,710; 0,840; 1,00; 1,18; 1,41; 1,68; 2,00; 2,36; 2,83; 3,36 e 4,75 mm. Em seguida, devem ser levados novamente à estufa, na mesma temperatura anterior, para retirar a umidade adquirida durante o processo de peneiramento e após a secagem devem ser pesados, obtendo-se a massa total e a massa média dos grânulos retidos na respectiva peneira (Figura 8.a);

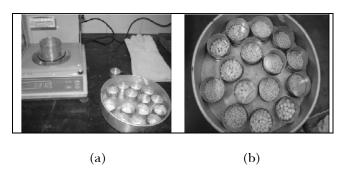


Figura 8. a) pesagem dos grânulos e b) detalhe dos grânulos separados a serem contados.

- Depois da pesagem do material retido em cada peneira, faz-se a contagem do número de grânulos retidos em cada malha, ver detalhe dos grânulos na Figura 8.b. Peneiras menores que 0,710 mm não foram utilizadas, pois, os grânulos retidos nesta malha já são bastante pequenos e apresentam-se em grande quantidade, tornando difícil de serem manuseados.
- Usando os resultados da relação entre a massa de água e grânulo obtido da calibração e os dados de massa e número dos grânulos obtidos para cada classe de peneira, pode-se calcular a massa de água média da gota, considerando-a como esfera. O diâmetro pode ser obtido segundo equação 5:

$$D \equiv \sqrt[3]{\frac{6 \times m}{\pi \times \rho}} \tag{5}$$

Onde: D é o Diâmetro médio da gota (mm); m é a Massa média da gota (mg);  $\rho$  é a Massa específica da água ( mg/mm<sup>3</sup>).

O volume de água por peneira pode ser obtido multiplicando-se o número de gotas ou grânulos pelo volume da gota relativo a cada peneira. O volume de cada gota foi calculado pela Equação 6:

$$V \equiv \frac{\pi \times D^3}{6} \tag{6}$$

Onde: V é o volume da gota de água, mm3.

Acumulando-se o volume de água por peneira pode-se traçar um gráfico que expressa a relação entre o volume de água acumulado e o diâmetro médio de gota retida em cada peneira, sendo possível determinar-se o D50, ou seja, o diâmetro médio apresentado por 50% das gotas para dada intensidade.

## **RESULTADOS E ANÁLISES**

 a) Curva de calibração: Relação entre massa de água da gota e massa do grânulo (Mwgota/Mgrânulo):

A Figura 9 apresenta a curva de calibração que expressa a relação entre a massa de água da gota e massa do grânulo formado (Mwgota/Mgrânulo), obtidos para diferentes tamanhos de grânulos. Embora haja considerável dispersão, a Equação 7 foi ajustada considerando todos os dados obtidos, donde se tem coeficiente de determinação de 0,67. Quando o primeiro dado obtido com micropipeta (ver Figura 9), que corresponde ao valor de x = 0,0006 e y = 0,8333 é descartado, obtém-se melhor ajuste (Equação 8), com coeficiente de determinação de 0,88. Cabe ressaltar que gotas com diâmetro muito pequeno são extremamente difíceis de serem construídas, pois devido ao pequeno peso e á tensão superficial da água elas tem dificuldade de sair normalmente do bico da micropipeta. O emprego da vibração para desprendimento da gota pode afetar sobremaneira a sua massa. Muito provavelmente isto tenha ocorrido neste primeiro ponto.

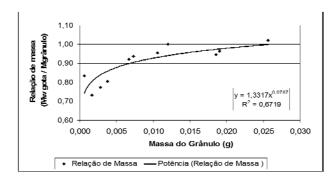


Figura 9 – Relação entre massa de água da gota e massa do grânulo formado.

$$\frac{M_{w}}{M_{g}} = 1.3317.M_{g}^{0.0787} \tag{7}$$

$$\frac{M_{w}}{M_{g}} = 1,6015.M_{g}^{0,1192}$$
 (8)

Onde  $M_w$  é a massa da gota e  $M_g$  é a massa do granulo.

Segundo Hudson (1964), a relação entre as massas não é linear, no entanto, gotas maiores que 4 mm de diâmetro tendem a ter relação linear entre massas, mas gotas de tamanho menores não.

 b) Distribuição volumétrica das gotas de chuva do simulador

Para efeito de ilustração a Tabela 01 apresenta resultados típicos obtidos de ensaios realizados com o simulador de chuva, ajustado para pressão de

0,2 bar e abertura de disco giratório de 5°. Os resultados obtidos são os números de grânulos em cada peneira e a massa total deles. Dividindo a massa total pelo número de grânulos, encontra-se a massa unitária do grânulo por peneira. A massa do grânulo multiplicada pela relação entre as massas de água/grânulo dada pela Equação 8, obtém-se a massa média de água da gota, que quando utilizada na Equação 5 fornece o diâmetro da gota. Com os resultados de diâmetro da gota e volume acumulado traça-se a curva de distribuição do tamanho das gotas, a qual permite determinar o diâmetro médio das gotas (D50), que ó diâmetro correspondente ao volume acumulado de 50%. A figura 09 mostra curvas de distribuição do tamanho das gotas obtidas para a abertura de disco de 5° e pressão de 0,2, 0,4 e 0,6 bar. A tabela 01 apresenta também os dados referentes ao volume de cada gota, o volume total das gotas em cada peneira, o percentual volumétrico de cada classe e o percentual volumétrico acumulado da gota em relação ao ensaio. Na figura 10 á apresentado a curva de volumes acumulados para as pressões 0,2, 0,4 e 0,6 bar, necessárias para a determinação do D50 para curva.

A Figura 11 apresenta os resultados de D50 obtidos para o simulador estudado, com todas as pressões trabalhadas (0,2, 0,4 e 0,6 bar) e aberturas do disco (5°, 10°, 20°, 30° e 40°). Obteve-se que para a mesma pressão, o aumento da abertura da placa defletora resulta, em geral, em aumento do diâmetro médio da gota, e para a mesma abertura, aparentemente, o aumento da pressão de serviço resulta em redução do diâmetro médio da gota, pois as gotas são pulverizadas, resultando em maior fracionamento das mesmas. Este comportamento também pode estar associado ao efeito da placa giratória, pois conforme acontece o aumento da abertura da placa acontece a aproximação dos valores do diâmetro médio das gotas. Isto pode ser observado de forma marcante para abertura de 40°, onde há pouca variação do diâmetro médio para diferentes pressões. Também, observa-se pequena variação no tamanho médio das gotas de chuva simulada, para pressões de serviço de 0,2 e 0,4 bar e aberturas de disco superior a 10°. Diante do observado, pode-se inferir que existe maior influência da abertura do disco giratório que da própria pressão na geração dos diâmetros das gotas.

A influência da abertura do disco pode ser confirmada analisando o gráfico de calibração da precipitação (Figura 12), a intensidade sofre forte variação com a mudança de abertura de disco, com o aumento da pressão (0,2, 0,4 e 0,6 bar) existe uma

Tabela 01 – Resultados obtidos a partir dos ensaios realizados no simulador de chuvas para a pressão de 0,2 bar e abertura de disco de  $5^{\circ}$ .

# Peneira (mm)	Pó	0,71	0,84	1,00	1,18	1,41	1,68	2,00	2,36	2,83	3,36	4,75
Nº Granulos	0	1263	1231	795	1070	366	388	200	102	184	25	0,00
Massa Total do Granulo (g)	0,000	0,436	0,723	0,710	1,484	0,913	1,758	1,514	1,523	5,519	0,911	0,000
M. por Granulo 10-3 (g)	0,0	0,3	0,6	0,9	1,4	2,5	4,5	7,6	14,9	30,0	36,4	0,0
Relação das Massas	0,0000	1,000	0,6500	0,7325	0,7700	0,7883	0,9758	0,9656	0,9458	0,9542	0,9598	0,0000
M. da Gota 10-3 (g)	0,0	0,3	0,4	0,7	1,1	2,0	4,4	7,3	14,1	28,6	35,0	0,0
V. da Gota 10-3 (cm <sup>3</sup> )	0,0	0,3	0,38	0,7	1,1	2,0	4,4	7,3	14,1	28,6	35,0	0,0
Vol. Total das Gotas na classe (cm³)	0,00	0,44	0,47	0,52	1,14	0,72	1,72	1,46	1,44	5,27	0,87	0,00
D. da Gota (mm)	0,00	0,87	0,90	1,08	1,27	1,55	2,04	2,41	3,00	3,80	4,06	0,00
% Vol	0,00	3,10	3,35	3,70	8,13	5,12	12,21	10,41	10,25	37,49	6,22	0,00
% Vol. Acumulado	0,00	3,10	6,45	10,15	18,29	23,41	35,62	46,03	56,29	93,78	100,0	0,0
Coef. de Arrasto (C2)	0,000	0,536	0,518	0,434	0,369	0,302	0,232	0,196	0,158	0,125	0,117	0,000

100 90 80 Volume acumulado (%) 70 60 30 Abertura: S e Pressão: 0,6 bar 20 -Abertura: 5º e Pressão: 0,4 bar 10 Abertura: 5º e Pressão: 0,2 bar 0,0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 3,0 3,5 4,0 4,5 5,0 Díâmetro das gotas (mm)

Figura 10 – Diâmetro médio da gota (D50) para as pressões de 0,2, 0,4 e 0,6 bar e abertura de disco de 5°.

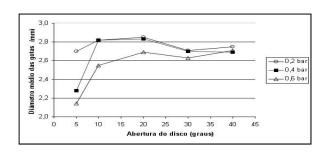


Figura 11 – Valores de D50 obtidos para o simulador de chuvas FL3 da Armfield com diferentes pressões (0,2, 0,4 e 0,6 bar) e aberturas do disco (5°, 10°, 20°, 30° e 40°).

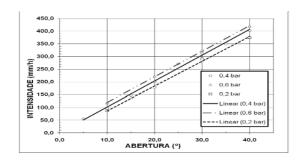


Figura 12 - Gráfico da variação da intensidade para o simulador de chuvas FL3 da Armfield com diferentes pressões  $(0.2,\,0.4\,\,\mathrm{e}\,\,0.6\,\,\mathrm{bar})$  e aberturas do disco  $(5^\circ,\,10^\circ,\,20^\circ,\,30^\circ\,\,\mathrm{e}\,\,40^\circ)$  com bocal 01.

pequena variação da intensidade, o que determina as retas paralelas próximas.

Para efeitos construtivos, em simuladores de chuva sem o sistema de placa giratória com aberturas e que trabalhem com bico pressurizado, se observará que a mudança de pressão terá pouco efeito na mudança na intensidade e no diâmetro da gota. Neste sentido a forma de obter faixa maior de operação do simulador seria mediante uma mudança na forma bico, que representa a necessidade de avaliação para cada tipo de bocal, no aspecto de intensidade e diâmetro de gota gerado.

# **CONCLUSÕES**

A aplicação do método da farinha permitiu avaliar o funcionamento do simulador, mediante a obtenção dos valores de diâmetro médio das gotas de chuva simulada para diferentes pressões de serviço e abertura de disco, importante para o processo de calibração do equipamento. Observouse que a abertura da placa de ajuste da intensidade da precipitação afeta o diâmetro médio das gotas de chuva de forma significativa, e que a pressão têm pouca influência no diâmetro. Este fenômeno também foi observado na variação da intensidade. A importância da avaliação na determinação do diâmetro médio se deve a sua relação com a força de impacto, determinando menor ou maior poder de desagregação e erosão do solo, além dos fatores de composição, uso e declividade do solo.

Foi possível estabelecer o detalhamento do procedimento para execução do ensaio de determinação do diâmetro médio das gotas com o método da farinha a fim de propor a padronização do ensaio. Apesar de ser um método trabalhoso, apresenta-se como alternativa interessante, pois não exige equipamentos sofisticados e de alto custo no seu emprego. Neste sentido o método da farinha pode ser bastante útil para avaliação de funcionamento de simuladores e na determinação das variáveis que caracterizam a erosividade da chuya natural e simulada.

# REFERÊNCIA

ALVES SOBRINHO, T.; FERREIRA, P. A. e PRUSKY, F. F. Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão portátil.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 6, n. 2, 2002.

ARMFIELD. *Manual de uso do simulador de chuvas*. Inglaterra: Armfield, 1998.

ATTLE, J. R.; ONEY, D. e SWENSON, R. A. Aplications of image analysis. *American Laboratory*, Abril de 1980.

CRUVINEL, P. E.; MINATEL, E. R.; MUCHERONI, M. L.; VIEIRA, S. R.; CRESTANA, S. An Automatic Method Based on Image Processing for Measurements of Drop Size Distribution from Agricultural Sprinklers. *Anais do IX SIBIGRAPI*, outubro de 1996.

EIGEL, J. D.; MOORE, I. D. A simplified technique for measuring riandrop size and distribuition. *Transactions of the ASAE*, v. 26, n. 4, p. 1079-1084, 1983.

FOSTER, G. R.; McCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI units. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v. 36, n. 6, p. 355-359, 1981.

GUNN, R. e KINZER, G.D. The terminal velocity of fall for water droplets in stagnant air. *Journal Meteorology*. v.6, p 243–248, 1949.

GUY, B. T.; DICKINSON, W. T.; RUDRA, R. P. The roles of rainfall and runoff in the sediment transport capacity of interril flow. *Transactions of the ASAE*, St. Joseph, v. 30, n. 5, p. 1378-1385, Sept./Oct. 1987.

HALL, M. J. Use of the stain method in determining the dropsize distribution of coarse liquid spray. *Transaction of the ASAE*, v. 13, n. 1, p. 33-37, 1970.

HUDSON, N. W. The flour pellet method for measuring the size of raindrops, Department of conservation, *Research Bulletin*, Salisbury, n.4, 1964.

JOSS, J. e WALDVOGEL, A. Raindrop size distribution and sampling size errors. *Journal of the Atmospheric Sciences*, p. 566-569, 1969.

KINCAID, D.C.; SOLOMON, K. H.; OLIPHANT, J. C. Drop size distributions for irrigation sprinkler. *Transactions of the ASAE*, v. 39, n. 3, p. 839-845, 1996. In press.

KOHL, R. A. Drop size distribution from a medium sized agricultural sprinkler. *Transactions of the ASAE*, v. 17, n. 4, p. 690-69, 1974.

RIBEIRO, B. T. Energia cinética de gotas de chuva simulada e energia ultra-sônica na desagregação de um Cambissolo.

2006. 65f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2006, 65 p.

TOKAY, A.; WOLFF, K. R.; BASHOR, P.; DUR SUN, O. On the measurement errors of the Joss–Waldvogel disdrometer. Preprints, 31st International Conference on Radar Meteorology. Seattle, *American Meteoroly Society*, p. 437–440, 2003.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relationships to soil loss. *Transactions of the American Geophysical Union*, Washington, v. 39, n. 2, p. 285-291, 1958.

# Studying the Performance of a Rainfall Simulator Using the Flour Method

## **ABSTRACT**

This paper analyzes the effect of the operational parameters working pressure and disc plate opening of a rainfall simulator on the droplet size distribution and rainfall kinetic energy using the flour method. Furthermore, this paper describes in detail the experimental procedure adopted and make some proposals to standardize the method. Although laborious, the flour method was considered appropriate for determination of the D50 in different situations of rainfall simulator operation with a pressurized nozzle and rotary plate. The results showed that the opening of the plate significantly affects the average diameter of the drops and that the water pressure has a less significant effect. A similar behavior was observed when analyzing the intensity of the produced rain, in which the opening of the plate plays an important role.

**Key-words:** simulated rainfall; diameter drop; kinetic energy.

# Sazonalidade da Precipitação Sobre o Nordeste Setentrional Brasileiro nas Simulações do IPCC-AR4

### Cleiton da Silva Silveira, Francisco de Assis de Souza Filho, Yvonne Magdalena Campos Lázaro

Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA)/UFC cleitonsilveira16@yahoo.com.br, assis@ufc.br, yvonnecamp@gmail.com

## Alexandre Araújo Costa, Domingo Cassain Sales

Mestrado em Ciências Físicas Aplicadas (MCFA)/UECE alexandrearaujoc@gmail.com, domingosales@gmail.com

#### **Mariane Mendes Coutinho**

Centro de Ciência do Sistema Terrestre – CST/INPE mariane.coutinho@inpe.br

Recebido: 23/02/11 - revisado: 16/05/11 - aceito: 09/04/12

## **RESUMO**

Os modelos globais do quarto relatório do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC-AR4) são avaliados para o Nordeste Setentrional do Brasil quanto à representação da sazonalidade da precipitação para o período de 1901 a 1999. Essa avaliação é realizada utilizando-se os dados do Climatic Research Unit (CRU) e a reanálise 20th Century Reanalysis V2 do National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Propõe-se a criação de um índice de desempenho, baseado em medidas de correlação e erro quadrático médio, para a avaliação e classificação dos modelos. A maioria dos modelos fornece correlações superiores a 0,85 e erro quadrático inferior a 5% em relação ao percentual de chuva mensal da climatologia média sobre a região. Segundo a avaliação pelo índice de desempenho proposto, os modelos MRI-CGCM2.3.2 (Japonês) e BCCR-BCM2.0 (Norueguês) fornecem as melhores representações da sazonalidade da precipitação na região.

Palavras-Chave: IPCC-AR4; sazonalidade; índice de desempenho.

## INTRODUÇÃO

Significativo desenvolvimento tem ocorrido nas últimas décadas acerca do conhecimento do clima em suas diversas escalas de ocorrência, com ênfase nas mudanças climáticas antropogênicas. Diversos autores identificam aumento da temperatura planetária (incluindo o Brasil) nas últimas décadas, combinado com modificações nos campos de precipitação, associando essas ocorrências às Mudanças Climáticas (Marengo e Valverde, 2007; Marengo e Soares, 2005). Estas têm sido alvo de discussões e pesquisas científicas em todo mundo com vistas ao entendimento de sua ocorrência (IPCC, 2007(a); Nobre, 2005), assim como a identificação e a avaliação dos possíveis impactos ambientais, sociais e econômicos (IPCC, 2007(b)) e a elaboração de medidas que minimizem as consequências adversas das mesmas.

As mudanças climáticas estão associadas a um modelo de desenvolvimento baseado no uso intensivo de combustíveis fósseis. O aumento exponencial na demanda por energia e recursos naturais trouxe consigo grandes quantidades de emissões de gases de efeito estufa (dióxido de carbono, metano, óxido de nitrogênio) na atmosfera.

Desde 1988, quando foi criado IPCC, cientistas vinculados aos principais centros de pesquisa em clima reúnem-se para publicar relatórios sobre os possíveis cenários de emissão de gases de efeito estufa na atmosfera e os impactos nas diversas variáveis climáticas. Até o momento, foram publicados quatro relatórios: em 1990 em Sundsvall (Suécia), 1995 em Roma (Itália), 2001 em Acra (Gana) e 2007 em Paris (França).

O quarto relatório fornecido pelo IPCC, divulgado em fevereiro de 2007, confirma a projeção de aumento da temperatura média da atmosfera. Embora exista uma discrepância em torno dos valores absolutos dos modelos do IPCC para esse

aumento na temperatura, todos concordam que haverá aumento na temperatura média global (IPCC, 2007(a)).

O Nordeste do Brasil (NEB) apresenta clima semiárido com intensa variabilidade temporal e espacial de chuvas (Molion e Bernardo, 2002; Albuquerque et. al, 2009) associada historicamente a significativos impactos sociais e econômicos sobre a região descritos em, por exemplo, Souza Filho e Moura (2006). Desta forma, torna-se relevante para o desenvolvimento de políticas públicas a identificação das alterações na ocorrência do clima nesta região.

Os diferentes modelos do IPCC-AR4 têm cenários divergentes para o campo de precipitação para a região do NEB, alguns projetando aumento de precipitação e outros, redução.

O objetivo do presente estudo é avaliar a habilidade dos modelos do IPCC-AR4 em simular o regime sazonal de chuvas sobre o NEB durante o século XX, buscando indicações sobre a confiabilidade das projeções desses modelos para o século XXI.

### **METODOLOGIA**

## Região de Estudo

Utilizou-se uma região de 0º a 10ºS de latitude e 33ºW a 44ºW de longitude sobre o NEB, assim como uma porção do Oceano Atlântico, conforme mostra a Figura 1.

Essa região possui um ciclo anual bem definido, onde predominam duas estações distintas: o período chuvoso e o período seco (Albuquerque et.al, 2009). A estação chuvosa distribui-se entre dezembro e julho e subdivide-se em: a) pré-estação chuvosa (dezembro e janeiro), durante a qual os principais sistemas causadores de chuva são a proximidade das frentes frias e os vórtices ciclônicos de ar superior; b) "quadra chuvosa" ou estação chuvosa propriamente dita (de fevereiro a maio), que tem a zona de convergência intertropical-ZCIT como principal sistema causador de chuva, impactando o setor norte do NEB, seguido de sistemas secundários tais como linhas de instabilidade, complexos convectivos de mesoescala e efeitos de brisa (Uvo e Nobre, 1987) e c) pós-estação chuvosa (junho e julho), em que os sistemas causadores de chuva mais importantes são as ondas de leste, que atuam principalmente sobre o leste do NEB, e os complexos convectivos de mesoescala. No segundo semestre, há um predomínio de altas pressões atmosféricas e uma quase total ausência de fenômenos atmosféricos causadores de chuva, caracterizando a estação seca. O NEB apresenta grande variabilidade de chuvas com regiões com precipitação de 500 mm/ano e outras com mais de 1400 mm/ano (Souza Filho, 2003).

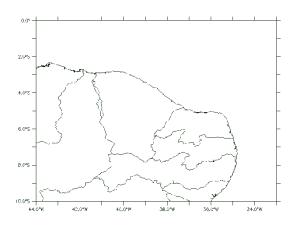


Figura 1- Região de estudo, Nordeste Setentrional brasileiro e parte do Oceano Atlântico

### Dados observacionais

A base de dados observacionais utilizada para verificar a destreza dos modelos do IPCC sobre o continente é proveniente da University of East Anglia/Climate Research Unit (CRU) (New et. al, 1999 e New et. al, 2001) (http://badc.nerc.ac.uk/ data/cru/), enquanto sobre o oceano são usadas as reanálises 20th CenturyReanalysis V2 (Compo, 2004; Whitaker, 2006), fornecidas pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) a partir do site http://www.esrl.noaa.gov/psd/.

O conjunto de dados utilizado corresponde à climatologia de precipitação de 1901 a 1999, com resolução de 0,5 grau para o continente (CRU TS 3.0) e 2,0 graus para o oceano (20th Century Reanalysis V2).

## Modelos do IPCC

Os dados provenientes do IPCC são resultados de simulações de modelos globais de alguns centros de pesquisa que contribuíram para esse relatório (conforme Tabela 1), forçadas pelas concentrações observadas de gases de efeito estufa durante o século XX (simulações 20C3M).

Designação do Modelo	Instituição ou Agência; País	Topo do modelo /Resolução
BCC-CM1	Beijjing Climate Center; China	25 hPa/ T63 (1.9° x 1.9°) L16
BCCR-BCM2	Bjerknes Centre for Climate Research, Universidade de Bergen; Noruega	10 hPa/ T63 (1.9° x 1.9°) L31
CCCMA-CGCM3 1-T47	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis; Canadá	1 hPa/ T47 (~2.8° x 2.8°) L31
CCCMA-CGCM3 1-T63	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis; Canadá	1 hPa/ T63 (~1.9° x 1.9°) L31
CNRM-CM3	Centre National de RecherchesMeteorologiques, Meteo France; França	0.05 hPa/ T63 (~1.9° x 1.9°) L45
CONS-ECHO-G	Meteorological Institute of the University of Bonn (Alemanha), Institute of KMA (Correia do Sul), and Model, and Data Group	10hPa/T30 (~3.9° x 3.9°) L19
CSIRO-MK3	CSIRO; Austrália	4.5 hPa/ T63 (~1.9° x 1.9°) L18
CSIRO-MK3.5	CSIRO; Austrália	4.5 hPa/ T63 (~1.9° x 1.9°) L18
GFDL-CM2.0	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, NOAA; Estados Unidos	3 hPa/ 2.0° x 2.5° L24
GFDL-CM2.1	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, NOAA; Estados Unidos	3 hPa/ 2.0° x 2.5° L24
INM-CM3.0	Institute of Numerical Mathematics, Russian Academy of Science; Rússia	10 hPa/ 4° x 5 ° L21
INGV-SXG2005	National Institute of Geophysics and Volcanology; Itália	10hPa/T106 (1,1250 x1,1250)
IPSL-CM4	Institut Pierre Simon Laplace (IPSL); França	4 hPa/ 2.5° x 3.75° L19
LASG-FGOALS-G1.0	LASG, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, P.O. Box 9804, Beijing 100029; China	2.2 hPa/ T42 (~2.8 x 2.8°) L26
MPIM-ECHAM5	Max Planck Institute for Meteorology; Alemanha	10 hPa/ T63 (~1.9° x 1.9°) L31
MRI-CGCM2.3.2	Meteorological Research Institute, Japan Meteorological Agency; Japão	0.4 hPa/ T42 (~2.8° x 2.8°) L30
NASA-GISS-AOM	Nasa Goddard Institute for Space Studies (NASA/GISS); Estados Unidos	10hPa/ 3° x 4° L12
NASA-GISS-EH	Nasa Goddard Institute for Space Studies (NASA/GISS); Estados Unidos	0.1 hPa/ 4° x 5° L20
NASA-GISS-ER	Nasa Goddard Institute for Space Studies (NASA/GISS); Estados Unidos	0.1 hPa/ 4° x 5° L20
NCAR-CCSM3	National Center for Atmospheric Research (NCAR); Estados Unidos	2.2 hPa/ T85 (1.4° x 1.4°) L26
NCAR-PCM	National Center for Atmospheric Research (NCAR), NSF, DOE, NASA, e NOAA; Estados Unidos	2.2 hPa/ T42 (~2.8° x 2.8°) L26
NIES-MIROC3.2-HI	CCSR/ NIES/ FRCGC; Japão	40 km T 106 (~1.1° x 1.1°) L56
NIES-MIROC3.2-MED	CCSR/ NIES/ FRCGC; Japão	30 km T42 (~2.8° x 2.8°) L20
UKMO-HADCM3	Hadley Centre for Climatic Prediction and Research, Met Office; ReinoUnido	5 hPa/ 2.5° x 3.75° L19

Hadley Centre for Climatic Prediction and Research, Met Office; ReinoUnido

Tabela 1 - Modelos de circulação geral do IPCC

# Critérios de Avaliação

UKMO-HADGEM1

Utilizou-se como critério de avaliação a representação da sazonalidade da precipitação, que é de grande relevância para a avaliação dos impactos do clima em recursos hídricos e agricultura. O início do plantio das culturas e o regime fluvial são condicionados pela distribuição temporal das chuvas. Uma má representação desta sazonalidade compromete a avaliação dos impactos das mudanças climáticas sobre estas duas importantes áreas. Adicionalmente pode-se avaliar que os totais de precipitação mensais e sua sazonalidade são considerados como indicativo da habilidade do modelo em representar os sistemas geradores de chuvas e sua ocorrência.

Para avaliação dos modelos é calculada a climatologia mensal média sobre a região de estudo para todos os modelos do IPCC e as observações (CRU sobre o continente e NOAA sobre o oceano). Em seguida, é feita uma comparação com base em alguns índices estatísticos para que possam ser defi-

nidos que modelos possuem melhor desempenho para a região de estudo.

As medidas estatísticas utilizadas, cujas definições estão indicadas a seguir, são: raiz do erro quadrático médio da contribuição percentual mensal em relação às chuvas anuais (RMSE\_PC) e correlação (CORREL) (Wilks, 1995).

A raiz do erro quadrático médio percentual (RMSE\_PC) é a raiz quadrada da média das diferenças individuais quadráticas entre a contribuição percentual mensal das chuvas modeladas nos totais anuais e a contribuição percentual mensal das chuvas observadas nos totais anuais e é definida pela equação:

$$RMSE\_PC = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \left( \frac{100.P_i}{\sum_{j=1}^{n} P_j \sum_{j=1}^{n} A_j} \right)^2},$$
(1)

onde n são os meses, P é previsão de cada mês e A a Análise considerada como observação.

Valores grandes do *RMSE\_PC* representam grandes erros nos campos previstos, e valores próximos de zero indicam uma previsão quase perfeita. Elevando ao quadrado o termo da diferença, o RM-SE\_PC tende a dar maior peso às grandes discrepâncias entre os campos observados e previstos.

A correlação (equação 2) pode assumir valores entre -1 e 1 que indicam, respectivamente, perfeita anticorrelação e perfeita correlação, havendo ainda a total ausência de correlação verificada com um resultado igual a zero. Este índice tem a capacidade de detectar correspondência de fase entre as séries, sendo, por construção, insensível a erros de viés.

$$CORREL = \frac{\sum\limits_{i=1}^{i=n} \left(A_i - \overline{A}\right) \left(P_i - \overline{P}\right)}{\sqrt{\sum\limits_{i=1}^{i=n} \left(P_i - \overline{P}\right)^2 \sum\limits_{i=1}^{i=n} \left(A_i - \overline{A}\right)^2}}$$
(2)

Ao final do cálculo desses dois índices é feita uma avaliação ponderada para que os modelos possam ser classificados, dada por:

$$AVAL = \alpha_c \left( \frac{CORREL-CORREL_{MIN}}{CORREL_{MAX} - CORREL_{MIN}} \right) + \alpha_r \left( \frac{RMSE\_PC_{MAX} - RMSE\_PC}{RMSE\_PC_{MAX} - RMSE\_PC_{MIN}} \right)$$
 (3)

tal que

$$\alpha_c + \alpha_r = 1. (4)$$

Sendo,  $CORREL_{MIN}$  a menor correlação obtida entre os modelos do IPCC e  $CORREL_{MAX}$  a máxima correlação. Assim como,  $RMSE\_PC_{MAX}$  é o máximo erro quadrático médio percentual dos modelos do IPCC e  $RMSE\_PC_{MIN}$  o mínimo.

As variáveis  $\alpha_c$  e  $\alpha_r$  assumem valores entre 0 e 1 (conforme equação 4). Para  $\alpha_c > \alpha_r$ , a correlação exerce maior influência na avaliação do modelo, enquanto que para  $\alpha_r > \alpha_c$  o RMSE\_PC dos modelos possui maior peso na avaliação. Já para  $\alpha_r = \alpha_c = 0.5$ , as duas métricas utilizadas neste trabalho exercem o mesmo efeito sobre o valor de AVAL.

A variável AVAL assume valores entre 0 e 1 que indicam, respectivamente, o pior entre os modelos avaliados e o melhor deles, segundo este critério.

# Interpolação

As análises do CRU (0,5° x 0,5°) são interpoladas para grade do 20th Century Reanalysis V2 (2° x 2°), sendo chamadas neste trabalho de análise CRU/NOAA. Em seguida, as previsões dos modelos do IPCC são interpoladas para esta grade, conforme a equação 5. A precipitação interpolada para os pontos da grade da análise CRU/NOAA constitui-se de uma média ponderada das precipitações dos pontos fornecidas pelo modelo do IPCC em questão (equação 5), tal que as funções-peso são dadas conforme a equação (6).

$$P_A = \frac{\sum\limits_{N=1}^{N} W_N P_N}{\sum\limits_{N=1}^{N} W_N} \tag{5}$$

$$W_N = \exp\left(-\sqrt{\frac{\left(X_{IPCC} - X_A}{K_X}\right)^2 + \left(\frac{X_{IPCC} - X_A}{K_Y}\right)^2}\right),\tag{6}$$

Se  $W_N > \exp(-R^2)$ , senão  $W_N = 0$ ;

onde  $X_A$  e  $Y_A$  são as coordenadas dos pontos de grade da análise CRU/NOAA ; $X_{IPCC}$  e  $Y_{IPCC}$  são as coordenadas dos modelos do IPCC; N é o número de ponto de grade do modelo do IPCC avaliado;  $P_N$  são as precipitações em cada ponto de grade do modelo do IPCC avaliado;  $W_N$  são os pesos de cada ponto grade do modelo do IPCC avaliado em relação ao ponto de grade da análise CRU/NOAA;  $P_A$  são as precipitações de cada ponto de grade depois da interpolação;  $K_X$ ,  $K_Y$  e R são constantes, para as quais é atribuído o valor 1.

Após a interpolação dos valores climatológicos mensais dos modelos para a grade da análise CRU/NOAA, é analisada a habilidade dos modelos em representar o ciclo sazonal da precipitação sobre as caixas de 2°x2° dessa grade, sendo utilizado o mesmo método descrito anteriormente.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

A figura 2 mostra as climatologias dos modelos do IPCC e a média destas em comparação ao observado sobre a região indicada pela figura 1. A maioria dos modelos representa razoavelmente a climatologia observada, porém, principalmente no período da estação chuvosa, os modelos divergem quanto à quantidade de chuva nessa região (figura 2a).

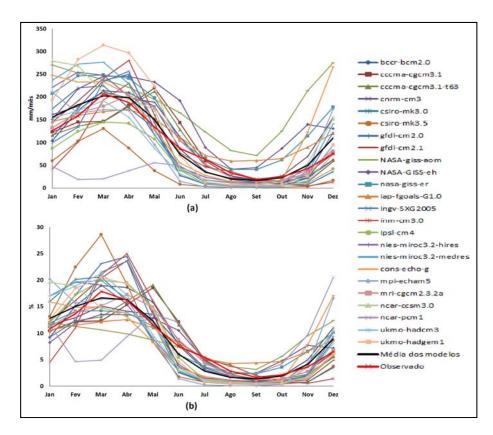


Figura 2 – Climatologia dos Modelos do IPCC-AR4 para século XX (1901-1999) para o Nordeste Setentrional do Brasil: (a) Quantidade de precipitação por mês; (b) Percentual de chuva por mês.

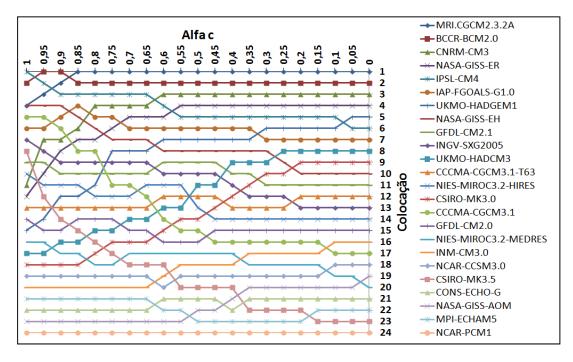


Figura 3 – Classificação dos modelos em função dos valores de  $\alpha_c$ . Para  $\alpha_r$  =0 ( $\alpha_c$ = 1), apenas a correlação é usada na avaliação dos modelos.

A média dos modelos superestima a quantidade de precipitação na pré-estação e a subestima na pós-estação, o que se reflete também em termos percentuais (figura 2b).

O modelo NCAR-PCM1 possui dificuldade em representar o ciclo anual de chuvas no NEB, claramente subestimando a precipitação em todo o primeiro semestre e produzindo valores máximos de precipitação mensal em dezembro-janeiro e maio-junho, em defasagem com as observações. Por sua vez, o modelo UKMO-HADGEM1 superestima em cerca de 50% a precipitação nos meses da estação chuvosa. Já o modelo CSIRO-MK3.5 aponta chuvas bem inferiores ao observado, subestimando o total anual em mais de 50% com uma maior concentração das chuvas nos meses de fevereiro e março.

Os modelos NASA-GISS-AOM e NASA-GISS-EH superestimam a precipitação climatológica em todos os meses, resultando em totais anuais respectivamente 93% e 57% acima do observado. Além disso, o NASA-GISS-AOM apresenta erros de fase na distribuição anual da precipitação, subestimando a contribuição percentual das chuvas no primeiro semestre para o total anual e superestimando-a no segundo.

O modelo CONS-ECHO-G, fornecido através de uma parceria de um centro alemão e um centro sul-coreano, apresenta dificuldade de representar a climatologia anual, mais do que duplicando o total de chuvas na pré-estação.

O modelo francês IPSL-CM4 subestima a climatologia da precipitação durante todo o ano (total anual 37% abaixo das observações), mas superestimando a contribuição percentual das chuvas entre janeiro e maio.

Na figura 3 é mostrada a classificação dos modelos do IPCC-AR4 em função de  $\alpha_c$ . Para valores entre 0 e 0,85 o modelo com maior valor de AVAL é o MRI-CGCM2.3.2A, enquanto que o modelo BCCR-BCM2.0 mantém-se sempre entre os dois melhores para todos os valores dos pesos. Para  $\alpha_c = 1$ , o modelo IPSL-CM4 emerge como o modelo com maior valor de AVAL, indicando que este possui correlação superior aos demais.

O modelo NCAR-PCM1 é o pior dentre os modelos para todos dos valores de  $\alpha_c$ . Os modelos MPI-ECHAM5, CONS-ECHO-G, NASA-GISS-AOM, NCAR-CCSM3.0 e INMCM3.0 ocupam sistematicamente colocações inferiores a décimo sexto para todos os valores de  $\alpha_c$ .

Os modelos CNRM-CM3,CCCMA-CGCM3.1, NASA-GISS-EH, CCCMA\_CGCM3\_1\_T63 caem de colocação à medida que se aumenta o valor de  $\alpha_{\rm c}$ , o

que mostra que a correlação desses modelos é ligeiramente inferior aos demais, enquanto que os modelos CSIRO-MK3.0, CSIRO-MK3.5, UKMO-HADGEM1 e GFDL-CM2.1 melhoram de colocação à medida que o valor de  $\alpha_c$  aumenta, o que significa que o RMSE\_PC desses modelos é ligeiramente inferior.

Na tabela 2 são mostrados os índices estatísticos RMSE\_PC, CORREL e AVAL de todos os modelos do IPCC em ordem de classificação, para  $\alpha_c$  igual a 0,5. A maioria dos modelos indicou correlações superiores a 0,85 e erro quadrático inferior a 3,5% em relação ao percentual de chuva mensal. O modelo japonês MRI-CGCM2.3.2 apresentou correlações superiores a 0,95 e RMSE\_PC inferior a 2% , o que o classifica como o melhor modelo segundo a avaliação proposta neste trabalho para  $\alpha_c$  igual a 0,5, seguido pelos modelos BCCR-BCM2.0 (Norueguês) e CNRM-CM3 (Francês).

O modelo NCAR-PCM1 apresentou correlação inferior a 0,2, bem abaixo dos demais modelos, e o maior RMSE\_PC. Isto levou esse modelo a apresentar AVAL igual a 0, indicando que o mesmo não representa adequadamente a sazonalidade da precipitação no Nordeste Setentrional brasileiro.

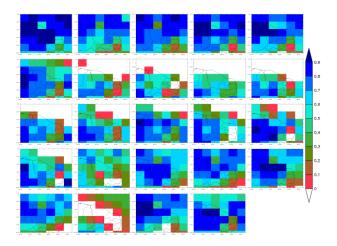


Figura 4 – CORREL dos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA. Modelos do IPCC na seguinte sequência da esquerda para a direita e de cima para baixo: BCCR-BCM2.0, CCCMA-CGCM3.1, CCCMA-CGCM3.1.T63, CNRM-CM3, CSIRO-MK3.0, CSIRO-MK3.5, GFDL-CM2.0, GFDL-CM2.1, NASA-GISS-AOM, NASA-GISS-EH, NASA-GISS-ER, IAP-FGOALS-G1.0, INGV-SXG2005, INM-CM3.0, IPSL-CM4, NIES-MIROC3.2-HIRES, NIES-MIROC3.2-MEDRES, CONS-ECHO-G, MPI-ECHAM5, MRI-CGCM2.3.2A, NCAR-CCSM3.0, NCAR-PCM1,UKMO-HADCM3 e UKMO-HADGEM1.

Tabela 2: Avaliação dos Modelos do IPCC-AR4 para o século XX para região Nordeste do Brasil, considerando  $\alpha_c$  igual a 0,5.

Modelos do IPCC	Classificação	AVAL	CORREL	RMSE_PC
MRI.CGCM2.3.2A	1	0,994	0,970	1,414
BCCR-BCM2.0	2	0,956	0,979	1,883
CNRM-CM3	3	0,927	0,934	1,911
NASA-GISS-ER	4	0,911	0,927	2,042
IPSL-CM4	5	0,903	0,981	2,486
IAP-FGOALS-G1.0	6	0,879	0,955	2,579
UKMO-HADGEM1	7	0,863	0,905	2,435
NASA-GISS-EH	8	0,837	0,970	3,152
GFDL-CM2.1	9	0,809	0,937	3,234
INGV-ECHAM4	10	0,807	0,943	3,298
UKMO-HADCM3	11	0,798	0,871	2,916
CCCMA-CGCM3.1-T63	12	0,794	0,912	3,242
NIES-MIROC3.2-HIRES	13	0,792	0,935	3,416
CSIRO-MK3.0	14	0,785	0,856	2,960
CCCMA-CGCM3.1	15	0,767	0,968	3,907
GFDL-CM2.0	16	0,766	0,911	3,547
NIES-MIROC3.2-MEDRES	17	0,707	0,886	4,032
INM-CM3.0	18	0,684	0,802	3,721
NCAR-CCSM3.0	19	0,676	0,827	3,972
CSIRO-MK3.5	20	0,651	0,938	4,998
CONS-ECHO-G	21	0,599	0,742	4,271
GISS-AOM	22	0,586	0,677	3,976
MPI-ECHAM5	23	0,582	0,794	4,805
NCAR-PCM1	24	0,000	0,152	6,960

As rodadas dos modelos NASA-GISS-AOM, CONS-ECHO-G, INM-CM3.0, MPI-ECHAM5, NCAR-CCSM3.0 e NCAR-PCM1 apresentaram correlações inferiores aos demais, associados a um RMSE\_PC superior a 3,5%, por isso obtiveram um AVAL bastante baixo.

O modelo australiano CSIRO-MK3.5 apesar de apresentar correlação superior a 0,90, apresentou RMSE\_PC superior a 4,9%, penalizando-o na avaliação de modo a classificá-lo na vigésima colocação.

Na figura 4 são mostradas as distribuições espaciais das correlações pelos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA no período de 1901 a 1999. A maioria dos modelos apresenta correlações superiores a 0,5 em praticamente todo o domínio avaliado. No leste do NEB, os modelos em geral mostram correlações inferiores ao

restante do domínio avaliado, indicando que os mesmos possuem menos habilidade de representar a sazonalidade sobre essa região.

O modelo NCAR-PCM1 apresenta correlações negativas em várias regiões do domínio avaliado, mostrando que o mesmo não representa adequadamente a sazonalidade sobre a maior parte do NEB.

Os modelos BCCR-BCM2.0, CCCMA-CGC M3.1, CCCMA-CGCM3.1.T63, CNRM-CM3, CSIRO-MK3.0, CSIRO-MK3.5, IAP-FGOALS-G1.0, INM-CM 3.0, CONS-ECHO-G, MPI-ECHAM5, MRI CGCM 2.3.2ª, UKMO-HADCM3 e UKMO-HADGEM1 apresentaram correlações superiores a 0,8 em várias regiões do domínio avaliado. Isso indica que estes modelos capturam bem a sazonalidade da precipitação sobre a região.

Na figura 5 é mostrado o erro quadrático percentual obtido pelos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA no período de 1901 a 1999.

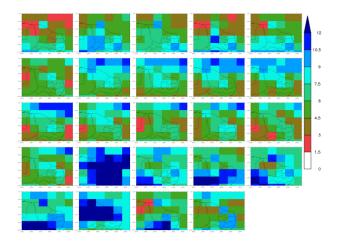


Figura 5 – RMSE\_PC dos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA.Modelos do IPCC na seguinte sequência da esquerda para a direita e de cima para baixo: BCCR-BCM2.0, CCCMA-CGCM3.1, CCCMA-CGCM3.1.T63, CNRM-CM3, CSIRO-MK3.0, CSIRO-MK3.5, GFDL-CM2.0, GFDL-CM2.1, NASA-GISS-AOM, NASA-GISS-EH, NASA-GISS-ER, IAP-FGOALS-G1.0, INGV-SXG2005, INM-CM3.0, IPSL-CM4, NIES-MIROC3.2-HIRES, NIES-MIROC3.2-MEDRES, CONS-ECHO-G, MPI-ECHAM5, MRI-CGCM2.3.2A, NCAR-CCSM3.0, NCAR-PCM1, UKMO-HADCM3 e UKMO-HADGEM1.

Os modelos BCCR-BCM2.0, CNRM-CM3 e IPSL-CM4 apresentaram campos com menores RM-SE\_PC em praticamente todo domínio, enquanto os modelos NIES-MIROC3.2-MEDRES, NCAR-CCSM3.0 e NCAR-PCM1 apresentaram RMSE\_PC superior a 10% em várias regiões, o que indica que estes modelos possuem dificuldade de representar a contribuição percentual dos meses nas precipitações anuais.

Na figura 6 é mostrado o índice de AVAL obtido pelos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA no período de 1901 a 1999 para as caixas de grade de dimensão 2°x2°. Destacam-se os modelos BCCR-BCM2.0, CCCMA-CGCM3.1, CCCMA-CGCM3.1.T63, CNRM-CM3, CSIRO-MK3.0IPSL-CM4, INGV-SXG2005 e UKMO-HADGEM1 que obtiveram valores superiores a 0,8 em vários pontos do domínio. Os modelos CSIRO-MK3.5 e NCAR-PCM1 obtiveram valores inferiores a 0,5 na maioria dos pontos da região avaliada.

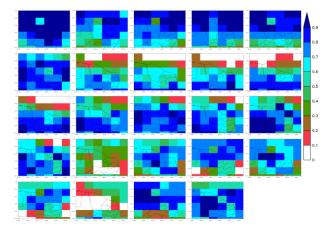


Figura 6 – AVAL dos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA, considerando  $\alpha_{\rm r}=\alpha_{\rm c}=0,5.$ Modelos do IPCC na seguinte sequência da esquerda para a direita e de cima para baixo:BCCR-BCM2.0, CCC-MA-CGCM3.1, CCCMA-CGCM3.1.T63, CNRM-CM3, CSIRO-MK3.0, CSIRO-MK3.5, GFDL-CM2.0, GFDL-CM2.1, NASA-GISS-AOM, NASA-GISS-EH, NASA-GISS-ER, IAP-FGOALS-G1.0, INGV-SXG2005, INM-CM3.0, IPSL-CM4, NIES-MIROC3.2-HIRES, NIES-MIROC3.2-MEDRES, CONS-ECHO-G, MPI-ECHAM5, MRI-CGCM2.3.2A, NCAR-CCSM3.0, NCAR-PCM1,UKMO-HADCM3 e UKMO-HADGEM1.

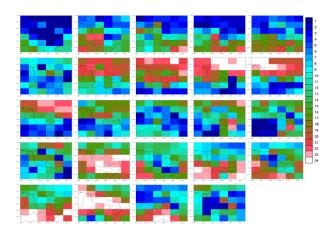


Figura 7 – Classificação espacial dos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA, considerando  $\alpha_r = \alpha_c = 0.5$ . Modelos do IPCC na seguinte sequência da esquerda para a direita e de cima para baixo: BCCR-BCM2.0, CCCMA-CGCM3.1, CCCMA-CGCM3.1.T63, CNRM-CM3, CSIRO-MK3.0, CSIRO-MK3.5, GFDL-CM2.0, GFDL-CM2.1, NASA-GISS-AOM, NASA-GISS-EH, NASA-GISS-ER, IAP-FGOALS-G1.0, INGV-SXG2005, INM-CM3.0, IPSL-CM4, NIES-MIROC3.2-HIRES, NIES-MIROC3.2-MEDRES, CONS-ECHO-G, MPI-ECHAM5, MRI-CGCM2.3.2A, NCAR-CCSM3.0, NCAR-PCM1,UKMO-HADCM3 e UKMO-HADGEM1.

O modelo UKMO-HADCM3, apesar de apresentar valores de AVAL superiores 0,8 no norte do NEB mostra valores inferiores a 0,2 no sul da região analisada.

Na figura 7 é mostrada a classificação dos modelos do IPCC em relação à climatologia da análise CRU/NOAA no período de 1901 a 1999 nas caixas de grade de 2°x2°. Os modelos BCCR-BCM2, CNRM-CM3, IPSL-CM4 e UKMO-HADGEM1 , obtiveram em geral as melhores colocações. Em contraste, os modelos CSIRO-MK3.5 e NCAR-PCM1 obtiveram colocações inferiores a vigésimo na maior parte do domínio.

# **CONCLUSÕES**

Os modelos globais do IPCC apresentam correlações elevadas em relação à climatologia observada no período de 1901 a 1999 para região Nordeste Setentrional do Brasil, mostrando que os modelos são capazes de capturar os padrões de variações sazonais.

Quanto ao erro quadrático médio percentual, a maioria dos modelos aponta valores elevados espacialmente, o que indica que os modelos possuem dificuldade de quantificar os padrões de chuva sobre o Nordeste Setentrional brasileiro.

A maioria dos modelos possui dificuldade em representar a pré-estação, superestimando o valor observado e a pós-estação, subestimando-o. Isto fica evidente na média dos modelos que, de novembro a fevereiro, apresenta valores acima do observado e que, de junho a agosto, apresenta valores abaixo do observado. Essa dificuldade pode estar associada ao espaçamento de grade dos modelos do IPCC, que possuem uma resolução grosseira e não são capazes de reproduzir os padrões de variação dos fenômenos de mesoescala e os efeitos da circulação atmosférica local nesses períodos.

Quanto à climatologia dos modelos IPCC algumas observações são destacadas:

- A avaliação feita com os dados médios sobre a área delimitada na Figura 1 apontou o modelo Japonês MRI-CGCM2.3.2 como aquele com mais altos valores de AVAL, seguido pelos modelos BCCR-BCM2.0 (Norueguês) e CNRM-CM3 (Francês);
- O modelo NCAR-PCM1 n\u00e3o representa adequadamente a climatologia m\u00e9dia da

- precipitação sobre o Nordeste Setentrional brasileiro;
- Os modelos MPI-ECHAM5, MIUB-ECHO-G
  e GISS-AOM apresentaram correlações ligeiramente inferiores aos demais, dessa
  forma mostram-se inferiores aos outros modelos IPCC na representação da climatologia média sobre a região;
- Os modelos CSIRO-MK3.5 e MIROC3.2-MEDRES apesar de apresentarem correlações superiores a 0,90, apresentaram RM-SE\_PC superior a 4%, mostrando dificuldade em quantificar as chuvas mensais sobre a região estudada.

Em geral, os modelos mostram dificuldade de representação do ciclo anual da precipitação sobre o leste do NEB, com correlações inferiores às demais regiões do domínio. Espacialmente, os modelos BCCR-BCM2, CNRM-CM3, IPSL-CM4 e UK-MO-HADGEM1 obtiveram avaliação superior aos demais. O modelos NCAR-PCM1 mostra-se inadequado para representação dos padrões de variação sazonal do século XX sobre o NEB.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por financiamento concedido através dos projetos "Modelagem Climática Regional (Downscaling) e Suas Aplicações Em Energias Renováveis" (MOREA, Processo 555675/2010-6, Edital 05/2010), "Downscaling de Mudanças Climáticas para o Nordeste Brasileiro" (DOMINÓ, Processo 482378/2010-7, Edital 14/2010) e à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), por financiamento concedido através do projeto "Mudanças Climáticas, Variabilidade Climática e seus Impactos no Semi-Árido: Recursos Hídricos, Energias Renováveis, Ambiente e Agricultura" (MUVUCA, Edital 09/2010 PRO-NEM/CNPq/FUNCAP).

## REFERÊNCIAS

ALBURQUERQUE, I. F.; FERREIRA, J. N.; SILVA, M. G.; DIAS, M. F. *Tempo e clima no Brasil.* São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p. 280.

COMPO, G. P.; WHITAKER, J. S.; SARDESHMUKH, P. D. Feasibility of a 100 year reanalysis using only surface pressure data. *Bulletin of the American Meteorological Society*, Boston, v. 87, n. 2, p. 175-190, 2006.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2007*: the physical science basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2007a. 18 p.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2007*: impacts, adaptation and vulnerability. Cambridge: Cambridge University Press, 2007b. 23 p.

MARENGO, J. A.; SOARES, W. R. Impacto das mudanças climáticas no Brasil e Possíveis Cenários Climáticos: síntese do terceiro relatório do IPCC de 2001. In: CLIMA e recursos hídricos. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos/FBMC-ANA, 2003. cap. 6, p. 209-233.

MARENGO, J. A., VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. *Revista Multiciência*, Campinas, n. 8, p. 5-28, maio 2007.

MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. Uma revisão da dinâmica das chuvas no Nordeste Brasileiro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, Rio de Janeiro, v. 17, n. 1, p. 1-10, 2002.

NEW, M.; HULME, M.; JONES, P. D. Representing twentieth century space-time climate variability. Part 1: development of a 1961-90 mean monthly terrestrial climatology. *Journal of Climate*, Boston, v. 12, p. 829-856, 1999.

NEW, M.; LISTER, D.; HULME, M.; MAKIN, I. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research*, Silver Spring, v. 21, p. 1-25, May 2002.

NOBRE, C. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança no clima. In: BRASIL. Presidência da Republica. Núcleo de Assuntos Estratégicos. *Mudança do clima*: negociações internacionais sobre a mudança do clima. Brasília: Núcleo de Assuntos Estratégicos da Presidência da Republica. Secretaria de Comunicação de Governo e Gestão Estratégica, 2005. v. 1 pt. 2, p. 147-216.

SOUZA FILHO, F. A. Variabilidade e mudança climática nos Semi-Áridos brasileiros. In: TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. (Org.). *Clima e recursos hídricos no Brasil.* Porto Alegre: AB-RH, 2003. p. 77-111. (Coleção ABRH, v. 9).

SOUZA FILHO, F. A.; MOURA, A. D. *Memórias do Seminário Natureza e Sociedade nos Semi-Áridos.* Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil; Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2006. 332 p.

UVO, C. R. B.; NOBRE, C. A. A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e sua relação com a precipitação da região norte do Nordeste brasileiro. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE METEOROLOGIA, 2., 1987, Buenos Aires, AR. *Anais...* Buenos Aires, 1987. p. 6.9.1-6.

WHITAKER, J. S.; COMPO, G. P.; WEI, X.; HAMILL, T. N. Reanalysis without radiosondes using ensemble data assimilation. Monthly. *Weather Review*, v. 132, p. 1190-1200, May 2004.

WILKS, D. S. *Statistical methods in the atmospheric sciences*: an introduction. San Diego: Academic Press, 1995. 467 p.

# Precipitation Seasonality in the Northern Northeast of Brazil in the IPCC-AR4 Simulations

### **ABSTRACT**

The global models of the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report (IPCC-AR4) are evaluated for the representation of precipitation seasonality in the Northern Northeast of Brazil for the 1901-1999 period. This evaluation is performed using data from the Climatic Research Unit (CRU) and the 20th Century Reanalysis V2 of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). A performance index based on measures of correlation and mean squared error is proposed for evaluation and ranking of the models. Most models provide correlations exceeding 0.85 and mean squared error less than 5% compared to the percentage of monthly rainfall of the climatology averaged over the region. According to the evaluation using the proposed performance index, models MRI-CGCM2.3.2 (Japanese) and BCCR-BCM2.0 (Norwegian) provide the best representations for the precipitation seasonality in the region.

Key-words: Precipitation; Northern Northeast

# Chuvas Intensas em Localidades do Estado de Pernambuco

# Bruno Marcionilo Silva; Suzana Maria Gico Lima Montenegro; Fernandha Batista da Silva; Paulo Frassinete de Araújo Filho

Universidade Federal de Pernambuco bsilva@projetecnet.com.br; suzanam@ufpe.br; fernandha.batista@gmail.com; pfaf@ufpe.br

Recebido: 06/04/11 - revisado: 08/09/11 - aceito: 01/03/12

## **RESUMO**

As equações de chuvas intensas são essenciais no processo de erosão e drenagem urbana e rural de águas pluviais, apresentando grande importância para os projetos de hidráulica dos centros urbanos e sistemas de drenagem agrícola que necessitam definir a chuva de projeto para estimar a vazão de projeto. Em função da pouca quantidade de informações no estado de Pernambuco quanto às equações de chuvas intensas, este trabalho tem como objetivo principal a determinação das relações IDF para algumas localidades representativas da variabilidade climática no estado. Para isso, foram utilizadas 12 estações pluviográficas e 11 estações pluviométricas, com séries históricas de 8 a 14 anos de registros e séries de 10 a 34 anos de observações, respectivamente. Foram também verificadas a validação das equações geradas por dados pluviográficos e pluviométricos, objetivando avaliar a qualidade das curvas IDF oriundas de dados pluviométricos. O critério adotado para o estabelecimento das séries históricas foi o de séries anuais. Na análise de freqüência das séries anuais foram aplicados o modelo de distribuição de Gumbel e o de Weibull, tendo o segundo apresentado, na maioria dos casos estudados, os melhores ajustes com o teste de Kolmogorov-Smirnov ao nível de significância de 5% e com R² variando de 0,9199 a 0,9907. As equações geradas por meio de registros pluviométricos apresentaram bons ajustes, com R² variando de 0,9700 a 0,9990, em comparação com as relações IDF obtidas com dados de pluviômetro.

Palavras-Chave: Precipitação, relações IDF, drenagem urbana; drenagem agrícola.

## INTRODUCÃO

O conhecimento da equação que relaciona intensidade, duração e frequência (IDF) da precipitação pluviométrica representa grande importância para os projetos de obras hidráulicas, tais como galerias de águas pluviais, bueiros, sarjetas, reservatórios de detenção em áreas urbanas, vertedores de barragens e sistemas de drenagem agrícola em áreas rurais, que necessitam definir a vazão de projeto em função da chuva de projeto. Além disso, no meio rural, o conhecimento das características das chuvas intensas é de grande importância, uma vez que a sua intensidade é fator expressivo no processo de erosão do solo (Reyes et al., 1993). Como geralmente não se dispõe de registros fluviométricos em pequenas e médias bacias para os projetos de drenagem, é necessário estimar as vazões de projeto com base na série histórica dos dados de chuvas de pequena duração e intensidade elevada, também conhecidas como chuvas intensas. Portanto, a determinação da equação de chuvas intensas é de fundamental importância para os engenheiros projetistas de obras

de drenagem (Fendrich, 1999). A equação de chuvas intensas também é um instrumento importante para uma Política de Drenagem Urbana e Rural, nas áreas de conhecimento da sociologia, quanto aos aspectos sócio-econômicos de uma comunidade (custo da obra relacionado com o período de retorno escolhido para um projeto), e da hidrologia estatística, no que diz respeito ao risco hidrológico (escolha do tempo de recorrência) e na determinação das chuvas de projeto.

No Agreste do Estado de Pernambuco é comum a existência de áreas destinadas à agricultura que possuem condições desfavoráveis de drenagem natural e que necessitam de um controle de irrigação e de drenagem eficientes. Além disso, nas áreas de sequeiro (culturas que dependem das condições climáticas, fundamentalmente das chuvas, da sua quantidade, intensidade e distribuição), como no caso do município de Pesqueira com ocorrência de solos rasos, podem ocorrer inundações durante o período de grandes chuvas ou em casos de excesso de irrigação, o que apresenta a possibilidade de salinização, o que vem a ser um fator de grande

importância para o controle de drenagem da área irrigada (Batista et al.,2002).

Em decorrência da grande dificuldade na obtenção de dados pluviográficos, a maioria dos estudos de chuvas intensas possui séries de extensão inferior àquelas recomendadas pela Organização Mundial de Meteorologia (OMM), que é de 30 anos (Silva et al., 2002). Por outro lado, no Brasil, existe uma vasta rede pluviométrica instalada principalmente para atender ao setor de geração de energia elétrica (Oliveira et al., 2005). Porém existem poucos estudos de chuvas intensas utilizando estes dados no país, conforme Silva et al. (2010).

Assim como na maioria dos estados brasileiros, Pernambuco apresenta limitações referentes a dados disponíveis para a obtenção das equações de chuvas intensas, tanto em termos de densidade da rede pluviográfica, como em relação ao pequeno período de observações disponível. Como o estado de Pernambuco dispõe de poucas informações relativas às equações de chuvas intensas, os projetos de obras hidráulicas acabam por utilizar as informações dos postos pluviográficos mais próximos das localidades onde são realizados os empreendimentos. Contudo, isso pode gerar estimativas pouco confiáveis, em função da grande variabilidade espacial dos dados de precipitação pluviométrica. Assim, o objetivo desse trabalho foi determinar as equações de chuvas intensas (relações IDF) para algumas localidades, dentro do território do estado de Pernambuco, representativas de diferentes zonas fisiográficas.

## REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Pfafstetter (1957) apresentou curvas IDF para 98 estações pluviográficas distribuídas em todo Brasil, utilizando períodos distintos e séries com tamanhos diferentes, como por exemplo, inferiores a três anos. A importância desse trabalho deve-se ao pioneirismo no assunto e pela grande área de abrangência. Posteriormente, Denardin & Freitas (1982), a partir dos gráficos apresentados por Pfafstetter (1957) e utilizando regressão linear múltipla, estabeleceram equações de chuvas intensas para 80 estações pluviográficas, distribuídas pelo País.

Robaina (1996) testou o desempenho de um modelo desenvolvido para estimar chuvas intensas com durações menores do que 24 horas no Estado do Rio Grande do Sul, usando dados de chuvas coletados por pluviômetros. A expressão matemática para desagregação da chuva foi obtida com base na expressão fornecida por Pfafstetter (1957). O modelo mostrou ser adequado, uma vez que os desvios máximos foram em torno de 15%, quando as chuvas estimadas foram comparados com as observadas em 32 localidades desse Estado.

Fendrich (2003) determinou as equações de chuvas intensas para 31 estações no estado do Paraná, utilizando séries que possuíam períodos de 10 a 37 anos de dados, com exceção da estação de Curitiba-Prado Velho (PUC), com somente oito anos de dados. Até o ano de 1985 existiam apenas três relações IDF e, no período de 1986 a 1998, foram determinadas 31 relações IDF para o estado do Paraná, que enriqueceram a cobertura espacial do Estado.

Costa & Brito (1999) determinaram 17 equações de chuvas intensas distribuídas pelo estado de Goiás, atingindo ainda o sul de Tocantins, utilizando o método da estação-ano para chegar ao ajuste de sete parâmetros, onde se distinguem os parâmetros que descrevem características locais daqueles que possuem abrangência regional.

Silva et al. (1999) ajustaram modelos de distribuição aos dados de 13 estações pluviográficas localizadas no Rio de Janeiro e Espírito Santo. Além disso, foram estimados e espacializados os parâmetros da equação IDF para ambos os estados. Com a espacialização, os valores de chuvas intensas poderão ser obtidas para qualquer localidade do Rio de Janeiro e Espírito Santo.

Martinez Junior (1999) definiu 21 equações de chuvas intensas para localidades situadas em regiões do estado de São Paulo onde não havia tais funções. Além disso, atualizou 9 equações de chuvas em locais que já contavam com equações anteriormente elaboradas.

Silva et al. (2002) analisaram 19 estações pluviográficas no estado da Bahia para ajustar distribuição de probabilidade aos dados de chuvas intensas. No estudo, foram testados as distribuições: Gumbel, Log-Normal a dois e três parâmetros, Pearson e Log-Pearson III.

Silva et al.(2003) ajustaram modelos teóricos de probabilidade a dados de chuvas intensas e estabeleceram as relações IDF para 10 estações pluviográficas localizadas no estado de Tocantins.

Oliveira et al. (2005) obtiveram relações IDF para algumas localidades dos Estados de Goiás e Distrito Federal empregando-se a metodologia de desagregação de chuvas diárias. As relações geradas com essa metodologia apresentaram desvios relativos médios que variaram de -1,6 a 43,9%, para algumas localidades, limitando sua utilização nos locais onde não se ajustaram as equações de regressão. Oliveira et al. (2008) ampliaram os estudos no Esta-

do de Goiás, passando a utilizar também os métodos de isozonas e Bell para alguns municípios do Estado de Goiás; o método de Bell mostrou-se adequado na estimativa das precipitações máximas de curta duração.

Nhat et al.(2006) geraram curvas IDF para sete regiões na área de monção do Vietnam e propuseram uma fórmula para a IDF generalizada usando profundidade e período de retornos base para o Red River Delta do Vietnam.

Damé et at. (2006) verificaram o desempenho das estimativas de valores de IDF, utilizando o Método das Relações (MR) para desagregar a chuva diária e obter a IDF, para cinco cidades do Rio Grande do Sul (Bagé, Pelotas, Rio Grande, Santa Maria e Santa Vitória do Palmar).

Mailhot et al.(2007) avaliaram como os eventos extremos de chuva serão modificados em um clima futuro devido ao aquecimento global, através de uma análise das simulações do Canadian Regional Climate Model (CRCM) de dados históricos (1961-1990) e futuros (2041-2070) propondo curvas IDF para os dados atuais e futuros.

Moruzzi et al.(2009) também utilizaram o método da relação entre durações para desenvolver a equação IDF do município de Rio Claro – SP e a compararam com a IDF gerada por dados pluviográficos de Piracicaba – SP obtendo R² maior que 0,98. O modelo de Gumbel foi o que melhor se ajustou para a maior parte das combinações entre estações pluviográficas e durações estudadas.

Até o presente, as equações de chuvas intensas utilizadas no estado de Pernambuco foram obtidas de postos localizados em Igarassu, Recife, Nazaré da Mata e Olinda. As equações de Nazaré da Mata e Olinda foram determinadas por Pfafstetter (1957), no seu trabalho de Chuvas Intensas no Brasil. A equação de chuvas intensas aplicável a toda Região Metropolitana do Recife foi determinada, em 1997, após a apresentação da proposta do Plano Diretor da Macrodrenagem da Região Metropolitana da Cidade do Recife em 1985 pela Acquaplan Estudos e Projetos.

# MATERIAIS E MÉTODOS

## Base de dados

Neste trabalho foram utilizados os dados das estações pluviográficas disponíveis para o estado de Pernambuco, pertencentes à antiga Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE, perfazendo 12 postos pluviográficos (Tabela 1), com séries históricas de 8 a 14 anos de observações, abrangendo o período de 1965 a 1995. Para determinação de equações IDF por meio de dados pluviométricos, foram utilizados os dados dos postos existentes no banco de dados da Agência Nacional de Águas – ANA, perfazendo 11 postos (Tabela 1). O mapa do estado de Pernambuco com a localização das estações pluviográficas e pluviométricas é apresentado na Figura 1. Tais estações possuem a mesma localização dos postos pluviográficos, com exceção de Fernando de Noronha, uma vez que não havia registro de dados pluviométricos na ANA. O objetivo da escolha dos postos pluviométricos é de realizar uma análise comparativa com as equações geradas por meio dos dados pluviográficos.

Tabela 1 - Estações pluviográficas selecionadas

Estação	Código do Posto	Nº de Anos pluvi <u>ó</u> gra- fo	Nº de Anos pluvi <u>ô-</u> metro
Araripina (São Gonçalo)	3758187	10	34
Belo Jardim	3867613	11	13
Bezerros	3868453	09	10
Custódia	3864271	11	26
Fernando de Noronha	82400	8	-
Jutaí	3779257	10	27
Salgueiro	3861178	10	40
Serra Talhada	3853943	11	18
Serrolân- dia(IPubi)	3749865	11	15
Tabira	3854193	10	13
Triunfo	3853682	09	46
Vertentes	3858805	14	24

Como as estações pluviográficas da SUDE-NE não apresentam períodos de dados coincidentes, não foi adotado um período base para todas as estações. Por isso, na determinação das equações de chuvas intensas, todos os dados disponíveis de cada estação foram utilizados, aumentando assim, o tamanho da série de máxima precipitação anual para cada duração.



Figura 1 - Mapa de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco com a localização das estações pluviográficas.

## Obtenção das séries históricas dos pluviógrafos

Após a obtenção dos dados digitalizados da SUDENE, foi realizada uma análise para coleta de precipitações máximas diárias, por meio de um aplicativo matemático desenvolvido para esse fim, visando a obtenção das séries de máximas anuais e considerando critérios como: (1) analisar todos os pluviogramas que apresentarem altura de precipitação superior a 15 mm, durante 24h; (2) duas ou mais chuvas ocorridas durante um intervalo de 24 h são consideradas como uma única chuva; (3) seleção de chuvas intensas com durações de 5, 10, 20, 30, 60, 120, 180, 360, 720 e 1440 minutos que excedam as alturas de 8, 10, 15, 20, 25, 30, 33, 40, 47, 55mm, respectivamente; (4) chuvas em que a precipitação total foi suficiente para mostrar valores médios significativos para períodos maiores que a duração real da chuva, devem ser consideradas como chuvas com durações maiores, isto é, uma precipitação de 57 mm ocorrida durante 720 min também poderá ser considerada uma chuva máxima de 57 mm para duração de 1440 min; (5) os anos com mais de três intervalos de tempo sem valores de alturas pluviométricas correspondentes serão eliminados e os anos com até três intervalos de tempos sem altura de pluviometria correspondente, terão seus valores preenchidos com o mínimo para tais intervalos; (6) foram utilizados os períodos de retorno de 2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos. Tais critérios foram adotados seguindo como referência Fendrich (2003), Wilken (1978) e Pfafstetter (1957).

## Obtenção das séries históricas dos pluviômetros

Para o caso dos postos pluviométricos, fez-se a seleção das alturas pluviométricas máximas anuais

com duração de 24 horas. Após isso, por meio da metodologia de desagregação de chuvas diárias para tempos menores (CETESB, 1986) foram determinadas as alturas máximas correspondentes aos valores mínimos de chuvas intensas (durações de 5, 10, 20, 30, 60, 120, 180, 360, 720 e 1440 minutos que excedam as alturas de 8, 10, 15, 20, 25, 30, 33, 40, 47, 55 mm, respectivamente), gerando as séries de máximas precipitações anuais para cada duração. Também foram utilizados os períodos de retorno de 2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos. Os valores das alturas pluviométricas mínimas de chuvas intensas consideradas neste trabalho foram escolhidos em função de outros estudos de chuvas intensas realizadas no Brasil. Como critérios para os referidos valores, foram adotados as menores alturas pluviométricas propostas por diversos autores, objetivando representar melhor o clima da Região Nordeste, visto que tais valores são de regiões do sul do Brasil. Observa-se que, para se utilizar os mesmos intervalos de duração das séries com dados de pluviogramas, foi necessário fazer ajustes das relações propostas por CE-TESB (1986). Tais ajustes referem-se à retirada de alguns intervalos e o acréscimo de outros, por meio de interpolação linear. Além disso, para converter a chuva de 1 dia para chuva de 24 horas, ao invés de utilizar o valor de 1,14 proposto em CETESB (1986) e que corresponde à cidade de São Paulo, optou-se por usar o valor de 1,10 obtido por Torrico (1974) para o Brasil, que além de ser um fator de ordem nacional, apresenta uma proximidade mais realista com o clima do estado de Pernambuco.

## Análise de frequência das chuvas

O critério adotado para o estabelecimento das séries foi o de séries anuais. A escolha por utili-

zar as séries anuais, descartando a possibilidade de utilização das séries parciais, foi em função do número de dados de chuvas máximas anuais para cada intervalo de tempo obtido com as estações pluviográficas selecionadas, que apresentaram um mínimo de 10 anos de dados (exceto Bezerros, Triunfo e Fernando de Noronha), conforme tabela 1, visto que ambas as séries contemplam, praticamente, os mesmos resultados para períodos de retorno iguais ou superiores que 10 anos, conforme CETESB (1986). Além disso, de acordo com a literatura, observa-se que trabalhos sobre chuvas intensas, em regiões brasileiras, utilizaram-se das séries anuais, mesmo nos casos onde algumas estações possuíam período de dados menores de 10 anos, tais como: Fendrich (2003), Martinez Júnior (1999), Silva et al. (1999). Como parte das vazões de projetos (de um córrego, bueiro, canal de macrodrenagem, reservatórios e etc.) possui período de retorno maior que 10 anos, optou-se por utilizar a metodologia de séries de durações anuais, visto que as séries parciais fornecem resultados mais consistentes apenas para períodos de retorno inferiores a 5 anos.

A análise de freqüência das séries anuais foi realizada aplicando-se a distribuição de Gumbel e a distribuição de Weibull. Tais modelos foram escolhidos em função de sua aplicabilidade em outros trabalhos sobre chuvas intensas realizados em todo o território nacional, principalmente a distribuição de Gumbel, que segundo Naghettini (2007) é a distribuição extrema mais usada na análise de freqüência de variáveis hidrológicas, com inúmeras aplicações na determinação de relações IDF de chuvas intensas e estudos de vazões de enchentes.

## Validação dos ajustes das distribuições aplicadas

Para avaliar a qualidade dos ajustes das distribuições estatísticas foram utilizados o coeficiente de determinação (R2) e o teste de aderência de Kolmogorov-Sminorv (equações 1 e 2, respectivamente). Para auxiliar na avaliação, também foram utilizadas os seguintes critérios estatísticos: o coeficiente de ajuste (CA) e o coeficiente de massa residual (CMR) (equações 3 e 4, respectivamente), onde serão considerados Mi aos valores calculados pelos modelos e T<sub>i</sub> aos valores observados das séries históricas. O coeficiente de determinação R2 determina a proporção da variância nos valores experimentados que podem ser atribuídos aos observados. O Teste de Kolmogorov-Smirnov (DN) avalia a distância máxima entre os resultados de uma distribuição a ser testada e os valores associados à distribuição hipoteticamente verdadeira. O nível de significância utilizado para validar os modelos, em todas as estações foi de 5% ( $\alpha$ = 0,05). O coeficiente de ajuste descreve a razão entre a dispersão dos valores observados e os calculados teoricamente, e deverá tender a um, ocorrendo quando há igualdade entre os valores observados e calculados. O valor do coeficiente de massa residual tende a zero, na ausência de desvios sistemáticos entre os valores observados e calculados, podendo indicar a superestimação (C-MR>0) ou a subestimação (CMR<0) dos valores estimados pelas distribuições teóricas de probabilidade. As equações seguintes descrevem os parâmetros estatísticos utilizados na análise.

$$R^{2} = \frac{[n(\Sigma Mi \cdot Ti) - \Sigma Mi \Sigma Ti]^{2}}{[n\Sigma Ti^{2} - (\Sigma Ti)^{2}][n\Sigma Mi^{2} - (\Sigma Mi)^{2}]}$$
(1)

$$D_N = \sup_{-\infty < i < \infty} |F_N(Ti) - Mi|, \text{ onde}$$

$$F_{N}(Ti) = \frac{i}{N} e \quad 1 \le i \le N$$
(2)

$$CA = \frac{\sum (Mi - \overline{M})^2}{\sum (Ti - \overline{M})^2}$$
(3)

$$CMR = \left\lceil \frac{\sum Mi - \sum Ti}{\sum Mi} \right\rceil \tag{4}$$

Os resultados obtidos nos coeficientes de ajuste serviram para escolher a melhor distribuição de extremo que irá servir para determinar os coeficientes da equação empírica de chuva intensa de cada posto.

## Forma geral da equação de chuvas intensas

A equação utilizada neste estudo para relacionar intensidade, duração e freqüência da precipitação pluviométrica apresenta a seguinte forma geral (Villela e Mattos, 1975).

$$i = \frac{K \times T_r^a}{(t+b)^c} \tag{5}$$

Em que:

i - intensidade máxima média de chuva, mm/h;

T<sub>r</sub> - período de retorno, anos;

t - duração da chuva, min;

K, a, b, c - parâmetros empíricos que dependem da estação pluviográfica.

Para determinação dos parâmetros empíricos foram utilizadas duas metodologias, sendo elas: Regressão Linear por meio dos mínimos quadrados e a Regressão Não-Linear.

Para aplicação da regressão linear, a equação 5 foi linearizada através da aplicação dos logaritmos.

Para escolha do parâmetro "b" foi aplicado o método dos mínimos quadrados, que transforma as curvas obtidas, para cada tempo de recorrência, em uma reta, com o intuito de obter um valor inicial "b", segundo Wilken (1978). O valor de "b", para um dado posto, foi ajustado conforme o que proporcionar maior coeficiente de determinação (R2) da correlação linear entre log i e log (t+b) para todos os períodos de retorno. Utilizando os gráficos das curvas, escolhe-se o valor de "b" que apresente o melhor coeficiente de determinação (R2) para as retas obtidas. O valor médio de "c" é então calculado, através da média entre os valores encontrados em cada reta de cada período de retorno estudado, enquanto os valores de "logA" servem para determinação das constantes "a" e "K". De modo semelhante, os valores de logA, anteriormente obtidos, e log-T<sub>r</sub> são correlacionados para determinação dos valores de "a" e "K" da reta de regressão. No caso da regressão não-linear, utilizou-se o software LAB-FIT\* Ajuste de Curvas V7.2.19 (Silva et al., 2004) desenvolvido pela Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, tendo como dados de entrada a equação 5 e os valores de intensidade de precipitação máxima obtidos na análise de frequência.

# Validação das equações de chuvas intensas

O ajuste das equações de chuvas intensas foi realizado com os mesmos critérios utilizados na análise das séries anuais de máximas precipitações diárias, com exceção do Teste de Kolmogorov-Smirnov.

Além disso, para auxiliar o trabalho de validação, foi calculado o Erro Padrão da Estimativa (EPE) para cada período de retorno e para cada localidade (equação 6). Tal critério estatístico fornece indicação do grau de precisão dos modelos utilizados para determinação da equação de chuvas intensas por meio da comparação entre valores de intensidade fornecidos pelo melhor ajuste de distribuição (Gumbel ou Weibull) e os valores obtidos por meio dos parâmetros determinados através de Regressão Linear ou Não-Linear. A equação indica

bom ajuste dos parâmetros caso o EPE apresente valores baixos.

EPE = 
$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N} ((Ic - Io)/Io)^2}{N}}$$
 (6)

onde:

EPE = Erro Padrão da Estimativa;

Ic = intensidade (mm/h) calculada por meio da equação IDF determinada;

Io = intensidade (mm/h) extraída do melhor ajuste de distribuição;

N= número de durações.

Além da validação das relações de IDF, foram realizadas comparações entre as equações determinadas por meio de dados das estações pluviográficas e pluviométricas. Por meio do coeficiente de determinação, do coeficiente de ajuste, do coeficiente de massa residual e do erro padrão da estimativa, foram verificadas as comparações entres as equações, com o intuito de avaliar a qualidade das curvas IDF geradas por postos pluviométricos.

Segundo Villela e Mattos (1975) e Oliveira e Pruski (1996), na seleção do  $T_r$  para estimativa da intensidade máxima média de precipitação empregada na elaboração de projetos de drenagem de superfície, devem-se considerar os custos da obra, o grau de risco, a vida útil da obra, o tipo de estrutura e a facilidade de reparo e ampliação da obra. Para projetos hidroagrícolas, Pruski (1993) recomenda um  $T_r=10$  anos. Com base nesta recomendação, foram realizadas comparações entre as equações para o período de retorno igual a 10 anos e diferentes durações de chuvas (5, 10, 20, 30, 60, 120, 180, 360, 720 e 1440 minutos).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para as estações pluviográficas estudadas, de acordo com o coeficiente de determinação, com o teste de Kolmogorov-Smirnov ao nível de significância de 5% e com o auxílio de dois critérios estatísticos o coeficiente de ajuste (CA) e o coeficiente de massa residual (CMR), a distribuição de probabilidade de Weibull foi a que melhor se ajustou a todas as séries de intensidade máximas médias anuais. Os coeficientes de determinação, utilizando a distribuição Weibull, apresentaram variação de 0,9199 a

0,9676 e os critérios estatísticos CA e o CMR apresentaram variações de 0,8458 a 1,0382 e -0,2478 a - 0,0494, respectivamente.

Os resultados encontrados com a análise de freqüência das séries de máximas anuais de precipitação mostraram que, apesar de a distribuição de Gumbel ser bastante utilizada em estudos de chuvas intensas no Brasil e apresentar melhores ajustes em comparação com outros modelos, a distribuição de Weibull também apresenta bons ajustes aos dados das amostras.

No que se refere à análise de frequência das séries anuais com dados pluviométricos, a distribuição de probabilidade de Gumbel apresentou melhores ajustes para as estações de Belo Jardim, Serrolândia e Vertentes, enquanto que o modelo de Weibull mostrou-se melhor para as séries anuais dos postos de Araripina, Bezerros, Custódia, Jutaí, Salgueiro, Tabira e Triunfo. O maior coeficiente de determinação, que pertence ao ajuste com a distribuição de Weibull, foi obtido com os dados amostrais da série anual do posto de Salgueiro, sendo seu valor igual a 0,9907. Além disso, o menor coeficiente de determinação obtido para uma das distribuições validadas teve seu valor igual a 0,9408, pertencendo ao modelo de Weibull que se ajustou aos dados da estação de Bezerros. Portanto, a distribuição de Weibull apresentou um bom ajuste principalmente nas séries geradas pelos dados pluviográficos.

# Equação da chuva intensa obtida por meio de dados pluviográficos

A tabela 2 apresenta os resultados encontrados dos parâmetros utilizando as metodologias da regressão linear por meio dos mínimos quadrados e a regressão não-linear, além de informar os valores do coeficiente de determinação e o erro padrão da estimativa para os dados pluviográficos. De acordo com as respostas obtidas e apresentadas nesta tabela, verificou-se que, em todos os casos, a metodologia de regressão não-linear foi melhor que o ajuste realizado inicialmente por meio da regressão linear. Observa-se que os valores dos parâmetros de ajuste (K, a, b, c) das equações apresentaram alta variabilidade de uma estação para outra. O valor do coeficiente K variou 9,44 % entre os postos de Araripina e Bezerros. Diante do exposto, verifica-se a grande importância da obtenção da equação IDF para diferentes locais. As equações de chuvas intensas determinadas neste trabalho, por meio de dados pluviográficos, apresentaram bons ajustes, com coeficientes de determinação do ajuste acima de 0,940 e com uma variação de 0,942 a 0,998 para os postos de

Vertentes e Serrolândia, respectivamente. As curvas IDF para os períodos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50 e 100 anos dos municípios de Vertentes e Serrolândia estão apresentadas nas figuras 2 e 3.

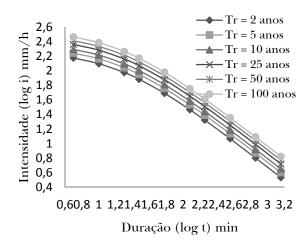


Figura 2 - Curvas IDF de Vertentes Obtidas dos dados Pluviográficos

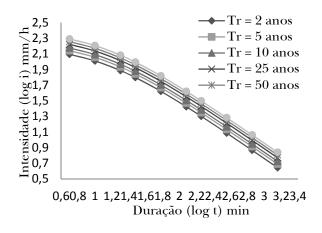


Figura 3 - Curvas IDF de Serrolândia Obtidas dos dados Pluviográficos

# Equação da Chuva intensa obtida por meio de dados pluviométricos

A tabela 3 apresenta as variáveis dependentes da equação de chuvas intensas através dos dados pluviométricos das 11 estações estudadas. Mais uma vez, todas as estações tiveram melhores resultados de ajuste da equação por meio do método de regressão não-linear, sendo o diferencial a sensível variação entre os critérios estatísticos utilizados para escolha

Tabela 2 - Parâmetros da equação de chuva intensa, coeficiente de determinação e erro padrão da estimativa, para a estação pluviográfica.

Estação	Tipo de	Parâmetros	da equação	o IDF		$\mathbb{R}^2$	EPE	Equação Final
	Regressão	K	a	b	С			
Araripi-na	Linear	1109,17	0,197	11,00	0,856	0,968	11,407	$387,23 \times Tr^{0,143}$
	Não Linear	387,230	0,143	0,725	0,609	0,991	5,989	$i = \frac{387,23 \times Tr^{0,143}}{(t+0,725)^{0,609}}$
Belo Jardim	Linear	2472,86	0,120	25,00	0,894	0,992	5,180	$i = \frac{2178,87 \times Tr^{0,123}}{(t+22,834)^{0,875}}$
	Não-Linear	2178,87	0,123	22,83	0,875	0,992	5,161	$(t+22,834)^{0.875}$
Bezerros	Linear	3886,02	0,131	32,00	0,935	0,966	11,532	$i = \frac{4083,64 \times Tr^{0,13}}{(t+31,836)^{0,948}}$
	Não-Linear	4083,64	0,130	31,83	0,948	0,967	11,475	$t = \frac{1}{(t+31,836)^{0.948}}$
Custódia	Linear	4655,86	0,145	33,00	1,022	0,990	6,074	. $3112,238 \times Tr^{0,12}$
	Não-Linear	3112,23	0,122	26,79	0,935	0,992	5,459	$i = \frac{3112,238 \times Tr^{0,12}}{(t+26,796)^{0,935}}$
Fernando de	Linear	1297,21	0,102	18,00	0,786	0,981	6,025	$429,430 \times Tr^{0,092}$
Noronha	Não-Linear	429,430	0,092	4,986	0,565	0,993	4,137	$i = \frac{429,430 \times Tr^{0.092}}{(t+4,986)^{0.565}}$
Jutaí	Linear	2202,41	0,043	18,00	0,862	0,973	14,720	$395,531 \times Tr^{0,133}$
	Não-Linear	395,531	0,133	1,340	0,565	0,996	5,474	$i = \frac{395,531 \times Tr^{0,133}}{(t+1,340)^{0.565}}$
Salgueiro	Linear	3183,60	0,117	26,00	0,902	0,993	5,647	1719,692 × $Tr^{0,11}$
	Não-Linear	1719,69	0,110	16,67	0,795	0,995	4,633	$i = \frac{1719,692 \times Tr^{0,11}}{(t+16,676)^{0,795}}$
Serra Talhada	Linear	5317,06	0,098	40,00	1,016	0,977	7,216	$764.167 \times T_r^{0.76}$
- Lunius	Não-Linear	764,167	0,076	12,87	0,660	0,985	5,671	$i = \frac{764,167 \times Tr^{0,76}}{(t+12,879)^{0,660}}$
Serrolândia	Linear	1758,89	0,117	21,00	0,853	0,994	4,016	$i = \frac{947,444 \times Tr^{0,116}}{(t+11,767)^{0,749}}$
	Não-Linear	947,444	0,116	11,76	0,749	0,998	2,437	$t = \frac{(t+11,767)^{0.749}}{(t+11,767)^{0.749}}$
Tabira	Linear	3893,66	0,118	33,00	0,999	0,977	7,950	$599,973 \times Tr^{0,103}$
	Não-Linear	599,973	0,103	7,628	0,632	0,990	5,182	$i = \frac{599,973 \times Tr^{0,103}}{(t+7,628)^{0,632}}$
Triunfo	Linear	1807,73	0,178	22,00	0,851	0,983	8,919	$559,365 \times Tr^{0,165}$
	Não-Linear	559,365	0,165	5,571	0,624	0,997	3,682	$i = \frac{559,365 \times Tr^{0,165}}{(t+5,571)^{0,624}}$
Vertentes	Linear	1849,84	0,170	18,00	0,910	0,942	15,941	$i = 2282,3 \times Tr^{0,17}$
	Não-Linear	2282,30	0,170	17,91	0,909	0,942	15,915	$i = \frac{2282,3 \times Tr^{0.17}}{(t+17,913)^{0.909}}$

Tabela 3 - Parâmetros da equação de chuva intensa, coeficiente de determinação e erro padrão da estimativa para a estação pluviométrica.

Estação	Tipo de	Parâmetros	da equação	o IDF		$\mathbb{R}^2$	EPE	Equação Final
	Regressão	K	a	b	С			
Araripina	Linear	893,305	0,121	11,000	0,755	0,9983	2,163	$i = \frac{893,442 \times Tr^{0,118}}{(t+10,523)^{0,753}}$
	Não-Linear	893,442	0,118	10,52	0,753	0,9984	2,117	$t = (t+10,523)^{0,753}$
Belo Jardim	Linear	954,993	0,153	10,800	2,000	0,9981	2,699	$i = \frac{981,999 \times Tr^{0,145}}{(t+10,766)^{0.757}}$
	Não-Linear	981,999	0,145	10,76	0,757	0,9983	2,572	(1 110,700)
Bezerros	Linear	783,430	0,186	10,00	0,745	0,9980	2,783	$i = \frac{829,251 \times Tr^{0,189}}{(t+10,587)^{0,754}}$
	Não-Linear	829,215	0,189	10,58	0,754	0,9980	2,743	$t = \frac{1}{(t+10,587)^{0,754}}$
Custódia	Linear	779,830	0,192	10,00	0,747	0,9981	2,673	
	Não-Linear	840,677	0,183	10,53	0,753	0,9984	2,485	$i = \frac{840,677 \times Tr^{0,183}}{(t+10,531)^{0,753}}$
Jutaí	Linear	928,966	0,135	11,000	0,755	0,9977	2,735	$938,416 \times Tr^{0,127}$
	Não-Linear	938,416	0,127	10,523	0,753	0,9979	2,591	$i = \frac{938,416 \times Tr^{0,127}}{(t+10,523)^{0,753}}$
Salgueiro	Linear	660,693	0,231	7,000	0,715	0,9953	4,953	
	Não-Linear	880,321	0,215	10,538	0,753	0,9976	3,533	$i = \frac{880,321 \times Tr^{0,215}}{(t+10,538)^{0,753}}$
Serra Talhada	Linear	870,362	0,147	9,000	0,736	0,9964	3,729	$998.140 \times Tr^{,136}$
	Não-Linear	998,140	0,136	10,525	0,753	0,9970	3,396	$i = \frac{998,140 \times Tr^{.136}}{(t+12,525)^{0.753}}$
Serrolândia	Linear	954,993	0,144	12,000	0,764	0,9981	2,506	
	Não-Linear	936,775	0,144	10,786	0,757	0,9983	2,343	$i = \frac{936,775 \times Tr^{0.144}}{(t+10,786)^{0.757}}$
Tabira	Linear	891,251	0,208	11,500	0,759	0,9961	4,247	$i = \frac{903,074 \times Tr^{0,192}}{0.754}$
	Não-Linear	903,074	0,192	10,581	0,754	0,9970	3,730	$t = \frac{1}{(t+10,581)^{0,754}}$
Triunfo	Linear	1054,387	0,192	12,000	0,764	0,9956	4,904	
	Não-Linear	1030,495	0,176	10,524	0,753	0,9966	4,302	$i = \frac{1030,495 \times Tr^{0,176}}{(t+10,524)^{0,753}}$
Vertentes	Linear	862,979	0,151	10,000	0,745	0,9981	2,564	$925,089 \times Tr^{0,143}$
	Não-Linear	925,089	0,143	10,543	0,754	0,9983	2,431	$i = \frac{925,089 \times Tr^{0,143}}{(t+10,543)^{0,754}}$

da melhor metodologia. Nas duas metodologias, as equações de chuvas intensas apresentaram bons resultados, com coeficientes de determinação acima dos 99%. Neste caso, o Erro Padrão da Estimativa (EPE) auxiliou na escolha dos melhores ajustes, indicando variações maiores em comparação com o R², sendo seus limites inferiores e superiores iguais a 2,117 e 4,302, respectivamente, ambos registrados com o método de regressão não-linear, enquanto que para a regressão linear, estes valores ficaram entre 2,163 e 4,953. As curvas IDF para os períodos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50 e 100 anos dos municípios de Vertentes e Serrolândia estão apresentadas nas figuras 4 e 5.

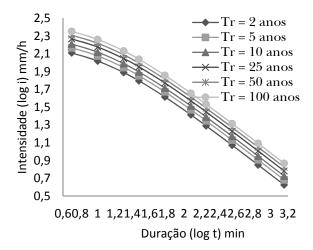


Figura 4 - Curvas IDF de Vertentes Obtidas dos dados Pluviométricos

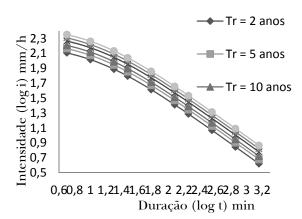


Figura 5 - Curvas IDF de Serrolândia Obtidas dos dados Pluviométricos

# Comparação entre as equações IDF geradas por dados de pluviógrafos e pluviômetros

A Tabela 4 apresenta os resultados do coeficiente de ajuste (CA), coeficiente de massa residual(CMR), coeficiente de determinação (R²) e o erro padrão da estimativa (EPE) da comparação entre as equações desenvolvidas a partir dos registros pluviográficos e dados pluviométricos.

Tabela 4 - Valores dos critérios estatísticos usados para comparação entre equações com dados pluviográficos e pluviométricos.

Estação	CA	CMR	$\mathbb{R}^2$	EPE
Araripina	0,696	0,078	0,972	10,411
Belo Jardim	1,130	0,000	0,991	5,500
Bezerros	0,778	0,227	0,975	10,699
Custódia	1,031	0,058	0,981	8,412
Jutaí	0,801	0,100	0,986	7,383
Salgueiro	1,102	0,048	0,970	11,891
Serra Talhada	1,767	0,147	0,986	5,299
Serrolândia	1,219	0,067	0,998	2,498
Tabira	1,642	0,146	0,981	7,158
Triunfo	1,197	0,046	0,999	2,474
Vertentes	0,581	0,241	0,997	4,149
Mínimo =	0,581	0,241	0,970	2,474
Máximo =	1,767	0,147	0,999	11,891

As equações geradas por meio da desagregação de chuva de 24 horas apresentaram bons ajustes aos dados, com valores de R<sup>2</sup> variando de 0,970 a 0,999 e EPE com valores mínimos e máximos de 2,474 e 11,891, respectivamente. Vale ressaltar que os postos de Belo Jardim, Jutaí, Serrolândia, Triunfo e Vertentes apresentaram ótimos resultados com R<sup>2</sup> acima de 99% e EPE variando de 5,5 a 2,474, permitindo sua utilização em localidades em que não há disponibilidade de registros pluviográficos. Além disso, verifica-se que os valores do coeficiente de massa residual são bem próximos de zero, indicando baixas subestimação ou superestimação em comparação com os valores de intensidade de chuva com dados de pluviogramas, não gerando custos elevados de implantação e nem proporcionando riscos quanto à segurança de obras de drenagem.

Conforme Tabela 5 a seguir, para o tempo de retorno de 10 anos, para todas as localidades estudadas obteve-se um bom ajuste com o valor do coeficiente de determinação que variou de 0,9727 a 0,9997 e o valor do EPE que variou de 0,951 a 10,294. Destacam-se os postos de Jutaí, Serrolândia, Tabira, Tri-unfo e Vertentes que apresentaram R² acima de 99% e EPE variando de 0,970 a 2,786. Tais valores de EPE são considerados bastante baixos, evidenciando a boa qualidade dos ajustes dos parâmetros das equações com dados desses postos.

Tabela 5 - Valores do EPE e R<sup>2</sup> para Tr=10 anos e diferentes durações.

Estação	EPE	$\mathbb{R}^2$
Araripina	10,294	0,9727
Belo Jardim	5,343	0,9917
Bezerros	9,230	0,9817
Custódia	6,453	0,9888
Jutaí	7,471	0,9860
Salgueiro	4,351	0,9961
Serra Talhada	3,518	0,9946
Serrolândia	0,951	0,9997
Tabira	0,970	0,9997
Triunfo	2,300	0,9987
Vertentes	2,786	0,9985
Mínimo =	0,951	0,9727
Máximo =	10,294	0,9997

# **CONCLUSÕES**

A distribuição de Weibull mostrou ser um pouco mais eficiente que a de Gumbel na análise de freqüência das séries anuais de extremos para o estado de Pernambuco.

A distribuição de probabilidade de Weibull foi a que melhor se ajustou a todas as séries de intensidade máximas médias anuais para os postos pluviográficos estudados, com R<sup>2</sup> variando de 0,92 a 0,968.

Na análise de freqüência das séries anuais com dados pluviométricos, a distribuição de probabilidade de Gumbel apresentou melhores ajustes em três estações, enquanto que a de Weibull mostrou-se melhor para as séries anuais de oito postos pluviométricos, enfatizando sua importância nos estudos relacionados com análise de freqüência para ajustes de modelos para determinação de equações de chuvas intensas.

A análise comparativa dos resultados obtidos pela aplicação da metodologia de desagregação de chuva de 24 horas com os valores das equações geradas por meio de dados de pluviogramas mostraram bons ajustes com valores de R² variando de 97,0% a 99,9% e EPE com valores mínimos e máximos de 2,474 e 11,891, respectivamente, sendo tais valores considerados baixos. Além disso, os postos de Serrolândia, Tabira, Triunfo e Vertentes se destacaram na análise comparativa realizada entre as equações para o período de retorno igual a 10 anos e diferentes durações de chuvas, onde observou-se R² acima de 99% e EPE variando de 0,970 a 2,786.

Na determinação dos parâmetros das equações de chuvas intensas, observou-se que em todos os casos, a metodologia de regressão não-linear obteve melhor ajuste que o realizado inicialmente por meio da regressão linear.

As equações de chuvas intensas determinadas neste trabalho, por meio de dados pluviográficos, apresentaram bons ajustes, com coeficientes de determinação acima de 94%. Além disso, as relações IDF estimadas com os registros pluviométricos também apresentaram bons ajustes, com coeficiente de determinação acima de 99%. Ou seja, no estado de Pernambuco, no caso de ausência de dados pluviográficos, pode-se utilizar dados pluviométricos. As equações aqui tratadas representam uma grande contribuição para o estado de Pernambuco, sendo a alternativa mais eficaz para atender aos projetos de drenagem com período de retorno até 100 anos e durações até 24 horas.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem ao CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) por concessão de bolsa de mestrado e bolsa PQ, e à FACEPE (Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado do Pernambuco), por concessão de bolsa de mestrado. A concessão dos dados da SUDENE (Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste) e do ITEP (Instituto Tecnológico de Pernambuco) foram fundamentais para o desenvolvimento desse trabalho.

# REFERÊNCIAS

- BATISTA, M. J.; NOVAES, F.; SANTOS, D. G.; SUGUINO, H. H. Drenagem como instrumento de dessalinização e prevenção da salinização de solos. Brasília: CODEVASF, 2002. 216 p.
- CETESB. *Drenagem Urbana*: manual de projeto. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1986. 464 p.
- COSTA, A. R.; BRITO, V. F. Equações de chuva intensa para Goiás e sul de Tocantins. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte, 1999. CD-ROM.
- DAMÉ, R. C. F.; PEDROTTI, C. B. M.; CARDOSO, M. A. G.; SILVEIRA, C. P.; DUARTE, L. A.; ÁVILA, M. S. V.; MOREIRA, A. C. Comparação entre Curvas Intensidade-Duração- Frequência de Ocorrência de precipitação Obtidas a partir de Dados Pluviográficos dom àquelas Estimadas por Técnicas de Desagregação de Chuva Diária. *Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, v. 12, n. 4, p. 505-509, 2006.
- DENARDIN, J. L.; FREITAS, P. L. Características fundamentais da chuva no Brasil. *Revista Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 17, n. 10, p. 1409-1416, 1982.
- FENDRICH, R. *Chuvas intensas para obras de drenagem no estado do Paraná.* Curitiba: Editora Universitária Champagnat, 2003. 99 p.
- FENDRICH, R. Importância das Equações de Chuvas Intensas na Drenagem Urbana. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte, 1999. CD-ROM.
- MAILHOT, A.; DUCHESNE, S.; CAYA, D.; TALBOT, G. Assessment of future change in intensity–duration–frequency (IDF) curves for Southern Quebec using the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 347, n. 1-2, p. 197-210, Dec 2007.
- MARTINEZ JÚNIOR, F. Análise das precipitações intensas no estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte, 1999. CD-ROM.
- MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, S. C. Relação entre intensidade, duração e frequência de chuvas em Rio Claro, SP: métodos e aplicação. *Teoria e Prática da Engenharia Civil*, v. 9, n. 13, p. 59-68, maio 2009.

- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. de A. *Hidrologia estatística*. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.
- NHAT, L. M.; TACHIKAWA, Y.; TAKARA, K. Establishment of Intensity-Duration-Frequency Curves for Precipitation in the Monsoon Area of Vietnam. *Annuals of the Disaster Prevention Research Institute*, Kyoto, n. 49B, p. 93-103, 2006.
- OLIVEIRA, L. F. C.; CORTÊS, F. C.; WEHR, T. R.; BORGES, L. B.; SARMENTO, P. H. L.; GRIEBELER, N. P. Intensidade-duração-freqüência de chuvas intensas para localidades no estado de Goiás e Distrito Federal. *Revista de Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 35, n. 1, p. 13-18, 2005.
- OLIVEIRA, L. F. C.; PRUSKI, F. F. *Modelos para estimar as perdas de solo e água e transporte de solutos*. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1996. 70 p.
- PFAFSTETTER, O. *Chuvas intensas no Brasil.* 2. ed. Rio de Janeiro: DNOS, 1982. 419 p.
- PRUSKI, F. F. *Desenvolvimento de metodologia para dimensi*onamento de canais de terraços. 1997. 97 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.
- REYES, M. R.; BENGTSON, R. L.; ROBBINS, K. D. Rip and Wmrip. New measures of rainfall intensity distribution. *Transactions of the ASAE*, v. 36, n. 6, p. 1619-1623, 1993.
- ROBAINA, A. D. *Modelo para geração de chuvas intensas no Rio Grande o Sul. Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v. 4, n. 2, p. 95-98, 1996.
- SILVA, D. D.; GOMES FILHO, R. R.; PRUSKI, F. F.; PEREI-RA, S. B.; NOVAES, L. F. Chuvas intensas no estado da Bahia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 6, n. 2, p. 362-367, 2002.
- SILVA, D. D.; PINTO, F. R. L. P.; PRUSKI, F. F.; PINTO, F. A. Estimativa e espacialização dos parâmetros da equação de intensidade-duração-freqüência da precipitação para os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo. *Revista de Engenharia Agrícola*, v. 18, n. 3, p. 11-21, 1999.
- SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; LEITE, H. G; BRANDÃO, V. S. Análise Regional de Chuvas Intensas a Bacia do Rio Doce. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 8, n. 4, p. 157-168, 2003.
- SILVA, R. O. B.; COUTINHO, A. P.; SILVA, F. B.; CABRAL, J. J. S. P.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ANTONINO, A. C. D. Comparação entre a equação de chuva intensa do município do Recife com as metodologias de Bell e das relações entre

durações. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 10., 2010, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza, 2010.

SILVA, W. P.; SILVA, C. M. D. P. S.; CAVALCANTI, C. G. B.; SILVA, D. D. P. S.; SOARES, I. B.; OLIVEIRA, J. A. S.; SILVA, C. D. P. S. LAB Fit Ajuste de Curvas: um software em português para tratamento de dados experimentais. *Revista Brasileira de Ensino de Física*, v. 26, n. 4, p. 419-427, 2004.

TORRICO, J. J. T. *Práticas hidrológicas*. Rio de Janeiro: Transcon, 1974. 119 p.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

WILKEN, P. S. *Engenharia de drenagem superficial.* São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1978. 477 p.

## Intense Rainfall in Pernambuco State Localities

### **ABSTRACT**

Rainfall intensity duration equations are extremely important in the process of urban and rural drainage system structures, and for water projects in urban centers and agricultural drainage systems that need to define the rainfall project value to estimate discharge values. Due to the limited availability of information on rainfall equations in the state of Pernambuco, the main objective of this work is to establish the IDF relation in some localities in Pernambuco state. Data from 12 pluviographic stations and 11 pluviometric stations with time series from 8 to 14 years of records (pluviograph) and series from 10 to 34 years of observations (pluviometer) were used. In addition, comparisons were made between the equations generated by pluviographic and pluviometric data, aiming to evaluate the quality of the IDF curves derived from pluviometric data. Annual series were the criteria adopted to establish the historical series. The probability distribution models of Gumbel and Weibull were applied in the analysis of the annual series frequency, whereas the second model, in most of the studied cases, showed the best fit with the Kolmogorov-Smirnov test with a significance level of 5 % and with R<sup>2</sup> ranging from 0.9199 to 0.9907. The equations generated by pluviometric records showed good fit compared with the IDF relations obtained from the rainfall intensity pattern, with  $R^2$  ranging from 0.97 to 0.99.

**Key-words:** Precipitation. iDF relations; urban drainage; agricultural drainage.

# Proposta de Modelo Conceitual: PM Tank Model

# Pedro Guilherme de Lara

Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC pedroguilherme.lara@gmail.com

#### Masato Kobiyama

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC kobiyama@ens.ufsc.br

Recebido: 20/04/11 - revisado: 16/12/11 - aceito: 17/05/12

# **RESUMO**

A partir do modelo Tank Model, foi desenvolvido o novo modelo (PM Tank Model), cuja formulação fisicamente embasada, possui equações não-lineares hiperbólicas ao invés de equações lineares exponenciais do modelo original. A fim de demonstrar o desempenho de ambas as formulações e também melhorar o entendimento do ciclo hidrológico em escala de bacia hidrográfica, foram utilizados 7 eventos de chuva-vazão e informações físicas sobre o solo e de evapotranspiração na bacia (4,078 km²) do Campus da Universidade Federal de Santa Catarina na cidade de Florianópolis, Santa Catarina. Os resultados das simulações, avaliados com uso de três funções objetivo, mostraram que a formulação do modelo PM Tank Model gerou melhor desempenho. Assim, a formulação proposta manteve a simplicidade do modelo Tank Model e, além disso, introduziu um novo conceito de dinâmica através do comportamento hiperbólico e reduziu a incerteza das simulações com o uso de informações físicas para definição dos parâmetros do modelo.

Palavras-Chave – simulação hidrológica, Tank Model, equações não-lineares hiperbólicas.

# INTRODUÇÃO

Modelos hidrológicos podem ser ferramentas úteis no desenvolvimento de medidas estruturais e não-estruturais para prevenção contra enchentes e inundações, além de serem úteis na tomada de decisões no gerenciamento de recursos hídricos (Beven, 2001; Zhang & Liu, 2006). Conforme Singh & Woolhiser (2002), existem inúmeros modelos hidrológicos no mundo hoje. Comparando alguns desses modelos através do uso de dados monitorados de chuva-vazão, WMO (1975, 1992) e Franchini & Pacciani (1991) mostraram o desempenho deles. Com tais estudos comparativos, o Tank Model proposto por Sugawara (1961, 1979, 1995) é um modelo bastante recomendado para simulação de balanço hídrico, por ser computacionalmente simples e gerar bons resultados quanto ao cálculo de vazões de pico e volume escoado superficialmente. Segundo, Lee & Singh (1999), esse modelo é mais comumente usado no Japão e Coréia do Sul.

Diversos autores já reportaram aplicações deste modelo como ferramenta de auxílio em estudos para prevenção de desastres naturais (Ishihara & Kobatake, 1978), estudos de estabilidade de talude (Suzuki et al., 1979; Kobashi & Suzuki, 1987; Otsu et al., 2005), estudos de fluxo de escombros (Takahashi & Nakagawa, 1991) e em estudos de gerenciamento de desastres hidro-meteorológicos (Lindner & Kobiyama, 2009).

Embora o Tank Model seja conceitualmente simples, existe dificuldade de calibrá-lo devido à arbitrariedade na obtenção dos parâmetros de ajuste. Assim há um alto grau de incerteza associado aos ajustes desse modelo. Em, sua concepção, o modelo não possui embasamento físico e o ajuste dos eventos não contribui para o entendimento dos fenômenos hidrológicos da bacia. Sendo que bons ajustes dependem da habilidade do modelador e/ou de técnicas de auto-calibração. Segundo Dooge (1973), o modelo Tank Model adequa-se à teoria de sistemas, muito utilizada nas décadas de 1960 e 1970 na hidrologia, onde somente importava a quantificação das informações de entradas a fim de obter uma boa resposta na saída do sistema.

Neste âmbito, Sivapalan et al. (2003) e Atkinson et al. (2002) salientaram a necessidade da busca por soluções, a fim de caracterizar eficientemente os processos hidrológicos e com reduzido grau de incerteza, e que a partir destas soluções, extrapolações e previsões futuras sejam possíveis com confiabilidade. Esses autores colocaram que os modelos não somente devem ser computacionalmente sofisticados, mas também devem ser ferramentas hidrológicas bem justificadas que contribuam para o entendimento do ciclo hidrológico. Assim, de acordo com Klemes (1993), deve-se evitar a ocorrência de arbitrariedades e o uso de um número excessivo de parâmetros na concepção de uma formulação.

Sivapalan et al. (2003) aprofundaram a discussão citando a existência de um excelente grau de conhecimento dos mecanismos de cada processo hidrológico, de maneira individual e em escala microscópica, e colocam como desafio para a hidrologia buscar o entendimento desses processos de maneira conjunta e na escala condizente à realidade. Isto implica que os fenômenos hidrológicos devem ser investigados de maneira interligada e na escala temporal e espacial em que são monitorados. De acordo com os mesmos autores, os modelos baseados na teoria de sistemas e/ou nas leis físicas necessitam ser reavaliados quanto ao modo que descrevem os processos hidrológicos quanto à escala de análise e às interações entre os processos. Pois a hidrologia como ciência deve buscar constantemente respostas para as incertezas dos processos hidrológicos identificando, também, a forma como ocorrem suas inter-relações. Em termos de engenharia, existem diversas opções de ferramentas (modelos) capazes de gerar resultados suficientes para justificar atividades de gerenciamento e o planejamento de recursos hídricos. Mas, deve-se buscar novos horizontes a fim de melhorar cada vez mais a qualidade das análises hidrológicas e a tomada de decisão baseada nestas análises.

Ainda em relação ao tópico de dependência de escala nos processos hidrológicos, Mendiondo & Tucci (1997) discutiram a importância dos efeitos de escala na determinação de níveis de precisão necessários às formulações hidrológicas. Os autores determinaram as correlações das escalas temporais e espaciais para diferentes tipos de análise hidrológica.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi desenvolver a partir de Tank Model uma formulação embasada em informações de características físicas e de dados monitorados de uma bacia hidrográfica. Com isso, o novo modelo se chama PM Tank Model (**P**hysically-**M**odified Tank Model).

A fim de verificar a qualidade da hipótese da formulação física e da necessidade do uso de parâmetros físicos na concepção do novo modelo, foi realizado estudo comparativo entre Tank Model e PM Tank Model com aplicação aos processos chuva-vazão em uma pequena bacia.

#### **TEORIA**

#### Balanço de Massa

As formulações do Tank Model e do novo modelo PM Tank Model estão fundamentadas no equacionamento da conservação da massa, definida por:

$$\frac{\partial \left[ \iiint \phi dV}{VC} + \oiint \phi(\vec{V} * d\vec{A}) = 0$$
 (1)

onde  $\phi$  é a propriedade intensiva do fluído; V é o volume do volume de controle (VC);  $\overrightarrow{V}$  é a velocidade do fluxo através da superfície de controle (SC); e  $\overrightarrow{A}$  é a área da SC. Analogamente, o balanço hídrico pode ser realizado em escala de bacia hidrográfica, sendo que VC é a bacia hidrográfica e a SC é sua área superficial. Esta equação considera os processos hidrológicos ocorrendo de maneira conjunta e, de acordo com Sivapalan et al. (2003), implica que a análise em escala de bacia hidrográfica é mais apropriada. Segundo Tucci (2001), devido à utilização de transientes na composição do sistema, a eq. (1) dá origem ao modelo de armazenamento.

A partir da eq. (1) define-se a seguinte equação para caracterização da dinâmica dos fluxos da bacia.

$$\frac{dS}{dt} = p(t) - q(t) - e(t) \tag{2}$$

onde S é o armazenamento [L]; dt é o intervalo de tempo escolhido [1/T]; p(t) é a intensidade da chuva [L/T]; q(t) é a geração de escoamento [L/T]; e e(t) é a evapotranspiração real [L/T]. A eq. (2) se apresenta na forma normalizada, a qual considera o balanço hídrico da bacia em função da variação da altura da água. Esta define os modelos de armazenamento e é o ponto de partida para a dedução do balanço hídrico tanto para Tank Model quanto para PM Tank Model.

Para entrar os dados em cada um dos modelos, os dados foram normalizados pelo intervalo de tempo dt simplificando a análise do processo de transferência de massa. Assim, os dados de entrada são compostos pela intensidade da chuva e pela evapotranspiração, e as condições de contorno são definidas pela vazão e pelos parâmetros físicos no caso da formulação proposta. Assim, não há restrições para a determinação do dt em qualquer uma das formulações. A resolução temporal depende somente da forma de medição dos dados e/ou da capacidade de processamento disponível. Em relação ao formato dos dados de entrada, a discretização do balanço hídrico foi determinada pelo uso de equações de diferenças; segundo Monteiro (2002), tais equações são úteis para processar dados com intervalos constantes de medição.

#### **Tank Model**

O Tank Model simula o balanço hídrico de uma bacia hidrográfica utilizando um conjunto de tanques em série, onde o armazenamento do primeiro tanque é determinado pela chuva e o armazenamento dos demais tanques é determinado pela infiltração do tanque superior.

O presente trabalho utilizou dois transientes para caracterizar os processos chuva-vazão. A Figura 1 demonstra o esquema dos tanques utilizados no presente estudo. O sistema constituído com dois tanques é responsável pela simulação do balanço de massa e da propagação do hidrograma.

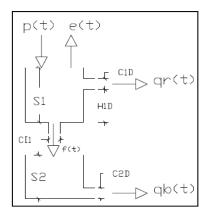


Figura 1 – Esquema do Tank Model utilizado

Desta forma, a partir de eq.(1) e eq.(2) definiu-se as relações para o balanço dos volumes em cada tanque. Estas relações são como:

$$\frac{dS_T}{dt} = \frac{dS_1}{dt} + \frac{dS_2}{dt} \tag{3a}$$

$$\frac{dS_1}{dt} = r - f - q_r - e \tag{3b}$$

$$\frac{dS_2}{dt} = f - q_b \tag{3c}$$

onde  $S_T$  é o armazenamento total [mm] na bacia;  $S_1$  e  $S_2$  são as alturas [mm] da água armazenada nos tanques 1 e 2, respectivamente; f é o fluxo [mm/min] que infiltra do tanque 1 para o tanque 2; p é a intensidade da chuva [mm/min] no tanque 1; e é a evapotranspiração real [mm/min];  $q_r$  e  $q_b$  são o fluxo [mm/min] do escoamento superficial e do escoamento de base, respectivamente.

Os coeficientes C1D, C1I e C2D [adimensionais] (Figura 1) são as frações que irão ser convertidas em escoamento superficial, infiltração e escoamento de base, respectivamente. No presente estudo eles foram determinados como adimensionais após normalizá-los pelo intervalo de tempo (dt). O parâmetro H1D é a altura lateral [mm] do orifício do tanque superior, a qual controla a ocorrência do escoamento superficial. Estes parâmetros são ajustados por tentativa e erro. Para o Tank Model, as equações que representam a geração de escoamento superficial, escoamento de base e infiltração são expressas pelas seguintes relações lineares:

$$q_r = C1D \cdot (S_1 - H1D) \tag{4a}$$

$$q_b = C2D \cdot S_2 \tag{4b}$$

$$f = C1I \cdot S_1 \tag{4c}$$

Neste modelo, os parâmetros de ajuste são considerados constantes (Sugawara, 1995). Portanto, Lee & Singh (1999) afirmaram que desta maneira o erro e o grau de incerteza associados aos parâmetros podem ser elevados.

#### **PM Tank Model**

Para iniciar a formulação do novo modelo, três hipóteses da mecânica dos fluídos foram estabelecidas: (i) o VC é uma superfície fechada; (ii) o escoamento ocorre perpendicularmente a SC; e (iii) o fluído é incompressível. Tais hipóteses são tidas como as premissas das formulações hidrológicas. Além disso, os parâmetros de ajuste passam a ter embasamento físico. Nesta aplicação, os parâmetros físicos utilizados para caracterizar o escoamento da bacia são: tempo de concentração, tempo de reposta do escoamento de base, condutividade hidráulica saturada, profundidade do solo, capacidade de infiltração mínima do solo, ponto de murcha perma-

nente e relação de resposta entre o hidrograma e o hietograma (termo  $\alpha$  na Eq. (16)).

Nesta formulação, os parâmetros de ajuste podem ser buscados nos dados de monitoramento e nas características físicas da bacia. Assim, esses parâmetros de ajuste possuem diferentes significados quando comparados com a formulação do Tank Model originalmente proposto por Sugawara (1961). Além disso, foi determinada a utilização de equações diferenciais quadráticas, as quais passam a conferir um comportamento hiperbólico não-linear na geração do escoamento superficial e na infiltração. Este tipo de equacionamento possui vantagens computacionais, pois segundo Maliska (2004), não há necessidade de condições de contorno em regiões externas ao sistema ou a jusante do ponto considerado. Este argumento é importante, pois mesmo que haja alguma influência a jusante, por exemplo, um remanso, a nova formulação consegue absorver tal influência. O esquema de funcionamento do PM Tank Model está demonstrado na Figura 2 onde flechas curvas representam a não linearidade do processo.

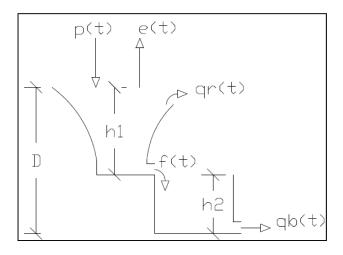


Figura 2 - Formulação do PM Tank Model

O presente trabalho procurou utilizar todas as informações disponíveis da bacia a fim de justificar a hipótese da formulação proposta.

Desta forma, a formulação do novo modelo inicia-se pela dedução (veja Apêndice A) de eq.(1) para a seguinte:

$$\frac{dV}{dt} = I - Q - E \tag{5}$$

Esta equação representa o balanço de volume total que escoa pela bacia. Convertendo eq.(5) em termos de altura por unidade de tempo, ou seja, tornando-a unidimensional e dividindo-se pela área (A) da bacia, obtém-se:

$$\frac{d(h_T \cdot A)}{dt} \cdot \frac{1}{A} = \{(A \cdot p) - [A \cdot (q_r + q_b)] - (e_a \cdot A)\} \cdot \frac{1}{A}$$
 (6)

$$\frac{dh_T}{dt} = p - (q_r + q_b) - e_a \tag{7a}$$

$$\frac{dh_1}{dt} = p - e_a - f - q_r \tag{7b}$$

$$\frac{dh_2}{dt} = f - q_b \tag{7c}$$

$$\therefore \frac{dh_{T}}{dt} = \frac{dh_{1}}{dt} + \frac{dh_{2}}{dt}$$
 (7d)

onde h<sub>T</sub> é altura de água total armazenada na bacia [mm]; h<sub>1</sub> é a altura de água armazenada na camada superficial do solo [mm]; h<sub>9</sub> é a altura de água armazenada na camada mais profunda do solo [mm]; p é a intensidade da chuva [mm/min]; q<sub>r</sub> é a variação de altura correspondente ao escoamento superficial [mm/min]; q<sub>b</sub> é a variação de altura [mm/min] correspondente ao escoamento de base; e e<sub>a</sub> é a evapotranspiração real [mm/min]. Desta forma, eq.(7) ilustra a forma infinitesimal da variação da altura nos tanques, sendo a unidade de medida [mm/min]. Normalizando eq.(7) com o intervalo do tempo de medição, o qual permanece constante para todo o evento, se obtém a expressão para um elemento representativo da altura total armazenada:

$$\Delta h_{T} = h_{p} - (h_{r} + h_{b}) - h_{e}$$
(8)

onde  $h_p$  é a altura de chuva [mm];  $h_r$  é a altura [mm] referente ao escoamento superficial;  $h_b$  é a altura [mm] referente ao escoamento d e base; e  $h_e$  é a altura [mm] referente à evapotranspiração.

A modificação da eq.(8) em termos de diferenças para uma série de variáveis hidrológicas permite definir a altura total armazenada ponto a ponto. Segundo Maliska (2004), devido ao fato da bacia não ser dividida em unidades de volume, o processo

de marcha pode ser aplicado ponto a ponto na descrição da variação das alturas. Desta forma, o processo iterativo é expresso como:

$$h_{T}(i) = h_{T0} + \sum_{i} \{h_{p}(i) - [h_{r}(i) + h_{b}(i)] - h_{e}(i)\}$$
(9)

onde i é a iteração [adim] relacionada dt; h<sub>T</sub> é a altura [mm] total armazenada; e h<sub>T0</sub> é a altura [mm] inicial armazenada. Eq.(9) descreve o comportamento, de forma contínua, da altura total armazenada na bacia. O domínio de i abrange desde o início da chuva até o fim da recessão do hidrograma, então deve ter um tempo mínimo composto pela duração da chuva adicionado o tempo de base do hidrograma.

O parâmetro h<sub>T0</sub> apresenta a condição inicial de água armazenada na bacia, que é estimada através dos parâmetros de profundidade do solo e o ponto de murcha permanente. Esta altura representa a soma das alturas iniciais armazenadas nos tanques 1 e 2, os quais são relacionados a camadas de solo da bacia. O tanque 1 é tido como a camada mais rasa do perfil desse solo e o tanque 2 é tido como a camada mais profunda responsável pela manutenção do escoamento de base ou longa duração. Para simplificar a avaliação do evento, a altura inicial presente no tanque 1 é considerada como sendo 0 [mm], pois neste caso a camada superior de solo não apresenta água disponível para gerar escoamento. Assim as seguintes relações determinam a condição inicial proposta

$$\begin{aligned} h_{T,0} &= D \cdot \theta_{murcha} \\ \therefore h_{2,0} &= D \cdot \theta_{murcha} \\ \therefore h_{1,0} &= 0 \end{aligned} \tag{10}$$

onde D e a profundidade do solo [mm];  $\theta_{murcha}$  é o ponto de murcha permanente do solo;  $h_{1,0}$  é condição inicial [mm] da camada mais superficial do solo; e  $h_{2,0}$  é a condição inicial [mm] da camada mais profunda do solo.

Reescrevendo a eq.(8) a partir da eq.(3a) e da eq.(9) obtém-se:

$$h_{T}(i) = (D \cdot \theta_{\text{murcha}}) + \sum_{i} h_{1}(i) + h_{2}(i)]$$
 (11)

onde h<sub>1</sub> e h<sub>2</sub> são alturas [mm] no instante referente à iteração i em cada transiente relacionado a uma camada de solo. Desta forma,

$$h_1(i) = \sum_{i} [h_p(i) - h_f(i) - h_r(i) - h_e(i)]$$
 (12)

$$h_2(i) = (D \cdot \theta_{\text{murcha}}) + \sum_{i} [h_f(i) - h_b(i)]$$
 (13)

Eqs.(11 e 12) representam as variações individuais para cada transiente. Nota-se que o termo que representa a altura infiltrada ( $h_f$ ) não faz parte explicitamente de eq.(9), entretanto a função que rege  $h_b$  é dependente da altura infiltrada. Os termos  $h_f$ ,  $h_r$  e  $h_b$  são funções definidas a partir dos tempos de resposta e de parâmetros físicos da bacia.

Partindo do princípio que o comportamento da bacia é caracterizado por um sistema dinâmico reescreve-se, com base em eq.(4a, 4b, 4c), as funções  $h_r$ ,  $h_b$  e  $h_{\dot{f}}$ :

$$h_{r} = \frac{1}{t_{c}} \cdot \left[ h_{1} - I_{b} \right] \cdot \boldsymbol{\varpi} \cdot \Delta t \tag{14a}$$

onde  $h_r$  é altura do escoamento superficial [mm],  $t_c$  [min] é o tempo de concentração  $I_b$  [mm] é capacidade mínima de infiltração e  $\varpi$  é a função potencial [adim] e  $\Delta t$  é o passo temporal da formulação [min]. Desta forma, observa-se que em eq.(14a) o tempo de concentração determina o tempo de resposta do escoamento superficial e sua geração é limitada pela capacidade de infiltração da bacia.

$$h_b = \frac{1}{t_{\text{base}}} \cdot h_2 \cdot \Delta t \tag{14b}$$

onde h<sub>b</sub> é altura do escoamento básico [mm], t<sub>base</sub> é tempo de resposta do escoamento básico [hr]. Eq.(14b) foi determinada com sendo linear, pois a contribuição do escoamento para bacias pequenas não influencia fortemente os resultados do balanço hídrico (Atkinson et al., 2002). Desta forma, t<sub>base</sub> pode ser estimado a partir de uma análise da curva de recessão do hidrograma medido. Cabe salientar que a estrutura do Tank Model apresenta um funcionamento similar à eq.(14b), entretanto o mesmo não associa sua estrutura a processos físicos mais detalhados.

$$h_{f} = \frac{K_{H}}{D} \cdot h_{1} \cdot \boldsymbol{\varpi} \cdot \Delta t \tag{14c}$$

onde  $h_f$  é a altura infiltrada [mm];  $K_H$  é a condutividade hidráulica saturada [mm/s]; e D é profundidade do solo [mm]. A infiltração é diretamente

controlada por  $K_H$  e inversamente proporcional a D. A razão entre D e  $K_H$  caracteriza o tempo de percurso da água no perfil de solo.

Além disso, foi determinada uma função potencial ω, a qual incorpora um comportamento hiperbólico à resposta do modelo e quantifica a magnitude de resposta de infiltração e escoamento superficial, proporcionalmente ao volume de água armazenada na bacia. Então esta função pode ser expressa como:

$$\varpi(i) = \frac{h_1(i - \alpha)}{h_T(i - \alpha)} \tag{15}$$

onde α [adim] é o atraso entre o instante no qual a chuva é maior que a capacidade mínima de infiltração e o início da ascensão do hidrograma e i é o passo de iteração [adim]. A Eq.(15) confere a difusividade à dinâmica da formulação quando interage com as Eqs.(14a, 14c), pois deforma o hidrograma conforme a intensidade e distribuição temporal da chuva. Assim segundo Sugawara (1995), a difusividade confere o maior realismo ao ajuste do modelo na geração de vazão.

A função  $\varpi$  varia a resposta da bacia de forma não-linear segundo as características da chuva. O critério para obtenção de  $\alpha$  está relacionado à variação da chuva e da vazão no tempo.

$$\alpha = \frac{t \left(\frac{\partial Q}{\partial t} > ruido\right) - t \left(\frac{\partial P}{\partial t} > I_b\right)}{\Delta t}$$
(16)

onde  $\alpha$  é o parâmetro adimensional normalizado pelo dt; Q é a vazão medida [m³/s]; P é a chuva medida [mm]; e ruído representa as variações hidraulicamente desprezíveis de vazão determinadas como menores do que 0,20 [m³/s] no presente estudo. O valor de  $\alpha$  caracteriza a condição onde a bacia começa a responder efetivamente a chuva segundo o hidrograma medido. O domínio de análise de eq.(16) está entre o instante de início da chuva e o instante da vazão de pico  $Q_p$ , de acordo a seguinte relação:

$$t \subset [t(P_{inicial}); t(Q_{max})] \tag{17}$$

Portanto, não é necessário considerar a recessão do hidrograma neste domínio. Tal procedimento de análise é facilmente construído com auxílio de algoritmos. A aplicação de Eq.(15) torna-se válida segundo o Teorema de Taylor:

$$\begin{split} h(i) &= h(i - \alpha) + \sum_{n=1}^{j} \left[ \frac{\partial^{n} [h(i - \alpha)]}{\partial t^{n}} \cdot \frac{\alpha^{n}}{n!} \right] \\ \therefore h(i - \alpha) &= h(i) - \sum_{n=1}^{j} \left[ \frac{\partial^{n} [h(i - \alpha)]}{\partial t^{n}} \cdot \frac{\alpha^{n}}{n!} \right] \end{split} \tag{18}$$

Nota-se que o Teorema de Taylor comprova a veracidade matemática da função potencial, a qual já é justificada fisicamente com informações hidrológicas da bacia. Assim, a função  $\varpi$  mantém o princípio da continuidade, em concordância com eq.(1).

A formulação física proposta pode ser reescrita na forma expandida unificando eq.(14a, 14c) com eq.(15):

$$h_{r}(i) = \frac{1}{t_{c}} \cdot (h_{1}(i) - I_{b}) \cdot \frac{h_{1}(i - \alpha)}{h_{T}(i - \alpha)} \cdot \Delta t$$
(19a)

$$\mathbf{h}_{\mathrm{f}}(\mathbf{i}) = \frac{\mathbf{K}_{\mathrm{H}}}{\mathbf{D}} \cdot \mathbf{h}_{1}(\mathbf{i}) \cdot \frac{\mathbf{h}_{1}(\mathbf{i} - \alpha)}{\mathbf{h}_{\mathrm{T}}(\mathbf{i} - \alpha)} \cdot \Delta \mathbf{t} \tag{19b}$$

Essas equações caracterizam a inovação do PM Tank Model comparado com o Tank Model. De acordo com os conceitos colocados por Sivapalan et al. (2003), a análise deve ser embasada em informações da bacia e todo o procedimento de ajuste deve ser hidrologicamente justificado. Então, o escoamento superficial e a infiltração são definidos através de relações não lineares de grau quadrático de comportamento hiperbólico, as quais ajustam com parâmetros físicos e relações extraídas do hidrograma e hietograma da bacia hidrográfica. O escoamento de base permanece definido por uma relação linear como definida em Brutsaert (2005).

# **APLICAÇÃO**

# Área de Estudo

Na região da bacia do Itacorubi, Florianópolis, Santa Catariana, localiza-se a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Por interesses científicos e de responsabilidade sócio-ambiental, pesquisadores da UFSC desenvolveram e implementaram um sistema de monitoramento na bacia do Campus da UFSC (Kobiyama et al., 2006). Esta bacia possui uma área de 4,078 km², solo de textura arenosa, uma alta declividade na região de cabeceira com cerca de 0,13 [m/m] e uma baixa declividade na região do exutório com cerca de 0,003 [m/m] (Figura 3).

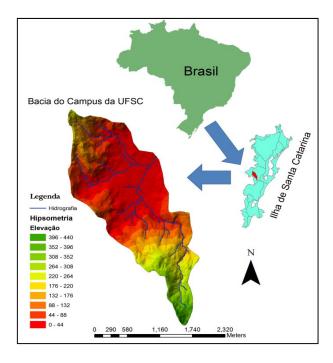


Figura 3 – Localização da bacia do Campus da UFSC

Brognoli (2005) realizou a caracterização física (porosidade total, curva granulométrica, densidade do solo, taxa de infiltração, capacidade de campo, entre outros) nesta bacia, em 30 pontos. Estas características permite considerar a presença de um perfil raso de solo na bacia, com base da teoria de Dietrich et al. (1995). Assim, o presente trabalho utilizou da hipótese e de evidências de campo que o solo na bacia possui pouca profundidade.

Segundo Silva et al. (2005), a intensidade das chuvas na bacia pode variar entre 0,10 até 73,60 [mm/h] ocorrendo vazões entre 0,18 até 22,00 [m³/s]

Na bacia do Campus da UFSC há uma estação meteorológica e uma fluviométrica automáticas instaladas no exutório da bacia com intervalo de medição fixado em 5 minutos, devido ao seu curto tempo de concentração (Kobiyama et al., 2006). Assim, análises preliminares nos dados de monitoramento e segundo as condições de ocupação do solo constatou-se que a geração de vazão é determinada apenas pelo escoamento superficial e pelo escoamento de base.

#### Dados usados

As informações de chuva e de vazão foram utilizadas como dados de entrada e como condição de contorno, respectivamente. A resolução temporal do presente estudo foi determinada para uma dt

igual 5 minutos, pois assim é possível ter uma excelente caracterização da resposta da bacia. Foram escolhidos 7 eventos de chuva entre o ano de 2009 e de 2010, para os quais a bacia apresentou repostas sem ocorrência de extravasamento da calha primária do canal (Tabela 1).

Tabela 1 - Eventos analisados

		Chuva total	
Evento	Data	[mm]	I <sub>max</sub> [mm/5min]
-	00 /00 /0000	× 22.4	1
1	23/09/2009	5,334	1,778
2	27/09/2009	2,794	1,270
3	30/11/2009	21,336	3,810
4	12/12/2009	29,728	10,414
5	16/12/2009	13,462	3,302
6	22/09/2010	35,814	3,556
7	27/10/2010	47,498	2,540

Além disso, dados de curvas granulométricas e taxa de infiltração mínima, obtidos por Brognoli (2005) também foram utilizados na formulação física a fim de justificar os procedimentos adotados na análise. Através das curvas granulométricas, pelo método de Breddin (1963), foi estimada a condutividade hidráulica saturada da bacia. Para o ponto de murcha, os resultados das curvas granulométricas e a função de pedotransferência sugerida por Briggs & McLane (1907) ajudaram na determinação do valor adotado no presente estudo. Segundo estudos de campo de Blencowe et al. (1960), o valor adotado está fisicamente coerente. A Tabela 2 traz os valores e as faixas de valores usados neste estudo.

Tabela 2 - Parâmetros físicos do solo

Parâmetro	Valores	Unid.
$\theta_{ ext{murcha}}$	0,02	[adim]
K <sub>H</sub>	0,50 - 2,00	[mm/s]
D	850 – 1000	[mm]
$I_{\mathrm{b}}$	0,90	[mm]
Silte+argila	35	[%]
Areia	65	[%]

Brognoli (2005) reportou uma alta variabilidade das características físicas do solo da bacia do Campus da UFSC. Assim, devido a esse fato, os pa-

râmetros de D e K<sub>H</sub> foram considerados variáveis, tal consideração semelhante à considerada no trabalho de Dietrich et al. (1995).

A evapotranspiração real (e<sub>a</sub>) foi considerada igual à evapotranspiração potencial (e<sub>pot</sub>) na situação sem presença de chuva e zero durante os instantes de ocorrência de chuva:

$$e_a(t) = e_{pot}(t), p(t) = 0$$
  
 $e_a(t) = 0, p(t) \neq 0$  (20)

De acordo com Corseuil et al. (2008), a evapotranspiração potencial na bacia do Campus da UFSC pode chegar a 0,20 [mm/hr], valor adotado nos eventos analisados no presente trabalho.

# Análise comparativa

Para avaliar o desempenho do PM Tank Model em relação aos dados monitorados e para comparar com o Tank Model, três funções objetivo foram utilizadas: NSE (coeficiente de Nash & Sutcliffe (1970)) para avaliar as vazões máximas, RMS (Erro Quadrático Médio) para avaliar as vazões a máximas e ΔV (diferença percentual volumétrica) para avaliar a eficiência global do ajuste

NSE = 
$$1 - \frac{\sum_{i} (Q_{obs} - Q_{cal})^{2}}{\sum_{i} (Q_{obs} - \overline{Q_{cal}})^{2}}$$
 (21)

RMS = 
$$\sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^{N} (Q_{obs} - Q_{cal})^2}$$
 (22)

$$\Delta V = \frac{\sum_{i} Q_{cal} - \sum_{i} Q_{obs}}{\sum_{i} Q_{obs}}.100$$
 (23)

onde  $\overline{Q_{ob}}$  é a vazão observada;  $\overline{Q_{cal}}$  é a vazão calculada; e  $\overline{Q_{cal}}$  é a média da vazão calculada.

#### RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir das funções objetivo foi realizada a comparação entre as duas formulações: Tank Model e PM Tank Model (Tabela 3). Verificou-se que o PM Tank Model obteve resultados melhores do que aqueles do Tank Model. O critério de ajuste ficou associado à função NSE e às aferições visuais do hidrograma. Desta forma, a nova formulação gerou

resultados bastante satisfatórios, tendendo NSE a 1, mantendo RMS baixo e com erros percentuais de volume entorno de 0 [%]. Devido ao critério de ajuste anteriormente estabelecido, o Tank Model demonstrou variações para as diferenças percentuais nos volumes com valores elevados para os eventos 1, 3, 4 e 5. Em relação ao NSE, o Tank Model mostrou certo grau de variabilidade ficando abaixo de 0,87 e atingindo seu mínimo em 0,41.

Tabela 3 - Desempenho das formulações

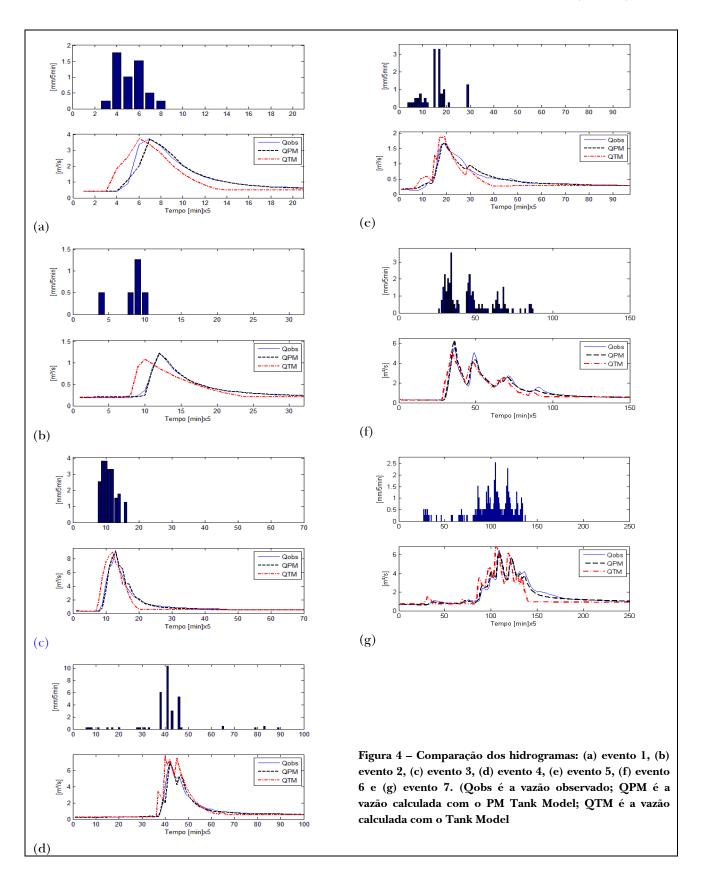
	RMS [m <sup>3</sup> /s]		NSE [adim]		ΔV [%]	
Evento	TM	PM	TM	PM	TM	PM
1	0,04	0,01	0,66	0,96	-7,70	1,64
2	0,01	0,00	0,41	0,99	-1,00	0,00
3	0,06	0,02	0,79	0,98	-7,90	-0,60
4	0,04	0,01	0,85	0,96	5,30	0,30
5	0,01	0,00	0,80	0,96	-10,90	0,00
6	0,03	0,01	0,86	0,98	0,00	1,97
7	0,05	0,01	0,70	0,98	1,37	-1,96

Obs.: TM é o Tank Model; PM é o PM Tank Model

Assim de acordo com o resultado da variação dos valores de NSE, percebe-se a estabilidade maior do PM Tank Model comparada com o Tank Model. O novo modelo ficou entre 13% a 60 % mais eficiente para esta função objetivo. Isto foi naturalmente esperado, pois o novo modelo é ajustado através das características físicas da bacia, o que, além disso, reduz a incerteza e o grau de arbitrariedade da formulação. O Tank Model apresentou resultados satisfatórios, mas pode-se perceber a instabilidade de seus resultados no ajuste de um evento para outro. Ainda assim, não é possível afirmar onde está a limitação do Tank Model, pois o modelo opera como caixa-preta não havendo justificativa hidrológica de seus ajustes.

As Tabelas 4 e 5 mostram os parâmetros para as aplicações de cada formulação, Tank Model e o PM Tank Model, respectivamente. Também estão representados a média e o coeficiente de variação (CV) para cada parâmetro.

Para o novo modelo observa-se a ocorrência de grande variabilidade para  $t_c$ , no entanto os valores encontrados estão de acordo com o estudo desenvolvido por Kobiyama et al. (2006) sobre o tempo de concentração da bacia. Os valores utilizados de  $K_H$ , para cada evento, demonstraram estar dentro da faixa determinada por Breddin (1963) para solos



arenosos. Assim, numa análise preliminar de sensibilidade, a qual não será exposta neste estudo, conclui-se que o modelo proposto é dominantemente sensível aos parâmetros t<sub>c</sub> e K<sub>H</sub>. Tal condição está associada à geração de vazão a qual é dominada pelo escoamento superficial.

Tabela 4 – Parâmetros de ajuste para o Tank Model original

Ev.	C1D	C1I	C2D	H1D [mm]	h <sub>20</sub> [mm]
1	0,04	0,10	0,0010	0,80	17
2	0,09	0,16	0,0018	0,80	17
3	0,04	0,06	0,0009	0,80	17
4	0,08	0,27	0,0011	0,80	20
5	0,04	0,11	0,0009	0,80	17
6	0,02	0,11	0,0007	0,80	17
Média	0,05	0,14	0,0011	0,80	17,50
CV	0,52	0,54	0,36	0,00	0,08

**Nota**: O parâmetro C1D ajusta a saída superior do tanque 1; o parâmetro C1I ajusta a saída inferior do primeiro tanque 1; o parâmetro C2D ajusta a saída inferior do tanque 2; H1D é a altura da saída superior do tanque 1;  $h_{20}$  é a condição inicial da armazenamento. Referência à Figura 1.

Tabela 5 - Parâmetros de ajuste para o PM Tank Model

	$t_c$	$K_H$	$t_{\rm base}$	$I_{\rm b}$	D	α
Ev.	[min]	[mm/s]	[dia]	[mm]	[mm]	
1	12,00	1,61	3,15	0,90	850	2
2	18,00	1,41	3,15	0,90	850	3
3	25,00	1,90	3,15	0,90	1000	1
4	62,00	0,84	3,15	0,90	900	1
	125,0				850	1
5	0	0,51	3,15	0,90		
6	39,00	1,00	3,15	0,90	950	1
7	33,00	1,30	3,15	0,90	1250	1
Mé					950	1,42
d	45,00	1,22	3,15	0,90		
CV	0,87	0,39	0,00	0,00	0,15	0,55

Os parâmetros de t<sub>base</sub> e D apresentaram pouca ou nenhuma variabilidade. Os valores encontrados para t<sub>base</sub> foram determinados por análises da curva de recessão, na condição de escoamento de

longa duração. A estrutura utilizada para o escoamento básico no PM Tank Model apresenta semelhanças àquela utilizada no Tank Model. Entretanto, segundo Sugawara (1961, 1995) o parâmetro que ajusta o escoamento básico e os demais escoamentos é tido como uma fração da chuva efetiva determinada por tentativa e erro e/ou auto-calibração.

O parâmetro  $I_b$  foi extraído do trabalho de Brognoli (2005) após análise das medições da capacidade de infiltração mínima medidas em campo na bacia do Campus da UFSC. O parâmetro  $\alpha$  apresentou baixa variabilidade e indica que bacia responde rapidamente durante eventos de chuvas intensas. Seus valores variaram de 1 a 3, multiplicando pelo dt dos dados (5 a 15 minutos), sendo condizentes com as características de reposta reportadas por Kobiyama et al. (2006).

A Figura 4 ilustra o desempenho dos modelos para os sete eventos.

Os resultados mostram que o PM Tank Model obteve melhor desempenho nas simulações de balanço hídrico. A formulação proposta no presente estudo apresentou bons ajustes nos picos, na ascensão e na recessão dos hidrogramas, com respostas mais coerentes com a realidade.

# **CONCLUSÃO**

De acordo com as análises realizadas no presente trabalho, a formulação do PM Tank Model, baseada no Tank Model, apresentou excelentes resultados. Todas as partes dos hidrogramas gerados, ou seja, a ascensão, o pico e a recessão mostraram melhor representação à realidade. Este desempenho foi verificado utilizando três funções objetivo (RMS, NSE e ΔV). A análise da função NSE mostrou que a formulação proposta apresentou maior estabilidade na representação da geração de vazão na bacia do Campus da UFSC. Assim, seguindo as orientações de Sivapalan et al. (2003), o trabalho buscou aperfeiçoar o entendimento do ciclo hidrológico na bacia estudada. Uma nova concepção de modelo foi proposta sendo fundamentada em informações físicas e em dados monitorados, onde a hipótese da formulação mostrou forte relação aos dados e parâmetros físicos da bacia. Além disso, é sugerido a utilização de um equacionamento hiperbólico, o qual pode ser decisivo no desempenho do modelo. Desta forma, foram deixadas de lado as formulações lineares de primeira ordem, muito utilizadas na hidrologia há um século.

Em suma, o presente trabalho demonstrou que o desenvolvimento de modelos embasados, em dados de monitoramento e em informações físicas da bacia, pode contribuir para o entendimento do ciclo hidrológico e redução da incerteza da ocorrência dos processos hidrológicos.

Embasado nos bons resultados obtidos, mais estudos continuam em andamento a fim de verificar e validar a formulação desenvolvida pelo presente trabalho. Há a necessidade de aumentar o grau de complexidade das análises aplicando a formulação para áreas maiores e para séries de chuva-vazão de longa duração.

# **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem ao Laboratório de Hidrologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (LabHidro\ENS\CTC\UFSC) pela disponibilidade de recursos utilizados na obtenção dos dados hidrológicos da bacia do Campus da UFSC. Também agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Os autores agradecem os revisores anônimos pelos comentários ao artigo.

# APÊNDICE A

Este apêndice demonstra a dedução de eq.(1) para eq.(5). Reescrevendo a eq. (1):

$$0 = \frac{\partial \left( \iint \phi dV \right)}{\partial t} + \iint \phi(\vec{v} \cdot \vec{dA})$$
 (1)

Integrando a eq. (1), obtém-se:

$$0 = \frac{\partial V\phi}{\partial t} + \phi \cdot [(v \cdot A)_{saida} - (v \cdot A)_{entrada}]$$
 (A1)

A propriedade intensiva do fluído não varia a longo do tempo, então:

$$0 \cdot \frac{1}{\phi} = \frac{\partial V\phi}{\partial t} \cdot \frac{1}{\phi} + \frac{1}{\phi} \cdot \phi \cdot [(v \cdot A)_{saida} - (v \cdot A)_{entrada}]$$
 (A2)

$$\therefore 0 = \frac{\partial V}{\partial t} + (v \cdot A)_{\text{saida}} - (v \cdot A)_{\text{entrada}}$$
 (A3)

Sendo a aplicação é do tipo concentrada, a variação volumétrica do sistema dependente do tempo explicitamente e implicitamente. Então,

$$0 = \frac{dV}{dt} + Q_{saida} - Q_{entrada}$$
 (A4)

Rearranjando (A4) tem-se:

$$\frac{dV}{dt} = Q_{\text{entrada}} - Q_{\text{saida}} \tag{A5}$$

Refinando (A5) para a notação de eq.(5), tem-se:

$$Q_{\text{entrada}} = I$$

$$Q_{\text{sáida}} = Q + E$$
(A6)

Assim, introduzindo (A6) em (A5) obtém-se:

$$\frac{dV}{dt} = I - Q - E \tag{5}$$

# REFERÊNCIAS

ATKINSON, S.; SIVAPALAN, M.; WOODS, R. A.; VINEY, N. R. Dominant physical controls of hourly streamflow predictions and an examination of the role of spatial variability: Mahurangi catchment, New Zealand. *Advances in Water Resources*, v. 26, n. 2, p. 219-235, 2002.

BEVEN, K. J. *Rain-fall modeling*: the primer. New York: Jonh Wiley, 2001. 372 p.

BLENCOWE, J. P. B.; MOORE, S. D.; YOUNG, G. J.; SHEARER, R. C.; HAGERSTROM, R.; WM CONLEY, W. M.; POTTER, J. S. *Soil.* [S.l.: s.n], 1960. (Department of Agriculture bulletin, 462).

BREDDIN, H. Due Grundribkarnten des Hydrogeologischen Kartenwekes der Wasserwistschafteverwattung von Norgrhein-Westfalen. *Geologische Mitteilungen*, v. 2, n. 4, p. 393-416, 1963.

BRIGGS, L. J., McLANE, J. W. *The moisture equivalent of soils*. Wasshington: USDA, 1907. 23 p. (Bureau of soils bulletin, 45).

BROGNOLI, F. F. Análise experimental da capacidade de infiltração do campus da UFSC através do infiltrômetro de duplo anel. 2005. 132 f. Monografia (Trabalho de Conclusão

- de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental)- Universidade Federal de Santa Catarina, CTC/ENS, Florianópolis, 2005.
- BRUTSAERT, W.; HOUGHTALEN, R. J. *Hydrology*: an introduction. New York: Cambridge University Press, 2005. 605 p.
- CORSEUIL, C. W.; LAZAROTE, L. M.; SILVA, R. V.; KOBI-YAMA, M. Estimativa espacial de evapotranspiração potencial da bacia do Itacorubi, por meio de correlação com NDVI. In: SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL, 8., 2008, Curitiba. *Anais...* Curitiba: FUPEF, 2008. p. 172-180.
- DIETRICH, W. E.; REISS, R.; HSU, M. L.; MONTGOMERY, D. R. A process-based model for colluvial soil depth and shallow landsliding using digital elevation data. *Hydrological Processes*, v. 9, n. 3-4, p. 383-400, Apr-May 1995.
- DOOGE, J. C. I. *Linear theory of hydrologic systems*. Washington: US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 1973. (Technical bulletin, n. 1468).
- FRANCHINI, M.; PACCIANI, M. Comparative analysis of several conceptual rainfall-runoff models. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 122, n. 1-4, p. 161-219, Jan 1991.
- ISHIHARA, Y.; KOBATAKE, S. Study on synthetic flood hydrograph. *Annuals of the Disaster Prevention Research Institute, Kyoto,* v. 21, B-2, p. 153-172, 1978. (in Japanese).
- KLEMES, V. Conceptualization and scale in hydrology. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 65, n. 1-3, p. 1-23, 1983.
- KOBASHI, S.; SUZUKI, M. The critical rainfall (danger index) for disasters caused by debris flows and slope failures. In: BESCHTA, R. L.; BLINN, T.; GRANT, G. E.; ICE, G. G.; SWANSON, F. J. (Ed.). *Erosion and Sedimentation in the Pacific Rim.* Wallingford: IAHS Press, 1987. p. 201-211. (IAHS publication, n. 165).
- KOBIYAMA, M.; GRISON, F.; LINO, J. F.; SILVA, R. V. Estimativa Morfométrica e Hidrológica do Tempo de Concentração na Bacia do Campus da UFSC, Florianópolis SC. In: SIM-PÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO SUL-SUDESTE, 1.; 2006, Curitiba. *Anais...* Curitiba: UFPR, 2006.
- LEE, Y. H.; SINGH, V. P. Tank Model using Kalman filter. Journal of Hydrologic Engineering, ASCE, v. 4, n. 4, p. 344-349, 1999.
- LINDNER, E. A.; KOBIYAMA, M. Proposal of Tank Moisture Index to predict floods and droughts in Peixe River watershed, Brazil. In: CLUCKIE, I.; CEHN, Y.; BABOVIC, V.; KONIKOW,

- L.; MYNETT, A.; DEMUTH, S.; SAVIC, D. A. (Org.). *Hydroinformatics in hydrology, hydrogeology and water resources.* Wallingford: IAHS Press, 2009. p. 314-323. (IAHS publication, n. 331).
- MALISKA, C. R. *Transferência de calor e mecânica dos fluídos computacional.* 2. ed. Rio de Janeiro: LTC Livro Técnicos e Científicos, 2004. 453 p.
- MENDIONDO, E. M.; TUCCI, C. E. M. Escalas hidrológicas: I conceitos. RBRH Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 2, n. 1, p. 21-44, jul./dez. 1997.
- MONTEIRO, L. H. A. *Sistemas dinâmicos*. São Paulo: Editora Livraria da Física, 2002. 527 p.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models Part I A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 10, n. 3, p. 282-290, Apr 1970.
- OTSU, H.; SUPAWIWAT, N.; MATSUYAMA, H.; TAKAHASHI, K. A study on asset management of road slopes considering performance deterioration of groundwater countermeasurement system. *Journal of Japan Society of Civil Engineers*, Tokyo, n. 784/VI-66, p. 155-169, 2005.
- SILVA, R. V.; KOBIYAMA, M.; SCHARF, D. D.; GRISON, F.; HAAS, R. Caracterização preliminar da precipitação na bacia do campus da UFSC, Florianópolis-SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. *Anais...* Porto Alegre: ABRH, 2005. 13 p.
- SINGH, V. P.; WOOLHISER, D. A. Mathematical modeling of watershed hydrology. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 7, n. 4, p. 270-292, Jul 2002.
- SIVAPALAN, M.; BLÖSCHL, G.; ZHANG, L.; VERTESSY, R. Downward approach to hydrological prediction. *Hydrological Processes*, v. 17, n. 11, p. 2101-2111, Aug 2003.
- SUGAWARA, M. Automatic calibration of the tank model. Hydrological Sciences Bulletin, Wallingford, v. 24, n. 3, p. 375-388, 1979.
- SUGAWARA, M. On the Analysis of Runoff Structure about Several Japanese Rivers. *Japanese Journal of Geophysics*, v. 2, n. 4, p. 1-76, 1961.
- SUGAWARA, M. Tank Model. In: SINGH, V. P. (Ed.). *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1995. p. 165-214.
- SUZUKI, M.; FUKUSHIMA, Y.; TAKEI, A.; KOBASHI, S. The critical rainfall for the disasters caused by debris movement.

Journal of Japan Society of Erosion Control Engineering, v. 31, n. 3, p. 1-7, 1979. (in Japanese).

TAKAHASHI, T.; NAKAGAWA, H. Prediction of stony debris flow induced by severe rainfall. *Journal of Japan Society of Erosion Control Engineering*, v. 44, n. 3, p. 12-19, 1991. (in Japanese).

TUCCI, C. E. M. (Org.). *Hidrologia:* ciência e aplicação. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2001. 943 p.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. Intercomparison of conceptual models used in operational hydrological forecasting. Geneva: World Meteorological Organization, 1975. 172 p. (Operational hydrology report, n. 7, WMO publication, n. 429).

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. Simulated real-time intercomparison of hydrological models. Geneva: World Meteorological Organization, 1992. 241 p. (Operational hydrology report, n. 38, WMO publication, n. 779).

ZHANG, J.; LIU, Z. Hydrological monitoring and flood management in China. *IAHS Publication*, n. 305, p. 93-102, 2006.

# Proposal of conceptual model: PM Tank Model

# **ABSTRACT**

The new model (PM Tank Model was developed from the formulation of the Tank Model by using a physically-based formulation and applying nonlinear hyperbolic equations instead of exponential linear equations of the original model. In order to show the performance of both formulations and to improve understanding of the hydrological cycle at the catchment scale, the present study used 7 rainfall-runoff events and some physical information about the soil and evapotranspiration in the catchment (4.078 km²) of the Federal University of Santa Catarina in Florianópolis, Santa Catarina. The simulation results were evaluated using three objective functions, and showed that the formulation of the PM Tank Model produced a better performance. Thus, the proposed formulation maintained the simplicity of the Tank Model and also introduced a new concept of dynamic behavior through the hyperbolic equations and reduced the uncertainty of the simulations with the use of physical information for defining the model parameters.

**Key-words:** Hydrologic simulation, Tank Model, nonlinear hyperbolic equations.

# Análise dos Coeficientes de Reaeração e Cinéticos Empregados na Simulação de Qualidade de Água em Rios

# Pétrick Anderson Soares, Adilson Pinheiro, Evelyn Zucco

Departamento de Engenharia Civil – FURB petrickps@gmail.com, pinheiro@furb.br, evelynzucco@gmail.com

Recebido: 26/04/11 - revisado: 03/07/11 - aceito: 26/01/12

# **RESUMO**

Foram avaliados os coeficientes de reaeração e cinéticos usados no processo de simulação da qualidade da água, na rede fluvial de duas bacias. O modelo escolhido para simulação foi o Qual2k. São utilizadas séries de dados de qualidade das águas coletados em 6 pontos da bacia do ribeirão Concórdia e 4 pontos da bacia do ribeirão Garcia. As informações quantitativas foram estimadas através de simulação com modelo hidrológico WIN\_IPH2 de transformação de precipitação em vazão. O procedimento de calibração ocorreu através do uso do coeficiente de determinação. Foram calibrados dez coeficientes cinéticos, mais o coeficiente de reaeração. Para cada data de amostragem de água, os coeficientes foram calibrados. Os coeficientes cinéticos ajustados foram correlacionados com as variáveis explicativas, sendo verificado que a vazão explica razoavelmente o coeficiente de reaeração. As concentrações dos constituintes apresentaram influência nos seus coeficientes cinéticos.

Palavras-chave: Qualidade das águas, modelos de simulação, coeficientes cinéticos.

# INTRODUCÃO

Modelos de qualidade de água procuram descrever a variação espacial e temporal das variáveis de interesse. Nas últimas décadas tornou-se recorrente a utilização de modelos matemáticos na geração de cenários e nos estudos de autodepuração dos corpos de água (Park e Lee, 2002; Bongartz *et al.*, 2007; Kannel *et al.*, 2007; Longe e Omole, 2008; Fan *et al.*, 2009). O desenvolvimento dos modelos de qualidade da água apresenta núcleo de processos determinantes, contudo, quando necessário, novos processos são incluídos (Mcintyre *et al.*, 2003; Paliwal *et al.*, 2007; Marsili-libelli e Giusti, 2008).

De acordo com Rauch et al. (1998), os modelos de qualidade de água em rios são constituídos de três módulos: hidrodinâmico, onde o fluxo de água é descrito por equações tais como Navier-Stokes ou Reynolds; transporte, onde os constituintes dissolvidos são transportados segundo as equações de advecção e dispersão; e processos de conversão, que estuda as alterações nas concentrações dos constituintes devido a fatores físicos, químicos e biológicos. Os dois primeiros módulos estão relativamente consolidados, enquanto que o terceiro encontra-se em processo de aperfeiçoamento (Park e Lee, 2002; Kannel et al., 2007; Marsili-libelli e Gius-

ti, 2008). Isto ocorre, em parte, pelo fato de que novas variáveis têm sido incorporadas aos modelos, tornando-os mais completos e capazes de simular processos e dinâmicas que antes não eram possíveis de visualizar ou até mesmo modelar (Rauch *et al.*, 1998).

As reações de transformação dos elementos químicos são descritas por expressões matemáticas, representativas das cinéticas envolvidas. Diferentes modelos podem ser empregados, sendo em geral utilizadas cinéticas de primeira ordem (Frémaux, 1989) e coeficientes que representam as velocidades com que as reações ocorrem. Essas velocidades são dependentes de fatores do meio físico, químicos e biológicos. Os coeficientes cinéticos fornecem as informações a respeito das fontes e sumidouros, além do comportamento cinético dos constituintes simulados.

Não obstante a importância do processo de calibração de modelos, boa parte dos estudos similares não apresenta a metodologia de forma clara, em geral, havendo falta de dados de campo para estabelecer a relação entre os cálculos do modelo e os cenários de dados. Além disto, a calibração é feita visando ajuste com os dados de laboratório, produzindo alterações artificiais de constantes que representam as realidades físicas, químicas e biológicas dos cursos de água modelados (Baumle, 2005).

Atualmente ocorre a busca por técnicas e procedimentos que apurem com maior exatidão os coeficientes cinéticos que envolvem os processos de conversão da matéria (Wilcock, 1988; Jha et al., 2004; Pelletier et al., 2006; Kondageski e Fernandes, 2009). Visto a atual dificuldade que existe em transportar as equações empíricas para os cursos de água com características hidráulicas diferentes, muitos pesquisadores promovem a calibração dos coeficientes, ajustando-os a fim de aproximar os resultados obtidos pela modelização com os dados monitorados em campo, normalmente utilizando limites estabelecidos pela literatura. Ocorre que com essa prática, os resultados obtidos são compostos por alto grau de incerteza, já que, em sistemas multiparâmetros, os coeficientes não são interdependentes (Cox, 2003). Outra opção consiste do estudo dos coeficientes cinéticos em campo, adequados às condições que a matemática exige para simular com alto grau de precisão a realidade instalada. Contudo, tais procedimentos requerem certo desenvolvimento técnico, possuem custos relativamente altos e demandam mais tempo dos que outras opções. Mesmo tais estudos sendo considerados os mais adequados (Parker e Gay, 1987; Cox, 2003), as dificuldades técnicas e custos que se apresentam, muitas vezes não permitem o desenvolvimento e aplicação.

Ressalta-se que além do processo de calibração e a obtenção de valores a partir dos modelos empíricos, a determinação do coeficiente de reaeração (k<sub>2</sub>) pode envolver métodos como a adição de traçadores (Boxall e Guymer, 2007), a técnica do balanço do oxigênio dissolvido desenvolvido por Streeter e Phelps em 1925 (Jha *et al.*, 2004) e a técnica do equilíbrio perturbado (Cox, 2003).

Atualmente, os limites adotados para os coeficientes cinéticos são originários de literatura, a partir de características hidráulicas específicas, dificultando assim sua reprodução em outros ambientes. Mesmo sendo compostos de medidas potencialmente imprecisas, além de originarem de bancos de dados pequenos e que refletem condições hidrodinâmicas limitadas (Melching e Flores, 1999; Cox, 2003), diversos trabalhos os adotam, partindo do pressuposto de que os valores são condizentes com a realidade modelada, o que nem sempre é verdadeiro.

Com o objetivo de desenvolver uma reflexão quanto aos métodos de calibração presentes na literatura, este artigo apresenta a determinação dos coeficientes cinéticos para sistemas fluviais de duas bacias com diferentes usos e ocupação do solo. São comparados dois métodos para a obtenção dos coeficientes cinéticos. O primeiro é a calibração de um

modelo de qualidade das águas, com escoamento permanente e uniforme, e o segundo são os modelos de cálculo baseados nas características hidráulicas e hidrodinâmicas dos cursos de água.

# **MATERIAL E MÉTODOS**

Foi utilizado o modelo de qualidade de água Qual2k (Park e Lee, 2002; Chapra et al. 2007) para simulação das concentrações dos constituintes ao longo da rede de drenagem, em duas bacias, uma com uso e ocupação do solo rural e outra urbana. Foram utilizadas séries de dados de qualidade de águas coletados em seis pontos na bacia rural e quatro pontos na bacia urbana. Considerando que o monitoramento não contemplou dados quantitativos, estes foram estimados através de simulação com modelo hidrológico de transformação de precipitação em vazão, Win\_IPH2 (Bravo et al., 2006). Por fim, foram analisados os coeficientes cinéticos para cada campanha de amostragem, em função da vazão escoada. Comparações foram efetuadas entre os métodos de determinação do coeficiente de reaeração.

# Áreas de Estudo

As áreas de estudo compreendem duas bacias, uma com características rurais e outra extremamente urbanizada, ambas localizadas na região hidrográfica do rio Itajaí, situada na vertente atlântica do estado de Santa Catarina, Brasil.

A bacia do ribeirão Concórdia (Figura 1) apresenta características de ocupação rurais sendo afluente do rio Lontras e, este afluente do rio Itajaíaçu. Possui uma área de drenagem de 30,74 km2 e o seu curso principal possui uma extensão de 12,7 km. A ocupação humana na bacia apresenta baixa densidade, onde prevalecem na paisagem, pequenas propriedades familiares rurais. Atualmente, os principais usos do solo são pastagens, correspondentes a 20,35% da área da bacia, e plantio de milho que corresponde a 9,29%. Esta bacia é característica por apresentar alto percentual de área nativa, chegando a representar 47,61% do uso e ocupação do solo (Pinheiro *et al.*, 2008).

O ribeirão Garcia (Figura 1) é um dos principais tributários do rio Itajaí-açu, seu canal principal possui a extensão de 41,9 km e sua bacia de contribuição é de 158 km2. Caracteriza-se por ser uma bacia extremamente urbanizada, onde ocorrem muitas plantas industriais. Sua nascente e mais um

pequeno trecho ainda se encontram em região sob alta cobertura florestal, que constitui o Parque Nacional da Serra do Itajaí.

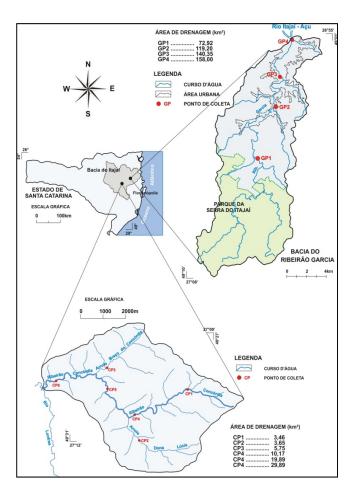


Figura 1 - Bacias do ribeirão Concórdia e do ribeirão Garcia.

# Modelo utilizado

Um dos modelos de simulação da qualidade de água superficiais mais utilizados é o Qual2e, distribuído pela USEPA – US Environmental Protection Agency (Brown e Barnwell, 1987). Originalmente desenvolvido em 1970, sofreu diversas modificações. Atualmente a sua mais nova versão é denominada Qual2k (Park e Lee, 2002; Chapra et al., 2007). Diversas pesquisas e trabalhos no Brasil e no exterior foram e, estão sendo desenvolvidos utilizando-se tanto do Qual2e quanto do Qual2k e suas diferentes versões (Park e Lee, 2002; Kannel et al., 2007).

O Qual2k é constituído de equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e

de fluxo constante, podendo ser utilizado para simular o comportamento de diversos indicadores e parâmetros de qualidade da água. Segundo Chapra et al. (2007), a estrutura de funcionamento do modelo Qual2k parte dos pressupostos de que o canal simulado apresenta-se bem misturado vertical e lateralmente (unidimensional), que o fluxo é constante e não uniforme, sendo todas as variáveis da qualidade da água simuladas em uma escala de tempo diária. Para isso, o modelo segmenta o corpo simulado em trechos igualmente espaçados e múltiplas interferências podem ser inseridas em todo o segmento. Procedimento importante considerado por esse modelo é a adoção das situações anóxicas reduzindo as reações de oxidação a zero em concentrações baixas de oxigênio. Além disso, a desnitrificação é modelada como uma reação de primeira ordem que ocorre em concentrações reduzidas de oxigênio.

#### Dados de Entrada

Para a bacia do ribeirão Concórdia, os dados qualitativos utilizados na fase de calibração do modelo foram obtidos junto a EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. O período de coleta de dados ocorreu entre os anos de 2004 e 2008, em seis diferentes pontos de monitoramento ao longo da bacia. Dados obtidos junto a FAEMA, Fundação Municipal do Meio Ambiente de Blumenau, foram utilizados na calibração na bacia do ribeirão Garcia, oriundos de campanhas de amostragem de qualidade de água correspondentes ao período de 1998 a 2004, em quatro pontos de monitoramento. Em ambas as bacias, diversos constituintes foram monitorados: oxigênio dissolvido, DBO<sub>5,20°C</sub>, fósforo orgânico e inorgânico, nitrogênio total e coliformes termotolerantes.

Os monitoramentos de qualidade da água efetuados não contemplaram a medição de vazões. Dessa forma, foi utilizado o modelo hidrológico Win\_IPH2 (Bravo *et al.*, 2006) para estimar as vazões nas datas de amostragem da qualidade das águas. O modelo IPH2 é do tipo conceitual, concentrado, composto por algoritmos de perdas de evaporação e interceptação, separação do escoamento e propagação dos escoamentos superficiais e subterrâneos.

A calibração do modelo na bacia do ribeirão Concórdia foi realizada para o período de janeiro de 2006 a dezembro de 2009. Durante esse período, uma estação pluviométrica e uma fluviométrica com datallogers situadas próximas ao exutório da bacia estavam em operação, coletando dados em intervalos de dez minutos. A calibração foi realizada com

dados diários. Após a calibração, foi gerada uma série de vazão utilizando a série histórica de precipitação diária coletada na estação de Rio do Sul (código 02749039). A série histórica de dados diários iniciou em 1978, e contínua até o presente. A geração de vazões foi realizada para o período do monitoramento dos parâmetros de qualidade das águas, compreendido entre 2004 e 2008.

O mesmo procedimento ocorreu para a bacia do ribeirão Garcia. Para obtenção dos dados foram utilizadas duas estações localizadas na própria bacia, uma fluviométrica (código 83820000), instalada próxima ao exutório, e uma pluviométrica (código 2649009), situada próxima ao centro da bacia. A estação fluviométrica funcionou de 1929 a 1966, sendo posteriormente desativada. Na geração dos valores de vazão, foi utilizada a mesma estação pluviométrica, onde o período de simulação foi aquele do monitoramento dos parâmetros de qualidade das águas na bacia. Na bacia do ribeirão Concórdia a pesquisa desenvolvida pelo Projeto de Recuperação Ambiental e de Apoio ao Pequeno Produtor Rural (PRAPEM/MICROBACIAS) foi utilizada como base para a determinação das cargas lançadas aos corpos de água simulados (Santa Catarina, 2005).

Para a bacia do ribeirão Garcia foi determinado os lançamentos contínuos ao longo dos cursos de água, em função da população residente. Considerou-se, também, um tratamento com sistema individual, tipo tanque séptico – filtro anaeróbio (Metcalf e Eddy, 2003). Para as grandes plantas industriais e para a estação de tratamento de esgotos, foram utilizados valores quali-quantitativos fornecidos pelas próprias empresas responsáveis. Com objetivo de determinar a carga proveniente dos sistemas produtivos animais e dos esgotos domésticos, foram utilizadas dados bibliográficos (Arceivala, 1981; Metcalf e Eddy, 2003; Von Sperling, 2007).

As características hidráulicas dos corpos de água são necessárias como dados de entrada do modelo. O modelo hidráulico utilizado foi a equação de Manning, o qual requer o conhecimento da largura do canal, do coeficiente de rugosidade, da declividade longitudinal do canal e da inclinação dos taludes laterais. O modelo requer, igualmente, a altitude de cada seção simulada. Foram utilizados mapas com escala de 1:10.000, com curvas de níveis de 5 em 5 metros para determinação da declividade longitudinal dos canais. O coeficiente de rugosidade de Manning adotado, para ambas as bacias, foi igual a 0,1 (Chapra et al., 2007). A largura dos canais, a profundidade e a inclinação dos taludes laterais foram determinadas com medições em campo, onde os cursos de água foram divididos em trechos homogêneos, e os dados levantados foram estendidos para regiões hidraulicamente similares.

A discretização dos canais ocorreu de forma a obter elementos de cálculo de 100 m, objetivando assim mais acurácia da simulação. A bacia do ribeirão Concórdia foi dividida em 6 trechos homogêneos, onde as características hidráulicas eram consideravelmente semelhantes. A bacia do ribeirão Garcia foi dividida em 13 trechos hidraulicamente homogêneos.

#### Procedimento de Calibração

Os coeficientes cinéticos do modelo Qual2k foram calibrados para as vazões simuladas pelo modelo hidrológico, nas datas de coleta dos parâmetros de qualidade das águas. Foram selecionadas aleatoriamente para cada bacia, quinze datas de coleta para calibração do modelo. A calibração foi realizada através de procedimento manual, onde foi adotado o coeficiente de determinação - CD (Von Sperling, 2007) para análise do desempenho do modelo. Para cada calibração efetuada, foram gerados valores correspondentes de CD de cada constituinte modelado. Foram calculados os valores médios, máximos, mínimos e o desvio padrão das amostras, a fim de caracterizá-las perante o conjunto de valores. O mesmo procedimento ocorreu com os coeficientes cinéticos obtidos pelo processo de calibração, resultando em valores médios, máximos, mínimos e desvios padrões.

Foram calibrados os coeficientes de reaeração  $(k_2)$ , taxa de oxidação da DBO rápida  $(k_{dc})$ , velocidade de sedimentação do fósforo inorgânico e orgânico  $(v_{ip})$  e  $(v_{op})$ , taxa de hidrólise do fósforo orgânico  $(k_{hp})$ , taxa de desnitrificação do nitrato  $(k_{dn})$ , coeficiente de transferência e sedimentação por desnitrificação do nitrato  $(v_{di})$ , taxa de nitrificação da amônia  $(k_{na})$ , a taxa de hidrólise e a velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico  $(k_{hn})$  e  $(v_{on})$ , respectivamente, e por fim a taxa de decaimento de patógenos  $(k_{dx})$ .

Para cada data, foi ajustado, em cada trecho do curso de água, um conjunto de valores diferentes de coeficientes cinéticos. Isso implica na obtenção de valores de coeficientes em função da vazão escoada no trecho. Desta forma têm-se séries de valores de coeficientes cinéticos que podem ser correlacionados com as séries de vazões escoadas. Os coeficientes de reaeração foram comparados com aqueles estimados com as equações apresentados no Quadro 1.

Equação	Autores (ano)	Equação	Faixa de aplicação
(1)	Owens <i>et al.</i> (1964)	$k_2 = 5.3U^{0.67}H^{-1.85}$	0.05 < U > 0.1.5
(2)	Cadwallader e Mcdonnell (1969)	$k_2 = 186(SU)^{0.5}H^{-1}$	0.07 < U > 0.65
(2)	Tsivoglou e Wallace (1972)	$k_2 = 31,6U(1000S)$	Q < 0,3
(3)	Tsivogioù e wanace (1972)	$k_2 = 15,4U(1000S)$	Q > 0,3
(4)	Tsivoglou e Neal (1976)	$k_2 = 31200SU$	Q < 0,28
(4)	Tsivogioù e Near (1970)	$k_2 = 15200SU$	Q > 0,28
(5)	Molohing a Flance (1000)	$k_2 = 517(US)^{0.524}Q^{-0.242}$	Q < 0,556
(5)	Melching e Flores (1999)	$k_2 = 596(US)^{0.528}Q^{-0.136}$	Q > 0,556

Quadro 1 - Modelos de cálculo do coeficiente de reaeração k<sub>2</sub> a 20°C.

onde U é a velocidade, em m.s<sup>-1</sup>; H é a profundidade, em m; Q é a vazão, em m³.s<sup>-1</sup>; S é a declividade, em m.m<sup>-1</sup>. Adaptado de: Cox (2003); Jha et al. (2004); Chapra et al. (2007).

Somente foram selecionados os modelos de cálculo que apresentam faixas de aplicação que comportam as características hidráulicas dos ribeirões estudados. O objetivo é discutir as implicações da estimativa dos coeficientes cinéticos no início do processo de modelização da qualidade de águas em cursos de águas naturais.

# **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### Estimativa dos dados quantitativos

Nas Figuras 2 e 3 são apresentados os hidrogramas de vazões observadas e simuladas para os ribeirões Garcia e Concórdia. Na bacia do ribeirão Garcia, o hidrograma de vazões simuladas apresentou boa aderência aos valores observados.

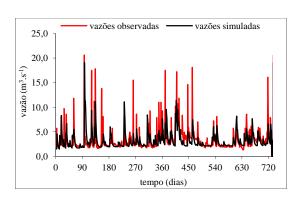


Figura 2 - Vazões observadas e simuladas para a bacia do ribeirão Garcia.

Em períodos de máxima, o modelo superestimou as vazões, em períodos de mínimos, os valores calculados apresentaram maior aderência aos dados observados.

A calibração do modelo para a bacia do ri-

beirão Concórdia apresentou resultados satisfatórios, onde a melhoria no ajuste foi dificultada pela escassez de dados pluviométricos e, por eventuais ausências de dados de vazões.

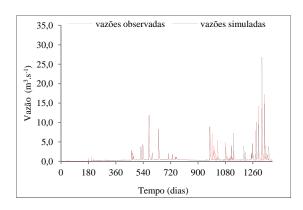


Figura 3 - Vazões observadas e simuladas para a bacia do ribeirão Concórdia.

Após o procedimento de calibração do modelo hidrológico, os parâmetros ajustados foram utilizados para geração das séries vazões nos períodos em que ocorreram os monitoramentos de qualidade da água, nas duas bacias hidrográficas.

# Calibração do modelo de qualidade de água

A Tabela 1 apresenta os valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão de coeficiente de determinação (CD) para cada constituinte, nas duas bacias. Com exceção do constituinte fósforo orgânico, a bacia do ribeirão Garcia apresentou valores elevados de coeficiente de determinação, indicando que o procedimento de calibração foi adequado. Os valores médios foram de 0,968 na bacia do ribeirão Garcia e de 0,924 na bacia do ribeirão Concórdia.

Tabela 1 - Coeficientes de determinação (CD) obtidos pelo processo de calibração.

Valores obtidos		DBO <sub>11</sub>	Oxigênio	Nitrogênio	Fósforo I-	Fósforo	Coliformes
		DDOu	Dissolvido	Total	norgânico	Orgânico	Termotolerantes
Bacia do	Mínimo	0,957	0,766	0,952	0,834	0,418	0,958
Ribeirão	Máximo	0,998	0,995	0,998	0,999	0,999	0,986
Garcia	Média	0,989	0,945	0,988	0,978	0,934	0,971
	DP	0,010	0,076	0,014	0,044	0,146	0,008
D 1.	Mínimo	0,656	0,124	0,672	0,970	0,956	0,791
Bacia do Ribeirão	Máximo	0,999	0,994	0,999	0,999	0,999	0,994
Concórdia	Média	0,950	0,766	0,943	0,993	0,990	0,902
Concordia	DP	0,085	0,222	0,087	0,007	0,012	0,049

Tabela 2 - Valores médios, mínimos, máximos e desvios padrões dos coeficientes cinéticos.

		Bacia do Rib	eirão Garcia	l	Ba	acia do Ribe	irão Concórc	lia
Coeficientes	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo
	$(d^{-1})$	$(d^{-1})$	$(\mathbf{d}^{\text{-1}})$	$(d^{-1})$	$(d^{-1})$	$(\mathbf{d}^{\text{-1}})$	$(d^{-1})$	$(d^{-1})$
$\mathbf{k}_2$	63,49	32,70	1,00	98,00	66,63	29,24	7,00	98,00
$k_{ m dc}$	1,69	3,20	0,01	30,00	21,41	20,73	0,02	70,00
$ m k_{hp}$	0,82	0,87	0,01	5,00	0,16	0,20	0,01	0,89
$ m V_{op}$	0,56	0,73	0,01	4,90	0,18	0,23	0,01	0,90
$ m V_{ip}$	1,84	1,60	0,01	5,60	0,24	0,28	0,01	0,94
${ m k}_{ m hn}$	5,20	9,51	0,01	40,00	3,27	5,62	0,01	29,00
$\mathbf{v}_{\mathrm{on}}$	5,20	9,61	0,01	41,10	3,40	5,90	0,01	28,00
$k_{na}$	5,32	9,64	0,01	42,19	3,42	5,60	0,01	26,00
${ m k_{dn}}$	5,26	9,63	0,01	41,22	3,45	6,19	0,01	31,00
$ m V_{di}$	5,05	9,12	0,01	41,00	3,48	6,64	0,01	38,00
$k_{\mathrm{dx}}$	9,58	1,80	4,00	11,00	9,61	4,30	4,30	12,70

onde  $(k_2)$  coeficiente de reaeração,  $(k_{de})$  taxa de oxidação da matéria orgânica,  $(k_{hp})$  taxa de hidrólise do fósforo orgânico,  $(v_{op})$  velocidade de sedimentação do fósforo orgânico,  $(v_{ip})$  velocidade de sedimentação do fósforo inorgânico,  $(k_{hn})$  taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico,  $(v_{on})$  velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico,  $(k_{hp})$  taxa de hidrólise do fósforo orgânico,  $(k_{na})$  taxa de nitrificação,  $(k_{dn})$  taxa de desnitrificação,  $(v_{di})$  transferência e sedimentação por desnitrificação do nitrato e  $(k_{dx})$  taxa de decaimento dos coliformes termotolerantes.

Os constituintes que apresentaram maiores valores de CD, na bacia do ribeirão Concórdia, foram o fósforo orgânico e inorgânico, com médias de 0,990 e 0,993, respectivamente. Na bacia do ribeirão Garcia, a DBO<sub>u</sub> e o nitrogênio total apresentaram valores superiores aos demais, com médias de 0,989 e 0,988. As piores médias ocorreram para o oxigênio dissolvido (0,766) e para coliformes termotolerantes (0,902), ambos na bacia do ribeirão Concórdia.

# Coeficientes calibrados

Os valores de coeficiente obtidos no processo de calibração são apresentados na Tabela 2. O

desvio padrão ocorrido para todos os coeficientes foi relativamente alto, demonstrando grande diferenciação entre os trechos e suas características hidrodinâmicas.

Os coeficientes relacionados às reações do fósforo e do nitrogênio total, em ambas as bacias, apresentaram valores superiores aos apresentados por Von Sperling (2007). Para o coeficiente de reaeração, a taxa de oxidação e a taxa de decaimento de coliformes termotolerantes, a bacia do ribeirão Concórdia apresentou valores mais elevados. Para o restante dos coeficientes, ocorreu o inverso, a bacia do ribeirão Garcia resultou nos maiores valores dos coeficientes.

A taxa de oxidação da matéria orgânica representa a velocidade do consumo de oxigênio devido à respiração dos microrganismos decompositores da matéria orgânica presente (Cox, 2003). O valor médio, para a bacia do ribeirão Concórdia, obtido para o k<sub>dc</sub> foi de 21,41 d<sup>-1</sup>, e de 1,69 d<sup>-1</sup> para a bacia do ribeirão Garcia, mostram que as reações de degradação da matéria orgânica são mais rápidas no sistema fluvial da bacia rural do que na bacia urbana. Valores que variam de 0,12 a 3,40 d<sup>-1</sup>, foram encontrados para o rio Meia Ponte e para a bacia do alto Iguaçu, respectivamente (Baumle, 2005; Brandelero et al., 2010).

Isso permite supor que interferentes presentes em águas urbanas, reduzem o processo de degradação da matéria orgânica biodegradável, ou que outros componentes químicos não considerados podem interferir no processo descrito pelo coeficiente kdc.

Os coeficientes obtidos na calibração do fósforo, para a bacia do ribeirão Garcia, foram superiores aos obtidos para a bacia do ribeirão Concórdia, apresentando taxas médias das reações entre as duas bacias superior a 5 vezes. É observado que as reações de hidrólise do fósforo orgânico e de sedimentação do fósforo inorgânico na bacia urbana se desenvolvem com velocidades mais elevadas do que aquelas da bacia rural.

Embora escasso naturalmente, o fósforo ocorre em corpos receptores por conta do aporte oriundo de várias atividades antrópicas. A drenagem pluvial de áreas agrícolas e de áreas urbanas pode contribuir para a elevação da concentração de fósforo em corpos de água, além das cargas pontuais, como esgotos domésticos e efluentes industriais. As reações de desnitrificação também são mais rápidas na bacia urbana, mas as relações entre as taxas médias é da ordem de 2 vezes. As águas residuárias normalmente são a maior e mais importante fonte de nitrogênio em cursos de água. São diferentes as formas que o nitrogênio se encontra no esgoto bruto. Mas, predominantemente, apresenta-se em sua forma orgânica e/ou amônia (Von Sperling, 2007). Por ser resultado da presença de nitrogênio, em suas diferentes formas, as taxas e coeficientes  $k_{hn}$ , von, kna, kdn e vdi, representam as cinéticas de primeira ordem, onde as velocidades das reações são proporcionais as concentrações das substâncias consideradas.

Os resultados mostram que valores obtidos para a bacia urbana são superiores àqueles da bacia rural. Além disso, condições ambientais, como a presença de compostos tóxicos, pH, temperatura, a própria concentração de nitrogênio e ácido nitroso,

podem ser interferentes significativos nos processos de nitrificação e desnitrificação (Metcalf e Eddy, 2003).

Segundo Chapra *et al.* (2007), a alcalinidade apresenta influência nos processos nitrificantes e desnitrificantes, podendo diminuir a ocorrência do primeiro e aumentar o valor do segundo. Além de interferir nos processos que envolvem o nitrogênio, a alcalinidade pode modificar o comportamento do coeficiente envolvido na hidrólise do fósforo orgânico, k<sub>hp</sub>, diminuindo seu valor.

# Coeficiente de reaeração: Calibração e determinação empírica

Uma forma de obter os valores de coeficientes cinéticos, em especial, o coeficiente de reaeração, é a utilização de modelos empíricos, obtidos através de experimentos em laboratório ou em campo.

Deve-se ressaltar a importância de que as características hidráulicas modeladas apresentem similaridade nas características do corpo de água que originou a equação (Cox, 2003; Jha *et al.*, 2004).

Segundo Von Sperling, (2007) os modelos baseados nos dados hidráulicos de cursos de água, em resposta as suas próprias origens, possuem faixas de aplicação. Ou seja, cada equação responde, teoricamente, a uma faixa de condições hidráulicas específicas, não sendo eficientes em condições diferentes. Utilizando os modelos empíricos constantes do Quadro 1, os coeficientes de reaeração foram calculados e, posteriormente, comparados com os valores obtidos pela calibração manual. Os valores de k<sub>2</sub> obtidos pelas equações de Tsivoglou e Wallace (1972) e Tsivoglou e Neal (1976), foram significativamente superiores aos demais, para ambos os ribeirões. O comportamento ao longo dos trechos simulados encontra-se na Figura 4.

Os valores encontrados nos processo de calibração, para ambos os ribeirões, apresentaram semelhança com os resultados apresentados por Kondageski e Fernandes (2009), os quais, calibrando o modelo com um algoritmo genético na bacia do rio Palmital, obtiveram médias que variaram de 6,877 a 208,217 d<sup>-1</sup>, com máximos de 528,903 d<sup>-1</sup>.

Nota-se que os valores calibrados de k<sub>2</sub> apresentam-se na faixa intermediária do eixo "y", com exceção dos trechos finais dos corpos de água, os valores obtidos pela calibração ficaram acima dos valores calculados pelos modelos empíricos. Nota-se também que a diferença entre os valores calculados é relativamente grande, sugerindo valores diferentes para as mesmas condições hidráulicas impostas.

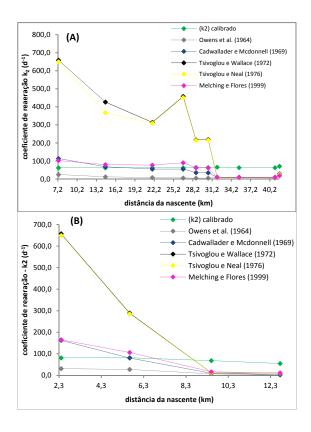


Figura 4 - Valores obtidos pela calibração e os valores calculados para o coeficiente de reaeração k<sub>2</sub>, nas bacias A) do Ribeirão Garcia e B) do Ribeirão Concórdia.

O ribeirão Garcia apresenta, entre o km 32 e a foz, dados calibrados que sugerem valores muito acima de todos os modelos empíricos, justamente na região em que todos os modelos apresentam alto grau de compatibilidade entre si. Nesta parte do ribeirão ocorre grande aporte de esgoto sanitário, ou seja, as características químicas e biológicas da água são altamente afetadas neste trecho.

Através da calibração, na bacia do ribeirão Concórdia apresentou coeficientes cinéticos superiores nos trechos finais do curso de água, repetindo o mesmo comportamento na bacia do ribeirão Garcia.

Na bacia do ribeirão Concórdia, o uso e ocupação do solo evolui de forma difusa e gradativa de montante para jusante, ocorrendo aportes de nutrientes e compostos químicos que podem interferir nos processos cinéticos.

A Tabela 3 apresenta o coeficiente de Pearson da correlação entre os valores calibrados e os calculados a partir dos modelos empíricos.

A coluna (a), que representa a calibração, é a coluna que apresenta os menores coeficientes, sugerindo baixa relação desta com os modelos empíricos. As equações (2), (3), (4) e (5) apresentam valores de coeficientes de Pearson relativamente altos, e demonstram alta compatibilidade entre os valores calculados por esses modelos. Ocorre que para estes modelos onde existe alta aderência, as variáveis independentes são as mesmas, a velocidade do escoamento e a declividade do corpo de água.

Considerando que os modelos dispostos na Tabela 3 são recomendados para faixas de condições hidráulicas semelhantes, os valores de k<sub>2</sub> encontrados deveriam, por consequência serem também semelhantes. Enquanto que a velocidade e a profundidade média são fatores independentes e relevantes para algumas equações, para outras, a relevância está na declividade, ou até mesmo na vazão escoada. Esta diferença na concepção das equações resultou valores discrepantes em certos casos e, muito próximos em outros, dependendo sempre de quais eram as variáveis independentes.

Mesmo não tendo valores de coeficientes de Pearson significativos, a calibração na bacia do ribeirão Garcia apresentou valores mais próximos dos obtidos com as equações, quando comparado aos resultados da bacia do ribeirão Concórdia. Contudo, as equações apresentaram coeficientes de Pearson mais próximos, quando comparadas entre si, para a bacia do ribeirão Concórdia, demonstrando maior agrupamento dos valores obtidos. Isto permite dizer que as equações utilizadas para determinar o coeficiente de reaeração se adaptaram melhor às características hidráulicas na bacia do ribeirão Concórdia.

Mesmo tendo condições hidráulicas que permitem a utilização dos mesmos modelos de cálculo, as bacias estudadas possuem uso e ocupação espacial diferenciado. A bacia do ribeirão Concórdia caracteriza-se por ser rural e composta de pequenas propriedades, com uso do solo composto por agricultura anual, pastoreio e áreas com mata nativa e florestas plantadas. A bacia do ribeirão Garcia apresenta elevado grau de urbanização, recebendo despejos indústrias e domésticos em quase a totalidade de sua extensão. Enquanto a primeira recebe cargas pequenas e difusas ao longo de seus canais, a segunda recebe altas cargas pontuais, modificando assim as características da água ao longo do ribeirão.

0.987

0.802

Equação	(a)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
(a)	1,000	0,351	0,333	0,196	0,218	0,339
(1)	0,158	1,000	0,837	0,139	0,155	0,578
(2)	0,080	0,478	1,000	0,487	0,885	0,869
(3)	0,053	0,182	0,887	1,000	0,985	0,932

Tabela 3 - Coeficiente de Pearson da correlação entre para os valores de k<sub>2</sub> calibrados e calculados. (A parte superior da tabela representa a bacia do ribeirão Garcia, e parte inferior, a bacia do ribeirão Concórdia).

onde (a) é k<sub>2</sub> calibrado; (1) equação de Cadwallader e Mcdonnell (1969); (2) equação de Melching e Flores (1999); (3) equação de Owens *et al.* (1964); (4) equação de Tsivoglou; Neal (1976); (5) equação de Tsivoglou e Wallace (1972).

0,506

0,864

# **CONCLUSÃO**

(4)

(5)

O processo de calibração do modelo Qual2k apresentou resultados significativos, demonstrando alta capacidade de adaptação aos sistemas modelados, bem como dados de monitoramento com alto grau de confiabilidade. Mesmo apresentando alta aderência entre os dados observados e os calculados, os coeficientes cinéticos resultantes nem sempre foram condizentes com os encontrados em literatura.

0.047

0.014

0,185

0,105

Quando foram comparados os comportamentos dos coeficientes cinéticos em cada bacia estuda, foi constatada grande diferença. Considerando a diferença substancial que existe entre o uso e ocupação do solo em cada bacia, pode-se notar que características exógenas podem estar interferindo na velocidade das reações que ocorrem nos canais fluviais.

Os modelos empíricos utilizados para determinar o coeficiente de reaeração apresentaram valores diferentes dos encontrados com a calibração, para ambas as bacias. Nota-se uma aproximação maior entre os valores calculados para a bacia do ribeirão Concórdia, demonstrando maior agrupamento dos coeficientes obtidos.

# **AGRADECIMENTO**

Agradecemos MCT/FINEP/CT-HIDRO-IGRH 01/2007, Projeto intitulado "Disponibilidade Hídrica para Aplicação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos. Quantidade e Qualidade de Água", convênio 2076/07, pelo financiamento de

pesquisa, a CAPES pelas bolsas do primeiro e terceiro autores.

1,000

0.931

0.813

1.000

#### REFERÊNCIAS

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater Treatment and Disposal.* New York: Marcel Dekker, 1981. 292 p.

BAUMLE, A. M. B. *Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica:* efeitos de erros de calibração de modelos de qualidade de água. 2005. 262 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005

BONGARTZ, K.; STEELE, T. D.; BABOROWSKI, M.; LINDENSCHMIDT, K. Monitoring, assessment and modelling using water quality data in the Saale River Basin, Germany. Environmental Monitoring and Assessment, v. 135, p. 227-240, 2007.

BOXALL, J. B.; GUYMER, I. Longitudinal mixing in meandering channels: new experimental data set and verification of a predictive technique. *Water Research*, v. 41, n. 2, p. 341-354, Jan 2007.

BRANDELERO, S. M.; SIQUEIRA, E. Q.; LIMA, A. C. B. Deso-xigenação em água superficial de ambiente lótico. *Ambi-água*, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 163-171, 2010.

BRAVO, J. M.; ALLASIA, D.; TASSI, R.; MELLER, A.; COL-LISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. *Manual de usuário do modelo hidrológico WIN\_ IPH2*. Versão 1.0. Porto Alegre: Rutinéia Tassi, 2006. 63 p.

BROWN, L. C.; BARNWELL, Jr. T. O. Computer program documentation for the enhanced stream water quality model

- QUALZE and QUALZE-UNCAS. Report EPA/600/3-87/007. Georgia, USA: US Environmental Protection Agency, 1987.
- CADWALLADER, T. E.; MCDONNELL A. J. A multivariate analysis of reaeration data. *Water Research*, v. 3, p. 731-742, 1969.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. *QUAL2K:* A modeling framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.07: Documentation and Users Manual. Medford, MA, USA: Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, 2007. Disponível em: <a href="http://www.epa.gov/Athens/wwqtsc/html/qual2k/html">http://www.epa.gov/Athens/wwqtsc/html/qual2k/html</a>>. Acesso em: 23 out. 2011
- COX, B. A. A review of currently available in-stream waterquality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *The Science of the Total Environment*, v. 314-316, p. 335-377, Oct 2003.
- FAN, C.; KO, CH.; WANG, WS. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 5, p. 1824-1832, Apr 2009.
- FRÉMAUX, B. *Eléments de cinétique et de catalyse*. Paris: Lavoisier, 1989. 220 p.
- JHA, R.; OJHA, C. S. P.; BHATIA, K. K. S. A supplementary approach for estimating reaeration rate coefficients. *Hydrological Processes*, v. 18, p. 65-79, 2004.
- KANNEL, P. R.; LEE, S.; LEE, Y. –S.; KANEL, S. R.; PELLETIER, G. J. Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. *Ecological Modeling*, v. 202, n. 3-4, p. 503-517, 2007.
- KONDAGESKI, J. H.; FERNANDES, C. V. S. Calibração de Modelo Matemático de Qualidade da Água Utilizando Algoritmo Genético: Estudo de caso do Rio Palmital, PR. *RBRH Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 14, n. 1, p. 63-73, 2009.
- LONGE, E. O.; OMOLE, D. O. Analysis of pollution status of river Illo, Ota, Nigeria. *Environmentalist*, v. 28, n. 4, p. 451-457, 2008.
- MARSILI-LIBELLI, S.; GIUSTI, E. Water quality modelling for small river basins. *Environmental Modelling &Software*, v. 23, n. 4, p. 451-463, Apr 2008.
- MCINTYRE, N. R.; WAGENER, T.; WHEATER, H. S.; CHAPRA, S. C. Risk-based modelling of surface water quality:

- a case study of the Charles River, Massachusetts. *Journal of Hydrology*, Amsterdan, v. 274, n. 1-4, p. 225-247, Apr 2003.
- MELCHING, C. S.; FLORES, H. E. Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey Database. *Journal of Environmental Engineering*, v.125, n. 5, p. 407-414, May 1999.
- METCALF; EDDY. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.
- OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. *International Journal of Air and Water Pollution*, v. 8, n. 8/9, p. 469-486, 1964.
- PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS. *Journal of Environmental Management*, v. 83, n. 2, p. 131-144, Apr 2007.
- PARK, S. S.; LEE, Y. S. A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling*, v. 52, n. 1, p. 65-75, Jun 2002.
- PARKER, G. W; GAY, F. B. *A procedure for estimating reaeration coefficients for Massachusetts streams.* Boston: U.S. Geological Survey, Division of water pollution, 1987.
- PELLETIER, G. J.; CHAPRA, C. S.; TAO, H. QUAL2Kw a framework for modeling water quality in streams and rivers using genetic algorithm for calibration. *Environmental Modeling&Software*, v. 21, n. 3, p. 419-425, Mar 2006.
- PINHEIRO, A.; BERTOLDI, J.; VIBRANS, A. C.; REFOSCO, J. C. Relação entre uso da terra da faixa ciliar e a qualidade das águas em uma bacia agricola. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL DE AIDIS, 31., 2008, Santiago. *Anais...* Santiago: AIDIS, 2008. p. 1-7.
- RAUCH W.; HENZE M.; KONCSOS L.; REICHERT P.; SHANAHAM P.; SOMLYODY L.; VANROLLEGHEM P. River water quality modelling: I. State of the art. *Water Science Technology*, v. 38, n. 11, p. 237–244, 1998.
- SANTA CATARINA (Estado). Empresa de pesquisa agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. *Relatório Síntese:* monitoramento socioeconômico. Santa Catarina, 2005. 57 p.
- TSIVOGLOU, E. C.; NEAL, L. A. Tracer Measurement of Reaeration. III. Predicting the Reaeration Capacity of Inland Streams. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 48, n. 12, p. 2669-2689, Dec 1976.

TSIVOGLOU, E. C.; WALLACE, J. R. *Characterizing stream reaeration capacity.* Rep. No. EPA-R3-72-012. Washington, D.C.: U.S. Environomental Protection Agency, 1972.

VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007. 588 p.

WILCOCK, R. J. Study of River Reaeration at different flow Rates. *Journal of Environmental Engineering*, v. 114, n. 1, p. 91-105, Feb 1988.

# Analysis of Reaeration and Kinetic Coefficients Used in the Simulation of Water Quality in Rivers

#### **ABSTRACT**

We evaluated the kinetic coefficients and reaeration used in the simulation of water quality in the river network of two basins. The model chosen for simulation was Qual2k. Water quality data sets collected at 6 points in the Concordia basin and 4 points in the Garcia River basin are used. The quantitative information was estimated by simulation using hydrologic model WIN\_IPH2 precipitation transformation of runoff. The calibration procedure used the coefficient of determination. Ten kinetic coefficients, plus the reaeration coefficient were calibrated. The coefficients were calibrated for each sampling date. The adjusted kinetic coefficients were correlated with the explanatory variables, confirming that the flow reasonably explains the reaeration coefficient. Concentrations of these constituents influenced the kinetic coefficients. Key-words: Water quality, simulation models, kinetic coefficients.

# Simulação da Dinâmica da Água em Solo Cultivado com Feijão Caupi no Brejo Paraibano

# Edevaldo Miguel Alves, André Maciel Netto, Antonio Celso Dantas Antonino

Departamento de Energia Nuclear, CTG, UFPE edevaldofisica@gmail.com, amnetto@ufpe.br, acda@ufpe.br

# José Romualdo de Sousa Lima

Unidade Acadêmica do Agreste, UFRPE romualdo@uag.ufrpe.br

#### Eduardo Soares de Souza

Unidade Acadêmica do Serra Talhada, UFRPE eduardosouza@uast.ufrpe.br

# Suzana Maria Gico Lima Montenegro, Jaime Joaquim da Silva Perreira Cabral, Manuella Virginia Salgueiro Gondim

Departamento de Engenharia Civil, CTG, UFPE suzanam@ufpe.br, jaimejcabral@yahoo.com, manuellavirginia@yahoo.com.br

Recebido: 22/08/11 - revisado: 14/11/11 - aceito: 09/04/12

#### **RESUMO**

O feijão caupi (Vigna unguiculata L. Walp.) apresenta enorme importância econômica e social para os agricultores do nordeste brasileiro e, portanto, o conhecimento da dinâmica da água no sistema solo-planta-atmosfera é fundamental para os estudos sobre o uso de água pela cultura, proporcionando a otimização da produção. Existem diversas técnicas experimentais para o estudo da dinâmica da água, porém os elevados custos, a complexidade e o tempo de execução limitam o estudo destes processos o que faz a modelagem matemática de cenários ser bastante empregada, tanto na busca por conhecimento quanto na previsão de resultados. O objetivo deste trabalho foi simular a dinâmica da água no solo cultivado com feijão caupi por meio do programa Hydrus1D, nas diferentes fases fenológicas da cultura (emergência, vegetativa, reprodutiva e maturação). O Hydrus1D foi calibrado com o solo sem vegetação e com o solo vegetado, e depois utilizado na simulação da dinâmica da água em todas as fases fenológicas. O Hydrus1D simulou cada fase de forma satisfatória, com relação à umidade volumétrica do solo e apresentou bons resultados nas simulações da evolução do armazenamento de água e da evapotranspiração, que são importantes componentes do balanço hídrico.

Palavras chaves: umidade volumétrica, Hydrus 1D, evapotranspiração, modelagem.

# INTRODUÇÃO

Dentre os diferentes produtos agrícolas encontrados nas regiões tropicais, o feijão caupi se destaca pelo alto valor nutritivo, além do baixo custo de produção, e de ser amplamente cultivado por pequenos produtores (Frota et al., 2008). No estado da Paraíba, o feijão caupi é cultivado em quase todas as microrregiões, numa área aproximada de 201.787 ha. Com produção aproximada de 101.146 t ano-1 e rendimento médio de 501,25 kg ha-1, ocupa o primeiro lugar em área plantada no estado e exerce

efetiva participação na dieta alimentar da população, por constituir-se em excelente fonte de proteínas e carboidratos de baixo custo (Souza, 2005).

A dinâmica da água no solo está diretamente relacionada à produção vegetal e deste modo, a caracterização dos fatores que interferem no movimento da água no solo se torna imprescindível. O movimento da água no sistema solo-planta-atmosfera envolve processos como infiltração, redistribuição, drenagem interna e absorção da água pelas plantas, os quais podem ser medidos ou estimados pelo método do balanço hídrico (Lima et al., 2006a).

As principais vantagens das simulações numéricas são a facilidade de execução, os baixos custos e a rápida obtenção dos resultados. Simular as interações no sistema solo planta atmosfera é uma tarefa complexa devido a não-linearidade dos processos de transferências, a variedade de escalas envolvidas e as incertezas dos dados de entrada (Soarres, 2009).

Existem diversos modelos matemáticos para simular as interações no sistema solo-planta-atmosfera. O Hydrus1D (Simunek et al., 2008) é um programa computacional que simula a dinâmica da água, o transporte de calor e de solutos em solos saturados e não saturados, cultivados ou não. Desenvolvido por pesquisadores dos U. S. Salinity Laboratory e da Universidade da Califórnia em Riverside, o programa Hydrus1D foi utilizado para resolver uma ampla variedade de problemas, como por exemplo: a simulação dos termos do balanço hídrico, estimação de recarga, desempenho do solo em atividades de engenharia, lixiviação de nitratos e pesticidas e o transporte de hidrocarbonetos no solo (Scanlon, 2004).

Conhecendo a importância do feijão caupi no cenário agrícola nordestino, e sabendo que a dinâmica da água no solo é um fator determinante para a produção vegetal, o objetivo deste trabalho foi simular a dinâmica da água em um solo cultivado com feijão caupi nas quatro fases fenológica da cultura (emergência, vegetativa, reprodutiva e maturação), utilizando o programa Hydrus1D (versão 4.0), avaliando a influência das fases fenológicas da cultura nos fluxos de água, calibrando e validando o programa para as condições do nordeste do Brasil, por meio da comparação dos dados medidos experimentalmente e simulados pelo modelo.

# **MATERIAL E MÉTODOS**

#### Experimento de campo

As medidas necessárias para a simulação da dinâmica da água no solo foram realizadas por Lima (2004) e Souza (2005) em um Latossolo Amarelo (LA), numa área de 4,0ha da fazenda Chã de Jardim, pertencente ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba no município de Areia, situado na microrregião do Brejo Paraibano, com localização de 6° 58'12"S e 35°42'15"O, e altitude de aproximadamente 619 m acima do nível do mar. O clima na região, pela classificação de Köppen, é do tipo quente e úmido, com maiores

precipitações nos meses de Junho e Julho (Brasil, 1972).

No centro da área experimental foi montada uma estação meteorológica composta de um piranômetro para a medição da radiação solar global, um saldo radiômetro para medir o saldo de radiação, três sensores de temperatura e umidade relativa do ar, três sensores de velocidade do vento e um pluviógrafo para a medida da precipitação pluviométrica. Também foram instalados nove sensores tipo TDR (Reflectometria no Domínio do Tempo) modelo CS615 da Campbell Scientific Inc., nas profundidades de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100 e 120 cm para as medições das evoluções dos perfis de umidade volumétrica do solo. A curva de calibração utilizada foi a do próprio sensor, pois, Lima et al. (2006b), ao compararem a umidade volumétrica medida com esses sensores, na mesma área experimental, com medidas gravimétrica e de sonda de nêutrons, não encontraram diferença estatística entre os valores de umidade do solo. A evapotranspiração de referência (ET<sub>0</sub>) foi calculada com a equação proposta por Penman-Monteith (Allen et al., 1998):

$$ET_{0} = \frac{0.408 \,\Delta \cdot (Rn - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot u_{2} \cdot (e_{s} - e_{a})}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0.34 \cdot u_{2})} \quad (01)$$

Na qual Rn [MJ.m²d¹] é o saldo de radiação, G [MJ.m²d¹] é a densidade de fluxo de calor no solo, T [°C] é a temperatura média do ar,  $\mathbf{u}_2$  [m.s¹] é a medida da velocidade do vento à 2,0 m de altura,  $\mathbf{e}_s$  [kPa] é a pressão de vapor à saturação,  $\mathbf{e}_a$  [kPa] é a pressão de vapor, ( $\mathbf{e}_s - \mathbf{e}_a$ ) [kPa] é o déficit de pressão de vapor,  $\Delta$  [kPa°C¹] é o parâmetro de inclinação da curva de pressão de vapor,  $\gamma$  [kPa°C¹] é a constante psicométrica.

Tabela 1 - Período de simulação e fases fenológicas.

Fase	Duração	Período de
fenológica	da fase	simulação
Emergência	11 a 20/03/03	13 a 20/03/03
Vegetativa	21/03 a 29/04/03	11 a 17/04/03
Reprodutiva	30/04 a 20/05/03	05  a  11/05/03
Maturação	24 a 02/06/03	24 a 30/05/03

As simulações foram realizadas com os dados experimentais do solo cultivado com feijão caupi coletados no período de 11/03/2003 a 02/06/2003. O plantio da cultura foi realizado nos

dias 11 e 12/03/2003 e a colheita nos dias 27/05 a 02/06/2003. A tabela *I* apresenta os períodos de simulação para as fases fenológica do feijão.

# O Hydrus1D

No Hydrus1D, o fluxo unidimensional de água é descrito pela equação de Richards (1931):

$$C_{\psi_m} \frac{\partial \psi_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\theta) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial z} \right] - R \tag{02}$$

Em que  $C_{\psi_m}$  é a capacidade hidráulica ou capilar do solo,  $\psi$  e  $\psi_m$  são os potenciais total e matricial da água no solo respectivamente,  $\theta$  é a umidade volumétrica, t é o tempo, z é a coordenada vertical, R é a extração de água pelo sistema radicular da planta e  $K(\theta)$  é a curva de condutividade hidráulica em função da umidade volumétrica.

A extração de água pelo sistema radicular, R, é definida como o volume da água extraído pela planta, em um determinado volume de solo, por unidade de tempo, ou seja, R apresenta dimensões  $L^3L^3T^{-1}$ . Segundo o modelo de Feddes et al. (1978) R é definido como:

$$R(\psi_m) = \gamma(\psi_m) R_p \tag{03}$$

Na qual,  $\gamma(\psi_m)$  é uma função resposta ao estresse hídrico  $(0 \le \gamma \le 1)$  para explicar a redução da extração de água pelo sistema radicular devido ao estresse hídrico da planta proposta por Feddes et. al. (1978).  $\gamma(\psi_m)$  é uma função do potencial matricial e  $R_p$  é a taxa de extração de água máxima, definida pela razão da taxa de transpiração máxima pela profundidade da zona radicular da cultura  $(R = T_M/L_R)$ 

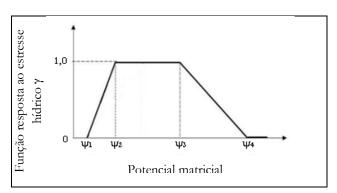


Figura 1 – Função da resposta do estresse hídrico em função do potencial matricial (Feddes et al., 1978).

A Figura 1 apresenta a função resposta ao estresse hídrico, na qual há uma variação linear na taxa de extração de água entre  $\psi_1$  e  $\psi_2$  (acréscimo) e entre  $\psi_3$  e  $\psi_4$  (decréscimo) devido à falta de aeração ou redução da água disponível para a planta, respectivamente; e entre os potenciais  $\psi_2$  e  $\psi_3$  as raízes extraem água a uma taxa máxima (Feddes et al., 1978).

No Hydrus1D, a solução da equação de Richards (Eq. 02) é feita por meio do método de elementos finitos, sujeita às condições iniciais e de fronteira, sendo para isso necessário o conhecimento das propriedades hidráulicas do solo, como a curva de retenção  $\psi_{\rm m}(\theta)$  e curva de condutividade hidráulica  $K(\theta)$ . Para a simulação da dinâmica da água em solo cultivado com feijão caupi foram utilizadas as equações de van Genuchten para a curva de retenção e para a curva de condutividade hidráulica, com a hipótese de Mualem (1976) para relacionar os parâmetros de forma  $n \in m$ , dadas por:

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + \left(\alpha |\psi_m|\right)^n\right]^m} \tag{04}$$

$$K(\theta) = K_s \cdot S_e^{0.5} \cdot \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}}\right)^m\right]^2$$

$$com, S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$
(05)

Em que,  $K_s$  é condutividade hidráulica do solo na condição de saturação,  $\alpha$ , é o inverso do potencial matricial critico,  $\theta_r$  e  $\theta_s$  são as umidades volumétricas residual e na saturação do solo, respectivamente.

# Condições iniciais e de fronteira

A partir dos dados de umidade volumétrica obtidos experimentalmente, foi realizada uma interpolação linear, com o objetivo de estimar os valores de umidade volumétrica em cada centímetro de solo. Estabelecendo-se assim as condições iniciais, perfis de umidade volumétrica, usadas nas simulações para cada fase fenológica da cultura (Figura 2).

Os dados atmosféricos de entrada no modelo, para o limite superior do solo, foram a precipitação pluviométrica, a evapotranspiração de referência e o potencial crítico na superfície do solo, que corresponde aproximadamente ao valor do potencial matricial de um solo seco ao ar (Antonino, 1988).

Para as condições de fronteira inferior, foram usados valores de umidade medidos na profundidade de 120 cm.

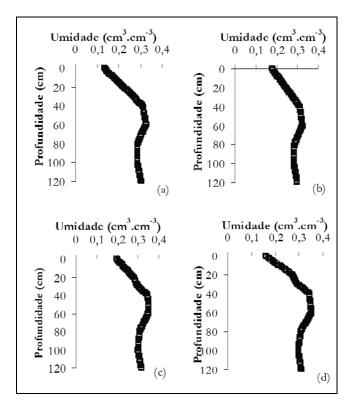


Figura 2 – Condição inicial de umidade volumétrica do solo, para as fases (a) Emergência, (b) Vegetativa, (c) Reprodução (floração) e (d) Maturação.

# Determinação dos parâmetros do solo

Para as simulações, considerou-se uma camada de solo com 120 cm de espessura. Ela foi discretizada com  $\Delta z$  constante e igual a 1,0 cm. O passo de tempo,  $\Delta t$ , usado foi variável, limitado por um dado valor mínimo ( $\Delta tmin$ ) e um dado valor máximo do passo de tempo ( $\Delta tmax$ ) (i.e.,  $\Delta tmin \leq \Delta t \leq \Delta tmax$ ).

O solo foi dividido, em função das propriedades hidráulicas  $\psi(\theta)$  e K( $\theta$ ), em duas camadas, a primeira camada corresponde às profundidades de 0 à 40 cm e a segunda camada de 41 à 120 cm. Para  $\psi(\theta)$  e K( $\theta$ ), os parâmetros de forma (n e m) e de normalização (K<sub>s</sub>,  $\theta_s$  e  $\alpha$ ) foram determinados por Soares (2009) com o método Beerkan (Haverkamp et al.,1998; Souza et al., 2008). Para isso, foram realizados ensaios de infiltração em vários pontos da

parcela, nas profundidades de 20, 40, 60 e 80 cm, e a análise granulométrica do solo, por meio da qual foram determinados os diâmetros das partículas do solo. A umidade residual θr foi assumida ser igual a zero (Antonino et al., 2005). O armazenamento de água no solo foi obtido por meio da área sobre o perfil de umidade volumétrica, integrando-se esta área por meio da regra do trapézio, considerando-se desde a superfície até a profundidade de interesse (z = 120 cm).

As medidas de altura da planta foram realizadas, semanalmente, desde o estabelecimento até a colheita, em 10 plantas previamente selecionadas na área experimental. Também, foram realizadas coletas do sistema radicular da cultura para a determinação da profundidade e o comprimento das raízes no solo (Lima, 2004).

A partição da evapotranspiração máxima,  $ET_M$ , em transpiração máxima,  $T_M$ , e evaporação máxima,  $E_M$ , necessárias para a entrada no programa Hydrus1D, foi obtida conforme Ritchie (1972):

$$T_M = ET_M \cdot \left(1 - e^{-k \cdot IAF}\right) \tag{06}$$

$$E_M = ET_M \cdot e^{-k \cdot IAF} \tag{07}$$

$$Com, ET_M = ET_0 \cdot k_c \tag{07}$$

Em que, IAF é o índice de área foliar; k é uma constante que governa a absorção da radiação pela copa da cultura em função do ângulo do sol, a distribuição das plantas e do arranjo das folhas; e  $k_c$  é o coeficiente da cultura [-], determinado por Lima (2004) para a mesma cultura e local.

O índice de área foliar foi calculado com a equação de Medeiros et al. (2001):

$$IAF = 0.297 + 0.048 PC - 0.0000754PC^{2}$$
 (08)

Em que, PC é a porcentagem de cobertura [-] determinada por Lima (2004) para a mesma cultura e local durante o ciclo da cultura.

# Análises de sensibilidade e desempenho estatístico

Uma análise de sensibilidade no programa Hydrus1D foi realizada com a finalidade de avaliar quais parâmetros do solo ou da planta requerem uma maior exatidão na sua determinação. Para isso, utilizou-se o método de superfície de resposta, em que várias simulações são realizadas apenas com a

modificação de um único parâmetro enquanto os demais parâmetros não são alterados. A análise de sensibilidade foi realizada nos seguintes parâmetros: o inverso da pressão de borbulhamento ( $\alpha$ ), o parâmetro de distribuição do tamanho dos poros (n), a condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) e os potencias matriciais da água no solo do modelo de Feddes et. al. (1978) para extração de água pelo sistema radicular ( $\psi_1$ ,  $\psi_2$ ,  $\psi_3$  e  $\psi_4$ ). Os dados de saída avaliados foram a evapotranspiração acumulada (ET<sub>acum</sub>), a drenagem do solo na base do perfil (D), a evolução da umidade volumétrica ( $\theta$ ) e o armazenamento de água no solo (A).

Para a análise de desempenho do modelo, que avalia a concordância entre os dados experimentais e os valores simulados pelo Hydrus1D, utilizou-se o erro quadrático médio (EQM), o coeficiente de correlação (r), O coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) e o índice de concordância (d) proposto por Willmott *et al.* (1985), dados por:

$$EQM = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} (T_i - M_i)^2$$
 (09)

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{N} \left[ \left( T_{i} - \overline{T} \right) \cdot \left( M_{i} - \overline{M} \right) \right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^{N} \left[ \left( T_{i} - \overline{T} \right)^{2} \right] \cdot \sum_{i=1}^{N} \left[ \left( M_{i} - \overline{M} \right)^{2} \right]}}$$
(10)

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N} (T_i - M_i)^2}{\sum_{i=1}^{N} \left[ \left| T_i - \overline{M} \right| + \left| M_i - \overline{M} \right| \right]^2}$$
(11)

Nas quais,  $T_i$  representa os valores calculados pelo modelo,  $M_i$  representa os valores experimentais,  $\overline{M}$  é a média dos valores experimentais e Né o numero de determinações.

De acordo com Santos & Camargo (2006), o "r" indica a precisão do modelo, ou seja, quanto da variação da variável dependente é explicada por aquela das variáveis independentes. O índice "d", com variação entre 0 e 1, indica o grau de exatidão entre os valores estimados e observados, quanto

mais próximo de 1, melhor a exatidão do modelo em estimar a variável dependente

# **RESULTADOS**

#### Análise de Sensibilidade

A variação da umidade volumétrica do solo em função da variação dos parâmetros  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$ ,  $K_{s1}$ ,  $K_{s2}$ ,  $n_1$  e  $n_2$  é apresentada na Figura 3.

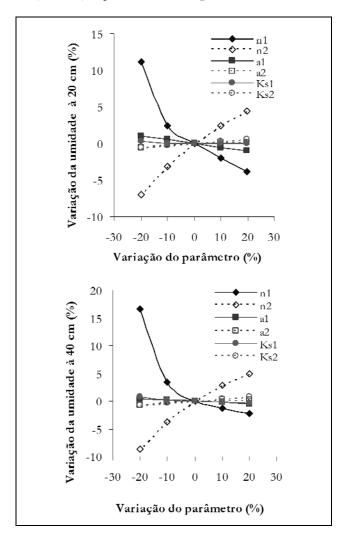


Figura 3 – Variação percentual da umidade volumétrica do solo em função da variação dos parâmetros de entrada  $(\alpha_1, \alpha_2, K_{s1}, K_{s2}, n_1 e n_2)$ .

Os parâmetros  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$ ,  $K_{s1}$ ,  $K_{s2}$ , tiveram comportamentos semelhantes quanto a variação de umidade do solo, uma vez que suas curvas estão quase sobrepostas. A variação dos parâmetros  $n_1$  e  $n_2$  pro-

vocaram significativas mudanças na umidade volumétrica do solo, afetando a evaporação do solo, o armazenamento de água no solo e a drenagem na base do perfil.

Os resultados da análise de sensibilidade mostraram que os parâmetros  $n_1$  e  $n_2$  da curva de retenção de água, respectivamente da primeira e segunda camada do solo, foram os que mais influenciaram em todas as saídas analisadas.

Após a análise de sensibilidade, o programa foi calibrado tanto para o solo sem vegetação quanto para o solo vegetado por meio da comparação dos dados simulados no Hydrus1D com os dados medidos experimentalmente, de 15 a 21/03/2002, com solo nu e de 11 a 17/04/2003, com solo vegetado. Os parâmetros das curvas de retenção  $\psi(\theta)$  e de condutividade  $K(\theta)$  de van Genuchten (1980), com a hipótese de Mualem (1976), após a calibração, estão apresentados na  $Tabela\ 2$ .

Tabela 2 – Parâmetros da equação de van Genuchten, com a hipótese de Mualem (1976), após a calibração, para as duas camadas do solo

Camada	$\theta_{\rm s}$	α	n	K <sub>s</sub>
	$(cm^3cm^{-3})$	$(cm^{-1})$	n	(cm/h)
1(0-40 cm)	0,459	0,00938	1,369	3,42
2(40-120cm)	0, 440	0,01229	1,327	0,117

# Fase de emergência

Durante a fase de emergência do feijão caupi, ocorreu um total de precipitação pluvial de 88,8 mm distribuídos durante o todo período de simulação. O dia de maior precipitação foi 18/03 (28,0 mm), que ocorreu nas últimas horas do dia. As evoluções da precipitação pluvial e da umidade volumétrica do solo medida e simulada pelo Hydrus1D, nas profundidades de 20 e 60 cm, estão apresentadas na Figura 4.

Os valores de umidade volumétrica medidos e simulados pelo Hydrus1D apresentaram boa concordância, apesar da superestimativa feita pelo Hydrus1D no último dia de simulação na profundidade de 20 cm, como mostra a análise estatística apresentada na Tabela 3.

Esta superestimativa concorda com os resultados encontrados por Ndiaye et al. (2007) na simulação da dinâmica da água em solo cultivado com milho, em um intervalo de tempo de 100h, que concluíram que o modelo Hydrus1D simulou de forma satisfatória a evolução da umidade volumétri-

ca em todas as profundidades analisadas, na qual simulações poderiam ser melhoradas através de uma representação mais precisa da estrutura do solo e da variabilidade das propriedades hidráulicas.

Tabela 3 – Índices estatísticos da evolução da umidade volumétrica do solo na fase de emergência do feijão caupi.

	EQM (%)	d	r	$\mathbb{R}^2$
20 cm	9,71	0,83	0,93	0,85
60 cm	3,99	0,82	0,85	0,72

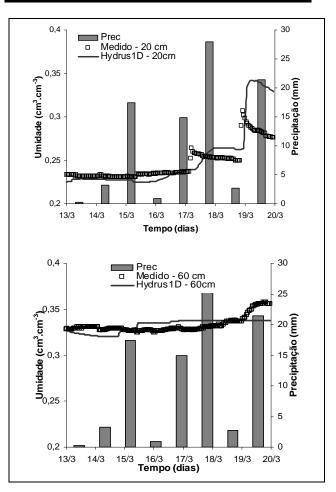


Figura 4 – Precipitação e umidade volumétrica do solo medida e simulada pelo Hydrus1D durante sete dias na fase de emergência da cultura.

O armazenamento de água no solo e a evapotranspiração da cultura nesta fase fenológica estão apresentados na Figura 5. A análise estatística apresentada na Tabela 4 mostra que os resultados encontrados para o armazenamento de água no solo foram muito bons e a evapotranspiração simulada pelo Hydrus1D apenas apresentou diferença significativa no dia 13/3/2003, primeiro dia de simulação e primeiro dia após o plantio. Nesta fase fenológica do feijão caupi, a demanda de água é pequena.

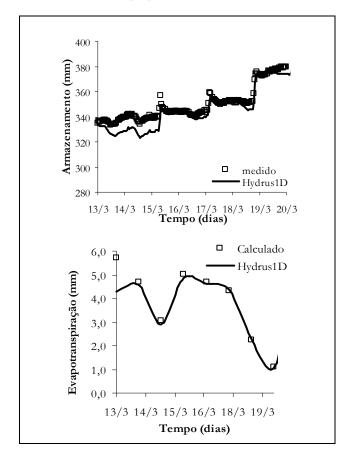


Figura 5 – Armazenamento de água no solo e evapotranspiração na fase de emergência do feijão caupi.

Tabela 4 – Índices estatísticos do armazenamento de água e da evapotranspiração da fase de emergência do feijão caupi.

	EQM (%)	d	r	$\mathbb{R}^2$
11/4/03	4,17	0,93	0,89	0,81
14/4/03	11,58	0,69	0,52	0,27
17/4/03	14,92	0,65	0,50	0,26

O solo estava com apenas 2,0% de cobertura vegetal ao final do dia 20/3/2003, mostrando que a

maior perda de água nos estágios iniciais de desenvolvimento da cultura se dá por evaporação direta do solo.

#### Fase vegetativa

Na fase vegetativa do feijão caupi (20/3 a 29/4/2003), ocorreu uma precipitação de 164,4 mm. No entanto, foi simulado um intervalo em que não houve precipitação (11 a 17/4/2003). A Figura 6 apresenta os perfis de umidade volumétrica medidos e simulados pelo modelo na fase vegetativa.

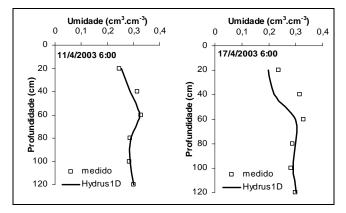


Figura 6 – Perfil de umidade volumétrica medida e simulada do solo nos dias 11 e 17/04/2003.

O perfil de umidade simulado do dia 11/4 apresenta bom resultados como mostra a Tabela 5, pois os valores simulados praticamente concordam com os dados medidos experimentalmente. O perfil simulado do dia 17/4 (que representa o final da simulação para este período) mostra que o solo perdeu umidade principalmente nas camadas de 20 cm e 40 cm. Em geral, os resultados simulados pelo modelo para o perfil de umidade volumétrica foram satisfatórios quando comparado com os dados medidos.

Tabela 5 – Índices estatísticos para o perfil de umidade volumétrica do solo na fase vegetativa do feijão caupi.

	EQM (%)	d	r	$\mathbb{R}^2$
Armazenamento	0,80	0,99	0,99	0,98
Evapotranspiração	13,41	0,96	0,95	0,90

# Fase reprodutiva

Nos setes dias de simulação para a fase de reprodução do feijão caupi, a precipitação foi de 9,4

mm. Destes 9,4 mm, ocorreu uma precipitação de 1,0 mm no primeiro dia de simulação e outra de 8,4 mm no último dia de simulação. Nessa fase, o consumo de água pela cultura ainda é elevado, começando a diminuir no final desta fase e início da fase de maturação. Na Figura 7, é apresentada a evolução da umidade volumétrica do solo na fase reprodutiva do feijão caupi.

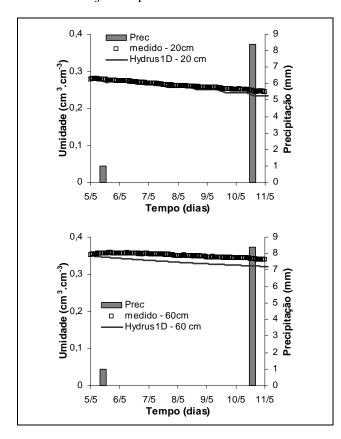


Figura 7 – Precipitação e umidade volumétrica do solo medida e simulada durante sete dias na fase reprodutiva da cultura.

O Hydrus1D simulou de forma satisfatória a evolução da umidade do solo nas duas camadas como mostra a análise estatística da Tabela 6.

Tabela 6 – Índices estatísticos da evolução da umidade volumétrica do solo na fase reprodutiva do feijão caupi.

	EQM (%)	d	r	$\mathbb{R}^2$
20 cm	2,97	0,90	0,94	0,89
60 cm	6,12	$0,\!45$	0,93	$0,\!87$

A pequena subestimativa feita pelo modelo na segunda camada do solo provocou a substimativa

do armazenamento de água no solo, apresentada na Figura 8.

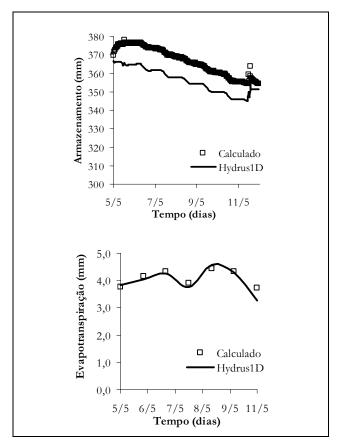


Figura 8 – Armazenamento de água no solo e evapotranspiração no período de 5 a 11/5/2003.

A evolução do armazenamento de água no solo e da evapotranspiração simuladas pelo Hydrus1D apresentaram bons resultados, como apresenta os dados estatísticos da Tabela 7.

Tabela 7 – Índices estatísticos do armazenamento e da evapotranspiração da fase reprodutiva do feijão caupi.

	EQM (%)	d	r	$\mathbb{R}^2$
Armazenamento	2,85	0,69	0,96	0,93
Evapotranspiração	4,57	0,92	0,93	0,88

O erro relativo máximo entre os valores medidos e simulados do armazenamento de água no solo foi de 3,35%. Na evapotranspiração, a única divergência ocorreu no dia 11/5, dia de maior precipitação no período, no qual o valor simulado pelo Hydrus1D foi de 3,26 mm e o determinado experimentalmente foi de 3,71 mm.

# Fase de maturação

Na fase de Maturação do feijão caupi não houve precipitação pluviométrica. A evolução da umidade volumétrica neste período está apresentada na Figura 9.

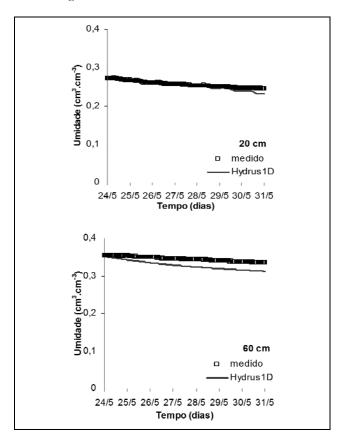


Figura 9 – Evoluções da umidade volumétrica do solo medida e simulada pelo Hydrus1D no período de 24 a 30/5/2003.

Tabela 8 – Índices estatísticos da evolução da umidade volumétrica do solo na fase de maturação do feijão caupi.

	EQM (%)	d	r	$\mathbb{R}^2$
20 cm	2,19	0,93	0,97	0,95
60 cm	5,11	0,49	0,98	0,96

O modelo Hydrus1D calculou de forma satisfatória os valores de umidade na profundidade de 20 cm subestimando os valores de umidade na profundidade 60 cm de acordo com os índices estatísticos apresentados na Tabela 8. O armazenamento de água no solo e a evapotranspiração da cultura estão apresentados na Figura 10.

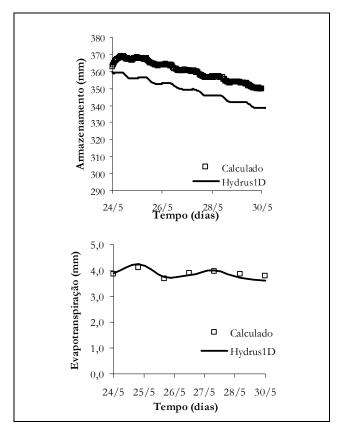


Figura 10 – Armazenamento de água no solo no período de 24 a 30/5/2003.

Tabela 9 – Índices estatísticos do armazenamento de água e da evapotranspiração durante a fase de maturação do feijão caupi.

	EQM (%)	d	r	$\mathbb{R}^2$
Armazenamento	2,77	0,69	0,99	0,98
Evapotranspiração	2,75	0,89	0,87	0,75

A subestimativa feita pelo modelo no armazenamento de água no solo foi devido à pequena subestimativa na umidade volumétrica na profundidade de 40 cm. A Tabela 9 ilustra a análise estatística do armazenamento e da evapotranspiração para esta fase de desenvolvimento da cultura e mostra que houve uma pequena subestimativa do armazenamento de água feita pelo modelo, como ocorreu nas fases vegetativa e reprodutiva. Esta subestimativa concorda com os resultados encontrados por Scanlon et al. (2002), que compararam diversos modelo

numéricos na simulação do comportamento dos componentes do balanço hídrico em regiões semiáridas, e concluíram que os programas Hydrus1D, SoilCover e SWIM, subestimam levemente o armazenamento de água no solo.

Na Figura 11, é apresentado um resumo dos componentes do balanço hídrico simulado pelo Hydrus1D em todo o ciclo do feijão caupi, em que cada subperíodo representa a simulação de sete dias em cada fase fenológica da cultura.

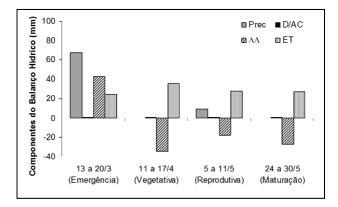


Figura 11 – Precipitação (P), Fluxo (Drenagem ou Ascensão Capilar), Variação do Armazenamento (ΔA) e Evapotranspitação (ET) dos quatros períodos de simulação do feijão caupi.

Observa-se que em dois dos quatros períodos de simulação ocorreram precipitação pluviométrica. O período de emergência (13 a 20/3) foi o de maior precipitação (88,8 mm), e o solo teve uma variação de armazenamento de 59,66 mm e evaporou 28,94 mm. No terceiro período de simulação (fase reprodutiva) ocorreu 9,4 mm e a variação do armazenamento foi de – 18,03 mm.

Analisando os dois períodos de simulação sem precipitação (de 11 a 17/4 na fase vegetativa e de 24 a 30/5 na fase de maturação), observa-se que na fase vegetativa a evapotranspiração foi de 36,09 mm, que corresponde ao maior valor de ET dos quatros períodos estudados, sendo este, o período de maior demanda de água da cultura, e conseqüentemente o período que mais o solo secou ( $\Delta A = -35,68$  mm), e na fase de maturação, a ET foi de 27,04 mm, que corresponde ao menor valor de ET.

# **CONCLUSÕES**

Ferramentas computacionais bem ajustadas podem prever períodos mais prováveis de déficit

hídricos para as culturas, auxiliar o agricultor no uso sustentável da irrigação e, portanto, otimizar a produção. Assim, o Hydrus1D simulou de forma satisfatória o perfil de umidade volumétrica do solo e sua evolução temporal, quer seja em períodos sem precipitação pluvial, quer seja em períodos com precipitações elevadas, demonstrando bom desempenho ao simular a evapotranspiração e a variação do armazenamento de água no solo (importantes componentes do balanço hídrico) em condições atmosféricas variadas e de umidade do solo e nas diferentes fases fenológicas do feijão caupi.

# **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem a CAPES e CNPq pelo suporte.

# REFERÊNCIAS

ALLEN, G. R.; PEREIRA, S. L.; RAES, D.; SMITH, M. *Crop evapotranspiration*: guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. (FAO irrigation and drainage paper, n. 56).

ANTONINO, A. C. D. *Simulação numérica do comportamento da água no solo*. 1988. 118 f. (Mestrado) – Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1988.

ANTONINO, A. C. D.; HAMMECKER, C.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; NETTO, A. M.; ANGULO-JARAMILLO, R.; LIRA, C. A. B. O. Subirrigation of land bordering small reservoirs in the semi-arid region in the Northeast of Brazil: monitoring and Water balance. *Agricultural Water Management*, v. 73, n. 2, p. 131-147, May 2005.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Equipe de Pedologia e fertilidade do Solo. Divisão de Agrologia – SUDENE. *Levantamento exploratório: reconhecimento de solos do Estado da Paraíba*. Rio de Janeiro, 1972. 670 p. (Boletim técnico, 15).

FEDDES, R. A.; KOWALIK, P. J.; ZARADNY, H. *Simulation of Field Water Use and Crop Yield.* New York: John Wiley, 1978.

FROTA, K. M. G.; SOARES, R. A. M.; ARÊAS, J. A. G. Composição química do feijão caupi (Vigna unguiculata L. Walp), cultivar BRS-Milênio. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 28, n. 2, p. 470-476, 2008.

- HAVERKAMP, R.; PARLANGE, J. Y.; CUENCA, R.; ROSS, P. J.; STEENHUIS, T. S. Scaling of the Richards equation and its application to watershed modeling. In: Sposito, G. (Ed.). *Scale dependence and scale invariance in hydrology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1998. p. 190-223.
- LIMA, J. R. S *Balanço hídrico e de energia em solo cultivado e sem vegetação, para as condições do brejo paraibano.* 2004. 167 p. (Doutorado) Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.
- LIMA, J. R. S.; ANTONINO, A. C. D.; ANDRADE, A. P.; SOUZA, C.; SOARES, W. A.; SOUZA, E. S.; SILVA, I. F. Comparação da sonda de nêutrons e de sensores tipo TDR para a determinação dos componentes do balanço hídrico no solo e evapotranspiração do feijão caupi. *Agropecuária Técnica*, Areia, PB, v. 27, n. 1, p. 21-29, 2006a.
- LIMA, J. R. S; ANTONINO, A.C. D.; SOARES, W. A.; SOUZA, E. S.; LIRA, C. A. B. O. Balanço hídrico no solo cultivado com feijão caupi. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v. 1, n. único, p. 89-95, ou.-dez. 2006b.
- MEDEIROS, G. A.; ARRUDA, F. B.; SAKAI, E.; FUJIWARA, M. The influence of crop canopy on evapotranspiration and crop coefficient of beans (Phaseolus vulgaris L.). *Agricultural and Water Management*, v. 49, n. 3, p. 211-224, 2001.
- MUALEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, *Water Resources Research*, v. 12, n. 3, p. 513-522, 1976.
- NDIAYE, B.; MOLÉNAT, J.; HALLAIRE, V.; GASCUEL, C.; HAMON, Y. Effects of agricultural practices on hydraulic properties and water movement in soils in Brittany (France). *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, v. 93, n. 2, p. 251-263, 2007.
- RICHARDS, L. A. Capillary conduction of liquids through porous media. *Journal of Applied Physics*, v. 1, n. 5, p. 318-333, 1931.
- RITCHIE, J. T. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. **Water Resources** Research, v. 8, n. 5, p. 1204-1213, 1972.
- SANTOS, M. A.; CAMARGO, M. B. P. Parametrização de modelo agrometeorológico de estimativa de produtividade do cafeeiro nas condições do estado de São Paulo. *Bragantia*, Campinas, v. 65, n. 1, p. 173-183, 2006.
- SCANLON, B. R. Review of HYDRUS-1D. *Southwest Hydrology*, Estados Unidos, p. 37, Jul/Aug 2004. Disponível em: <a href="http://www.swhydro.arizona.edu/archive/V3\_N4/dept-softwarereview.pdf">http://www.swhydro.arizona.edu/archive/V3\_N4/dept-softwarereview.pdf</a>>. Acesso em: 23 nov. 2011.

- SCANLON, B. R.; CHRISTMAN, M.; REEDY, R. C.; PORRO, I.; SIMUNEK, J.; FLERCHINGER, G. N. Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resources Research*, v. 38, n. 12, p. 59.1-16, Dec 2002.
- SIMUNEK, J.; SEJNA, M.; VAN GENUCHTEN, M. TH. The HYDRUS1D *Software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media.* Versão 4.0. Riverside, California: Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, 2008.
- SOARES, W. A. *Estudo e simulação dos fluxos de água e de energia em feijão caupi e mamona cultivados no nordeste do Brasil.* 2009, 139 f. (Doutorado) Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.
- SOUZA, E. S. *Caracterização hidrodinâmica na escala local e da parcela agrícola de dois solos do estado da Paraíba: variabilidade espacial e temporal, e meio homogêneo equivalente.* 2005. 138 f. (Doutorado) Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.
- SOUZA, E. S.; ANTONINO, A. C. D.; ÂNGULO-JARAMILLO, R.; NETTO, A. M. Caracterização hidrodinâmica de solos: Aplicação do método Beerkan. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 128-135, 2008.
- van GENUCHTEN, M. TH. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 44, n. 5, p. 892-898, Sept 1980.
- WILLMOTT, C. J.; ACKLESON, S. G.; DAVIS, J. J.; FEDDEMA, K. M.; KLINK, D. R. Statistics for the evaluation and comparison of models. *Journal of Geophysical Research*, Ottawa, v. 90, n. 5, p. 8995-9005, 1985.

# Simulation of the Soil Water Dynamics in Cowpea Cultivation Areas in the Brejo Paraibano

# **ABSTRACT**

The cowpea (Vigna unguiculata L. Walp.) is enormously important, socially and economically, for farmers in Northeastern Brazil. Therefore knowledge of the water dynamics in the soil-plant-atmosphere is essential for studies on water use by the crops, optimizing production. There are several experimental techniques to study the dynamics of water, but the high cost, complexity and execution time limits the study of these processes which leads to the use of mathematical modeling of scenarios both in the quest for knowledge and in forecasting results. The aim of this study was to simulate the water dynamics in soil cultivated with cowpea through program Hydrus1D at different phenological stages (emergence, vegetative, reproductive and maturity). Hydrus1D was calibrated with the bare soil and vegetated soil, and then used to simulate the dynamics of water in all phases. Hydrus1D simulated each phase satisfactorily in relation to volumetric soil water content and showed good results in simulations of the evolution of water storage and evapotranspiration, which are important components of water balance.

**Key-words:** soil moisture, Hydrus1D, evapotranspiration, modeling.

### Modelagem Numérica do Potencial Hidrodinâmico e do Transporte de Sedimentos na Praia do Cassino e no Entorno dos Molhes da Barra de Rio Grande (RS), Utilizando o Modelo SMC

#### Felipe Caetano Sprovieri, José Antonio Scotti Fontoura

Universidade Federal do Rio Grande f.sprovieri@furg.br; josefontoura@furg.br

Recebido: 26/08/11 - revisado: 30/09/11 - aceito: 28/05/12

#### **RESUMO**

Com os recentes avanços no estudo da dinâmica sedimentar em regiões costeiras, torna-se possível investigar os mecanismos que governam o processo de transporte sedimentar, bem como, as taxas que regem este transporte. Contudo, uma análise quantitativa deste tipo de estudo envolve incertezas consideráveis, isto porque, os fenômenos envolvidos no transporte de sedimentos em ambientes costeiros apresentam padrões complexos, tanto no aspecto hidrodinâmico, como na parte da dinâmica de sedimentos. Desta forma, a utilização de modelos numéricos que descreva/simule a evolução morfológica do ambiente costeiro, com base no estudo do transporte de sedimentos do local, é uma alternativa que apresenta grande potencial para avaliar a dinâmica sedimentar em ambientes complexos. Este estudo visa avaliar a dinâmica do transporte de sedimentos na Praia do Cassino no estado do Rio Grande do Sul. Para isso, foi utilizado o Sistema de Modelagem Costeira (SMC), que é uma ferramenta numérica desenvolvida pelo Grupo de Engenharia Oceanográfica de Costas (GIOC), da Universidad de Cantabria, Espanha. Os resultados obtidos no estudo demonstram que o modelo numérico aplicado responde corretamente para a área de estudo, desta forma possibilitando compreender o padrão de transporte de areia mediante cenários de onda correspondentes ao período de verão/primavera e outono/inverno.

Palavras Chave: Transporte de Sedimentos, Sistema de Modelagem Costeira, Erosão/Sedimentação.

#### INTRODUCÃO

A morfodinâmica de ambientes costeiros é um estudo complexo. Isto devido ao alto grau de variabilidade do sistema, o qual acopla níveis energéticos que atuam em escalas espaciais e temporais distintas. O sistema costeiro é controlado através do contínuo ajuste hidrodinâmico e morfológico, sendo este fornecido pelo processo de transporte de sedimento. Este tipo de ajuste é retroalimentado, pois no momento em que a morfologia evolui, as condições encontradas pela hidrodinâmica estão alteradas, fazendo com que ocorra um reajuste do sistema (Cowell e Thom, 1994). Todos os processos de ajuste realizados dentro do sistema costeiro são reflexos do transporte de sedimento, o qual é resultado da interação entre o movimento do fluído sobre uma superfície não consolidada, induzida pela tensão de cisalhamento, gerando movimento e subsequente transporte. As implicações que o processo de transporte de sedimentos apresenta, abrangem os mais variados níveis, sendo reflexo da complexidade

ambiental de cada local. No entanto, quantitativamente este tipo de estudo apresenta incertezas consideráveis, apesar do esforço dedicado a esta problemática, com erros superiores a uma ordem de magnitude (Taborda, 1999). Este tipo de variação encontrado nos resultados pode ser explicado pela complexidade dos fenômenos envolvidos, tanto na parte da hidrodinâmica como também na parte da dinâmica de sedimentos, as quais apresentam padrões complexos (Taborda, 1999, Fontoura, 2004). Os mecanismos que governam o processo de transporte sedimentar, bem como, as taxas que regem este transporte, afetam diretamente a qualidade, durabilidade, segurança e custos (gerenciamento) envolvidos em obras costeiras, as quais visam controlar este fenômeno (Fontoura, 2004). Quantitativamente, as taxas de transporte sedimentar que ocorrem na zona de surfe, são muito superiores que em outras zonas. Isto, devido ao processo de quebra das ondas, que ocorre neste local. O processo de quebra dissipa grande quantidade de energia contida nas ondas, mobilizando uma grande massa de sedimentos e os colocando em suspensão. Junto a este processo, a incidência oblíqua das ondas sobre a linha de costa, gera uma corrente, conhecida como corrente longitudinal, a qual tem alta capacidade de transportar sedimentos na zona de surfe. Porém, a zona de surfe apresenta caráter hostil para o levantamento de dados de campo, desta forma, a complexidade de estudos morfológicos que abordem uma escala temporal em nível de engenharia tornase comprometida. Portanto, a utilização de modelos que descreva/simule a evolução morfológica do ambiente costeiro é uma alternativa que apresenta grande potencial. Desde que, os dados ambientais inseridos no modelo sejam de qualidade e que os processos/resultados obtidos pela modelagem possam ser confrontados/comparados com dados medidos *in situ*.

#### **OBJETIVOS**

O objetivo deste trabalho é investigar o transporte de sedimentos na Praia do Cassino no Rio Grande do Sul, através de modelagem numérica. As simulações realizadas para tal objetivo são baseadas em cenários, os quais representam estados de mar predominantes na região. O primeiro cenário utilizado na modelagem representa período de primavera e verão e, o segundo cenário representa período de outono e inverno.

#### ÁREA DE ESTUDO

A Praia do Cassino (Figura 1) está localizada na porção centro-sul da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Esta planície possui 700 km de comprimento e até 120 km de largura no sistema lagunar formado pela Lagoa dos Patos e Lagoa Mirim (Fontoura, 2004). A praia do Cassino, pertence ao município de Rio Grande e, está localizada ao sul da desembocadura da Lagoa dos Patos (Figura 1).

A linha de costa do estado do Rio Grande do Sul se estende por 630 km, apresentando características homogenias ao longo de sua extensão. A ausência de promontórios rochosos e/ou baias no decorrer de sua trajetória a torna uma linha de costa singular, sendo uma costa arenosa totalmente exposta à energia incidente do ambiente oceânico adjacente.

A praia do Cassino está altamente influenciada pela desembocadura da Lagoa dos Patos, onde a presença dos molhes da Barra de Rio Grande exerce papel fundamental no comportamento das características morfodinâmicas da praia. A linha de costa da Praia do Cassino possui orientação segundo o eixo nordeste-sudoeste (NE-SW), enquanto o eixo central da desembocadura da Lagoa dos Patos, nos molhes da Barra de Rio Grande, segue orientação noroeste-sudeste (NW-SE), formando um ângulo de aproximadamente 73° com o prolongamento da linha de praia ao sul (Fontoura, 2004).

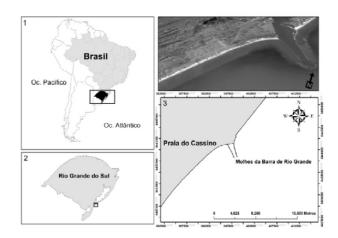


Figura 1 - Área de estudo mostrando a Praia do Cassino e os Molhes da Barra de Rio Grande.

#### **MODELAGEM**

A modelagem numérica dos processos envolvidos no transporte de sedimentos na Praia do Cassino foi realizada através do Sistema de Modelagem Costeira – SMC. O SMC é uma ferramenta numérica desenvolvida pelo Grupo de Engenharia Oceanográfica e de Costas (GIOC), da Universidade de Cantabria, Espanha, no âmbito da Direção Geral de Costas do Ministério do Meio Ambiente (GIOC, 2003a). O uso do SMC é destinado especificamente a engenheiros técnicos, os quais desenvolvem atividades no âmbito costeiro.

O SMC integra uma série de modelos numéricos, os quais se encontram estruturados de acordo com as escalas temporais e espaciais dos processos a serem modelados. Na Figura 2 é apresentada a estrutura de organização do SMC (GIOC, 2003a).

O Sistema de Modelagem Costeira – SMC é estruturado em cinco módulos fundamentais. "Pré-Processo" é o módulo que permite caracterizar e processar informações de entrada para os diferentes modelos numéricos. O módulo de análise de curto

prazo de praias "Acordes" recorre às ferramentas numéricas que permitem analisar a morfodinâmica de um sistema costeiro, em uma escala espaçotemporal de curto prazo. O "Arpa" é o módulo que permite analisar a morfodinâmica de praias em uma escala espaço-temporal de médio e longo prazo. O módulo de "Modelagem de Terreno" permite modificar os contornos do fundo (batimetria) e laterais (estruturas), o qual é fundamental para avaliar diferentes cenários de um projeto de engenharia. Finalmente, o módulo "Tic" é o tutor de engenharia de costas que se encontra dentro do SMC como apoio teórico, conceitual e de informação básica para os diferentes modelos numéricos do sistema (GIOC, 2003a).

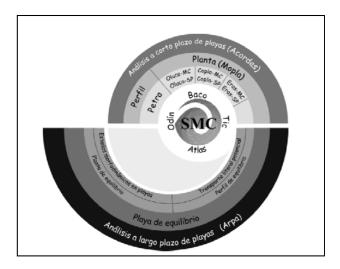


Figura 2 - Estrutura de organização do Sistema de Modelagem Costeira - SMC.

No escopo do presente trabalho, foi utilizado para modelagem dos processos costeiros o "MO-PLA", ferramenta numérica inserida no módulo "Acordes".

#### **MOPLA**

O MOPLA é composto por três modelos numéricos distintos que simulam a evolução morfodinâmica de uma praia, modelando a propagação e transformação das ondas sobre o domínio (OLU-CA), determinado o sistema de correntes (COPLA) através dos tensores de radiação devido à propagação das ondas, e calculando o transporte de sedimento e evolução batimétrica (EROS), com base no campo de ondas e correntes (GIOC, 2003d).

Os modelos OLUCA, COPLA e EROS trabalham sequencialmente, pois os dados de saída de um modelo são utilizados como entrada para o próximo. Inicialmente, calculam-se os campos de ondas para os casos executados no modelo OLUCA. Os resultados obtidos são executados no COPLA para o cálculo do campo de correntes em função dos tensores de radiação gerados pelas componentes de energia das ondas. E por fim, os dados de velocidade e direção do campo de correntes são utilizados para determinação do transporte de sedimentos (GIOC, 2003d).

#### **CENÁRIOS SIMULADOS**

A modelagem do transporte de sedimentos na Praia do Cassino será realizada a partir de cenários, os quais representam estados de mares característicos do local investigado. O clima de ondas corresponde ao padrão estatístico dos seus parâmetros descritivos, tais como altura significativa (H<sub>s</sub>), período (T), direção (Dir) de propagação e energia. As ondas geradas pelo vento aqui são designadas por vagas ou sea, e aquelas geradas por tempestades longe do local de geração, por ondulações ou swell. Em geral, no litoral do Rio Grande do Sul, os dois regimes estão presentes, tanto as vagas quanto as ondulações, o que caracteriza um espectro direcional bi-modal, interferindo um sobre o outro e com predominância ora das vagas, ora das ondulações (Strauch et al., 2009).

A idéia geral na escolha do cenário a ser simulado, parte da abordagem em como as taxas de transporte de sedimentos varia no local estudado. Fontoura (2004), através de dados medidos na Praia do Cassino, verifica que as taxas de transporte de sedimentos oscilam significantemente, mediante as condições ambientais governantes no momento analisado. A magnitude das taxas envolvidas no processo de transporte de sedimentos na Praia do Cassino oscila entre 0,23 e 25,1 m³/h, segundo as condições ambientais regentes durante o período de medição Fontoura (2004).

Partindo desta análise, e focando a importância do estudo de modelagem de transporte de sedimentos no local seja aplicada a práticas de projetos de engenharia, segurança de navegação e gerenciamento costeiro, assume-se que simular condições de mar que ocorram constantemente ao longo do ano na Praia do Cassino, seja uma forma eficaz para estimar valores de transporte de sedimentos no local. Desta forma, torna-se possível analisar as taxas envolvidas no processo, eliminando valores subestimados ou superestimados. Assim, o valor encontrado conduzirá a uma abordagem padrão, ou seja, será estimada a taxa de transporte de sedimentos que ocorre em condições energéticas normais, segundo as características de mares mais freqüentes verificadas no local.

Os cenários escolhidos se basearam nos resultados obtidos por Strauch (1997, 2001) e Strauch et. al., (2009). Onde foi realizado o monitoramento do clima ondulatório em Rio Grande, a partir de dados medidos por um ondógrafo direcional, tipo Waverider, durante o período de 28 meses (início da medição outubro de 1996). O ponto de fundeio do ondógrafo foi 32° 10' S e 51° 58' W, na profundidade de 17 m.

O cenário 01, foi determinado como sendo característico de primavera e verão, com ondas de altura significativa média de 1 m, propagando-se com uma direção média de 110° (ESE), tendo como período significativo médio 8 s.

O cenário 02, foi determinado como sendo característico de outono e inverno, com ondas de altura significativa média de 1,5 m, propagando-se com uma direção média de 160° (SSE), tendo como período significativo médio 12 s.

#### VALIDAÇÃO DO MODELO

Para validar a modelagem para área de estudo em questão e, desta forma poder avaliar o transporte de sedimentos no local, foram realizadas simulações baseadas em casos medidos no local. Fontoura (2004) através do uso de armadilhas de sedimentos instaladas na zona de surfe da praia do Cassino mediu a taxa de transporte em três perfis transversais à linha de costa. Concomitantemente à medição da taxa de transporte de sedimentos realizada, foram adquiridos dados de altura de onda com o uso de vídeo e, dados de corrente longitudinal através de bóia derivadora e bússola. Os dados medidos neste trabalho, bem como as condições governantes no momento da medição foram simulados no SMC, para que os valores encontrados na modelagem fossem comparados aos medidos, e a partir da comparação fosse estabelecido um critério de avaliação do modelo para o local investigado. Os dados medidos por Fontoura (2004) utilizados para validação do modelo para área de estudo, juntamente

com os valores obtidos na validação do modelo através da modelagem com o modelo numérico SMC, podem ser visualizados na Tabela 1. Os resultados são referentes a cada perfil modelado, no mesmo local aonde foram medidos os dados por Fontoura (2004).

Tabela 1 - Tabela apresentando as taxas e direções de transporte medidas por Fontoura (2004), juntamente com as taxas e direções obtidas pelo modelo para validação. Coluna marcada com \* representa valores modelados.

Pontos	Q (m3/m/h)	Dir (°)	Q (m3/m/h)*	Dir (°)*
Perfil 1	1,92	NE-SW	6,88	NE-SW
Perfil 2	2,60	NE-SW	2,25	NE-SW
Perfil 3	4,24	SW-NE	1,06	SW-NE

Ressalta-se que já se espera uma discrepância nos resultados, pois os dados medidos in situ acoplam fenômenos naturais que não são introduzidos na modelagem. A principal diferença esperada é em relação ao vento, pois este agente energético possui grande influência no transporte de sedimentos no local (Fontoura, 2004, Tomazelli et al., 2004, Siegle e Calliari, 2008). O SMC não possui acoplamento entre vento e ondas, diferentemente do modelo Delft 3D, que utiliza o SWAN como propagador de ondas, o qual possibilita acoplar o vento sobre a superfície, como agente energético externo (Delft3D, 2009). Existem outros fenômenos que contribuem para diferir os dados medidos dos modelados, isso devido à modelagem numérica estar limitada em fórmulas empíricas e semi-empíricas, as quais nem sempre se ajustam perfeitamente a área de estudo em questão.

A partir dos resultados da validação foi possível observar que existe diferença entre os dados medidos e os dados modelados (Figura 3). Esta diferença encontrada pode ser explicada pela influência de forçantes locais que atuam na área de estudo, como por exemplo, o vento. Este agente energético influência fortemente o transporte de sedimentos na costa do Rio Grande do Sul, fazendo com que os dados modelados apresentassem discrepância com os dados medidos por Fontoura (2004). O vento influencia fortemente a corrente superficial na zona de surfe da Praia do Cassino, desta forma controlando significativamente o transporte de sedimentos no local (Jung et al., 2005). Outro fator que deve ser considerado, é que os dados de transporte de sedimentos medidos por Fontoura (2004) abrangem várias classes granulométricas presentes no local de cada medição, já os dados modelados utilizam apenas um diâmetro médio de grão. Neste trabalho foi utilizado apenas areia fina como tipo de sedimento de fundo do modelo, com diâmetro médio de grão de 0,125 mm.

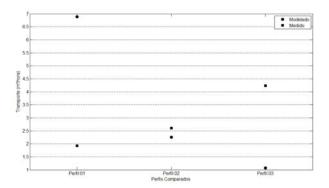


Figura 3 - Comparação entre os dados medidos em três perfis localizados na Praia do Cassino e, os dados modelados com o SMC.

Analisando os resultados da taxa de transporte na validação do modelo, é possível observar que no Perfil 01 o valor encontrado na modelagem foi superior ao medido. Nos Perfis 02 e 03 os dados modelados foram inferiores aos medidos. Como cada perfil foi simulado com características hidrodinâmicas específicas, não é possível comparar um perfil com outro, com intuito de determinar uma taxa de variação entre os dados medidos e modelados. Ressalta-se, que por mais que os valores encontrados apresentem-se distintos dos medidos, o modelo responde de forma eficaz para o local estudado. Visto que existem diversos fenômenos que ocorrem na natureza que não estão acoplados na modelagem, devido às limitações do modelo. Principalmente em relação aos tipos de sedimentos presentes no local, pois Fontoura (2004) determinou a taxa de transporte ao longo de toda coluna d'água, desta forma medindo tanto o sedimento transportado no fundo, como o sedimento em suspensão na coluna d'água. A modelagem foi realizada utilizando o sedimento de fundo apenas, sendo assim subestimando os resultados.

#### **RESULTADOS**

Os resultados obtidos na modelagem serão apresentados de acordo com os casos simulados. Foram simulados dois casos de ondas observados no local ao longo do ano Strauch (1997, 2001) e Strau-

ch et. al., (2009), um referente ao clima de ondas de verão e primavera e, o outro clima de ondas para o inverno e outono.

Foram inseridos pontos de controle ao longo da Praia do Cassino, espaçados a cada 1.000 m, para facilitar a discussão e comparação dos resultados entre os casos simulados. O ponto de controle inicial (P0) é localizado na base do Molhe Oeste da Barra de Rio Grande, e o ponto final (P10) localizase no final do setor urbanizado do município.

#### Caso 1: Primavera e Verão

Na Figura 4 é apresentada a distribuição da altura significativa de onda ao longo do domínio computacional modelado. A partir dos resultados obtidos no modelo, a onda de 1,00 m de altura propagada na fronteira SE do domínio computacional focaliza a energia entre os pontos de controle P3 e P5. O fenômeno da convergência dos raios (focalização) de onda neste caso proporciona um aumento na altura das ondas propagadas (1,00 m) de aproximadamente 0,50 m. A altura significativa observada após a convergência da onda é de aproximadamente 1,50 m. O processo de difração das ondas domina a ondulação incidente na linha de praia entre os pontos de controle P0 e P2. Neste setor da praia, as ondas propagadas (110,00°) atingem o ponto de controle P0 com altura significativa de 0,3 m, aumentando gradativamente em direção ao ponto P2, onde os valores de altura atingem aproximadamente 0,7 m. Porém, entre o ponto P1 e P2 é observado uma área com ondas de 0,5 m aproximadamente. È evidente a presença da zona de sombra na parte sul do molhe oeste, que se estende do ponto P0 até o P2, devido à atenuação da energia de onda incidente na praia pela presença dos molhes. Entre os pontos de controle P5 e P6 a altura significativa de onda foi de 1,0 m aproximadamente, entre os pontos P6 e P7 a altura significativa foi de 0,8 m, e entre o ponto P7 e P10 a altura significativa foi de 1,0 m, isso próximo à linha de praia.

A distribuição dos campos de corrente ao longo da área de estudo é apresentada na Figura 5. Neste caso a velocidade máxima de corrente observada foi de 0,15 m/s, esta verificada entre os pontos P4 e P5. Local onde foram observados os maiores valores de alturas significativas de onda (1,50 m) para o caso simulado. As correntes verificadas para este caso apresentaram dois padrões distintos. Um padrão de correntes foi observado entre os pontos de controle P3 e P10, onde o sentido predominante é para sudoeste, com intensidades variando entre 0,01 e 0,15 m/s. O outro padrão observado foi entre

os pontos P0 e P3, onde o sentido predominante é para nordeste, com intensidades variando entre 0,01 e 0,08 m/s. As correntes observadas fora da zona de arrebentação das ondas apresentam baixa intensidade, em torno de 0,02 m/s. Estas correntes entram na praia com o mesmo ângulo de incidência das ondas (110,00°), porém no momento que entram na zona de arrebentação, formam um sistema de vórtices, que divergem para sentidos opostos entre o ponto P4 e P3. O vórtice que se forma entre o P4 e P7, flui no sentido sudoeste, e o vórtice que se forma entre o P3 e P0, flui no sentido nordeste.

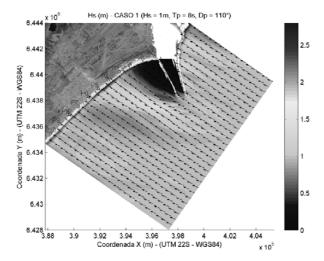


Figura 4 - Mapa da distribuição de altura significativa (m) de onda ao longo do domínio computacional, relacionado ao caso 1.

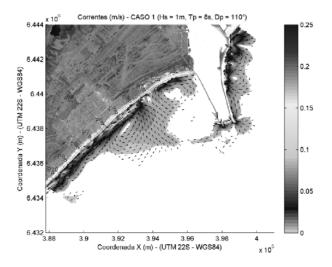


Figura 5 - Mapa da distribuição de velocidades de corrente (m/s) ao longo do domínio computacional, relacionado ao caso 1.

A modelagem do transporte de sedimentos na Praia do Cassino é apresentada na Figura 6. Neste caso o transporte máximo observado situa-se entre os pontos de controle P4 e P5. Local onde ocorreram as maiores alturas de onda e maiores intensidades de correntes relacionadas ao caso, respectivamente. As taxas de transporte calculadas para este setor variam em torno de 0,70 m³/m/h. A direção predominante do transporte é para sudoeste. Porém, existe um transporte para nordeste entre o ponto P3 e P2, com taxas em torno de 0,30 m³/m/hora.

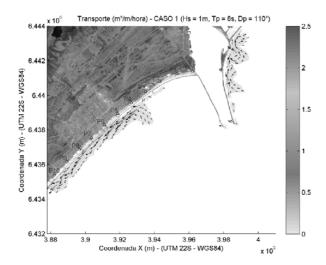


Figura 6 - Mapa de transporte de sedimentos (m³/m/hora) ao longo do domínio computacional, relacionado ao caso 1.

#### Caso 2: Inverno e Outono

Analisando a distribuição de altura de onda no caso 2, apresentado na Figura 7, observou-se um maior nível energético incidente comparado ao caso 1, mostrado na Figura 4. A partir dos resultados obtidos no modelo (Figura 7), a onda de 1,50 m de altura propagada na fronteira SE do domínio computacional focaliza a energia entre os pontos de controle P0 e P2. O fenômeno da convergência dos raios (focalização) de onda neste caso proporciona um aumento na altura das ondas propagadas (1,50 m) de aproximadamente 0,40 m. A altura significativa observada após a convergência da onda é de aproximadamente 1,90 m. Entre os pontos de controle P2 e P5 a altura significativa de onda foi de 1,65 m aproximadamente, entre os pontos P5 e P8 a altura significativa foi de 1,75 m, e entre os pontos P8 e P10 a altura significativa foi de 1,50 m, isso próximo à linha de praia.

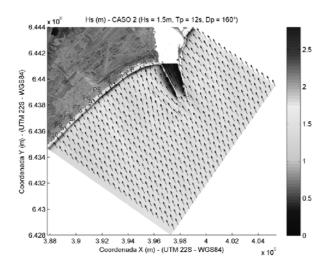


Figura 7 - Mapa da distribuição de altura significativa (m) de onda ao longo do domínio computacional, relacionado ao caso 2.

Na Figura 8 é apresentada a distribuição das velocidades de corrente ao longo domínio computacional modelado. Neste caso a velocidade máxima de corrente observada foi de 0,23 m/s, esta verificada entre os pontos de controle P0 e P1, e entre os pontos P5 e P7. Locais onde foram observados valores de alturas significativas de onda em torno de 1,75 e 1,50 m, respectivamente, para o caso simulado. O padrão de correntes observado entre os pontos de controle P0 e P10 apresentam sentido predominante para nordeste, com intensidades variando entre 0,01 e 0,23 m/s. No setor compreendido entre os pontos de controle P3 e P8, e P0 e P2 foram observadas maiores intensidades na velocidade de corrente para o caso. As correntes observadas fora da zona de arrebentação das ondas apresentam baixa intensidade, em torno de 0,06 m/s. Estas correntes entram na praia com o mesmo ângulo de incidência das ondas (160,00°), porém no momento que entram na zona de arrebentação, geram um fluxo de retorno em direção a antepraia entre os pontos de controle P1 e P3, com velocidades em torno de 0,07 m/s. Um pequeno sistema de vórtice é observado entre os pontos de controle P0 e P1, com sentido para nordeste, intensificando as correntes neste setor.

O transporte de sedimentos modelado para o caso 2 é apresentado na Figura 9. Neste caso o transporte máximo observado situa-se entre os pontos de controle P3 e P5, e entre os pontos P7 e P8. Nestes setores a altura significativa de onda observada foi de 1,65 e 1,75 m respectivamente e, as velocidades de correntes máximas observadas foram de

0,23 m/s aproximadamente para ambos os setores. As taxas de transporte calculadas para estes setores variam em torno de 2,5 m³/m/h, com direção predominante do transporte para nordeste.

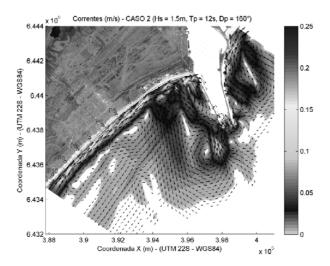


Figura 8 - Mapa da distribuição de velocidades de corrente (m/s) ao longo do domínio computacional, relacionado ao caso 2.

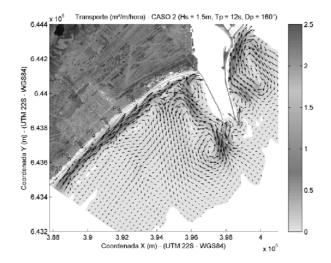


Figura 9 - Mapa de transporte de sedimentos ( $m^3/m/hora$ ) ao longo do domínio computacional, relacionado ao caso 2.

#### **CONCLUSÕES**

A modelagem do transporte de sedimentos para a Praia do Cassino, através da utilização do Sistema de Modelagem Costeira, se mostrou uma ótima ferramenta para determinar a padrão do transporte no local. Os casos simulados neste trabalho foram baseados em condições que ocorrem freqüentemente no local, desta forma os resultados encontrados servem como base para entender como funciona o processo de transporte de sedimentos ao longo do ano na Praia do Cassino.

De acordo com os resultados obtidos o transporte de sedimentos induzido pelas condições de agitação de verão e primavera (Caso 1) tem direção resultante para sudoeste. Para condições de agitação de inverno e outono (Caso 2) a direção resultante do transporte é para nordeste.

O transporte de sedimentos induzido pelas condições de agitação de verão e primavera (Caso 1) é limitado entre os pontos de controle P2 e P10, sendo que a presença dos Molhes da Barra de Rio Grande gera uma zona de sombra para as ondulações provenientes da direção leste-sudeste. A direção resultante do transporte de sedimentos no costado do Molhe Leste para condições de verão e primavera é para nordeste.

Em condições de inverno e outono (Caso 2) o transporte de sedimentos é distribuído ao longo de toda linha de praia (P0 ao P10), contudo a convergência da energia de onda gerada sobre o banco (Três Marias) localizado próximo ao Molhe Oeste induz um fluxo em direção a praia, fazendo com que as correntes litorâneas sejam redirecionadas para a antepraia. Este padrão de circulação e conseqüentemente de transporte de sedimentos formam uma célula de transporte, onde os sedimentos são transportados para o banco, através da corrente de retorno associado ao costado do Molhe Oeste, e o material depositado sobre o banco, retorna para a praia novamente através do fluxo gerado pela quebra das ondas sobre o banco.

Como o transporte de sedimentos resultante em condições de inverno e outono é para nordeste, e a presença dos Molhes da Barra bloqueia a passagem destes sedimentos, era de se esperar uma forte progradação da linha de costa na porção norte da praia, já que a presença dos Molhes da Barra atuam fisicamente no ambiente há mais de 100 anos, entretanto isto não tem ocorrido com a magnitude esperada. Um exame da Figura 9, sugere que a corrente gerada pelo processo de convergência das ondas sobre o banco das Três Marias (wave set-up), localizado a SO da desembocadura dos molhes, pode estar redirecionando o fluxo longitudinal de sedimentos, redistribuindo o material para a região da antepraia, e possivelmente contribuindo para a formação de um novo sistema de bancos longitudinais que estariam se formando ao sul das Três Marias, conforme sugerido por Goulart e Calliari (2008).

O padrão de transporte de sedimentos associado ao Molhe Leste demonstra elevado potencial erosivo para o local, principalmente na raiz do molhe, conforme verificado no local.

As discrepâncias encontradas entre os dados modelados e medidos por Fontoura (2004) na validação do modelo podem ser explicadas pelas limitações do modelo utilizado. Como no local existe um intenso processo de transporte superficial de sedimentos, devido aos ventos locais serem intensos e constantes e, a declividade da praia ser extremamente suave (0,5°), o valor encontrado já é subestimado em relação ao real.

#### REFERENCIAS

COWELL, P. J.; THOM, B. G. Morphodynamic of coastal evolution. In: CARTER, R. W. G. WOODROFFE, C. D. (Ed.). *Coastal Evolution.* Cambridge: Cambridge University Press, 1994. p. 33-86.

DELFT 3D. *Functional Specifications*. Netherlands: Deltares, 2009.

FONTOURA, J. A. S. *Hidrodinâmica costeira e quantificação do transporte longitudinal de sedimentos não coesivos na zona de surfe das praias adjacentes aos molhes da barra do Rio Grande, RS, Brasil.* 2004. 281 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

GIOC. Coastal Modelling System (SMC): reference and user manual. Cantabria: State Coastal Office-Spanish Environmental Ministry and University of Cantabria, 2003a. 82 p. (in Spanish).

GIOC. *Spectral Wave Propagation Model* (Oluca-SP). Cantabria: State Coastal Office-Spanish Environmental Ministry and University of Cantabria, 2003b. 170 p. (in Spanish).

GIOC. Wave Induce Currents Model in the Surf Zone (Copla-SP). Cantabria: State Coastal Office-Spanish Environ mental Ministry and University of Cantabria, 2003c. 61 p. (in Spanish).

GIOC. 2DH-Morphodynamic Evolution Model for Near Shore Areas (MOPLA). Cantabria: State Coastal Office-Spanish Environmental Ministry and University of Cantabria, 2003d. 262 p. (in Spanish).

GIOC. *Erosion and Sedimentation Evolution Model* (Eros). Cantabria: State Coastal Office Spanish Environmental Ministry and University of Cantabria, 2003e. 55 p. (in Spanish).

GONZALES, M.; MEDINA, R.; GONZALES-ONDINAS, J.; OSÓRIO, A.; MÉNDEZ, F.; GRÁCIA, E. An integrated coastal modeling system for analyzing beach processes and beach restoration projects, SMC. *Computers & Geosciences*, v. 33, n. 7, p. 916-931, 2007.

GOULART, E. S.; CALLIARI, L. J. Mapeamento batimétrico detalhado do banco das Três Marias. In: CONGRESSO BRA-SILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2008, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza, CE, 2008. 3 p.

JUNG, G. B.; PEREIRA, P. S.; CALLIARI, L. J. *Comportamento das correntes longitudinais na praia do Cassino, RS*: análise durante o experimento cassino 2005. Disponível em: <a href="http://www.praia.log.furg.br/Publicacoes/2008/2008f.pdf">http://www.praia.log.furg.br/Publicacoes/2008/2008f.pdf</a>>. Acesso em: 27 nov. 2011.

SIEGLE, E.; CALLIARI, L. J. High-Energy events and short-term changes in superficial beach sediments. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 56, n. 2, p. 149-152, 2008.

STRAUCH, J. C. Caracterização do estado de mar em Rio Grande. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14., 2001, Aracajú. *Anais.*.. Aracajú, SE, 2001.

STRAUCH, J. C. Monitoramento de ondas em Rio Grande. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., 1997, Vitória. *Anais...* Vitória, ES, 1997. v. 4, p. 385-391.

STRAUCH, J. C.; CUCHIARA, D. C.; TOLDO JR, E. E.; AL-MEIDA, L. E. O padrão das ondas de verão e outono no litoral sul e norte do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 14, n. 4. p. 29-37, 2009.

TABORDA, R. P. M. *Modelação da dinâmica sedimentar na plataforma continental portuguesa*. 1999. 366 f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal, 1999.

TOMAZELLI, L. J.; DILLENBURG, S. R.; VILLWOCK, J. A. Geological Evolution of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, Special issue 39, p. 275-278, 2006. ICS 2004.

Numerical Modeling of Hydrodynamic Potential and Sediment Transport at Cassino Beach and Around the Rio Grande Barra Breakwaters (RS) Using the CMS

#### **ABSTRACT**

Recent advances in the study of sediment hydrodynamics in coastal regions make it possible to investigate the mechanisms that determine the sediment transport, and also the rates that rule this transport. However, quantitative analysis in this kind of study involves considerable uncertainties, because the phenomena involved in sediment transport in coastal environments present complex patterns, both as regards hydrodynamics and in sediment dynamics. Thus, the use of numerical models that describe/simulate the morphological evolution of the coastal environment based on the study of sediment transport at the site is an alternative that presents a high potential to evaluate sediment dynamics in complex environments. The purpose of this study is to evaluate the dynamics of sediment transport at Cassino Beach in the state of Rio Grande do Sul. For this purpose, the Coastal Modeling System (CMS) was used. It is a numerical tool developed by the Grupo de Ingenieria Oceânica y de Costas (GIOC), at Universidad de Cantabria, Spain. The results obtained in the study show that the numerical model applied is appropriate for the study area and that thus it allows understanding the sand transport pattern using wave scenarios corresponding to the summer/spring and autumn/winter periods. Key-words: Sediment Transport, Coastal Modeling System,

**Key-words:** Sediment Transport, Coastal Modeling System Erosion/Sedimentation.

## Pressões Médias e Flutuantes Devidas ao Escoamento em uma Curva de Concordância Vertical entre Vertedouro e Canal Horizontal – Estudo Experimental

#### Mauricio Dai Prá, Gilberto Loguércio Collares

Centro de Desenvolvimento Tecnológico/Engenharia Hídrica — Universidade Federal de Pelotas — UFPel mdaipra@gmail.com, gilbertocollares@gmail.com

#### Alexandre Augusto Mees Alves, Marcelo Giulian Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS alexandremees@gmail.com, mmarques@iph.ufrgs.br

Recebido: 03/09/11 - revisão: 14/11/11 - aceito: 08/03/12

#### **RESUMO**

As curvas de concordância vertical têm por objetivo proporcionar a transição do escoamento de canais com distintas declividades de montante e jusante, de forma a atenuar esforços hidráulicos que ocorreriam caso essa mudança de declividade ocorresse de forma brusca. Em estruturas hidráulicas descarregadoras de barragens as curvas de concordância vertical apresentam-se como solução para o encaminhamento do fluxo de alta velocidade, orientando-o no sentido longitudinal da bacia de dissipação.

A avaliação das pressões médias e flutuantes induzidas por curvas de concordância vertical são avaliadas neste trabalho a partir da consideração das componentes de aceleração centrífuga induzidas ao escoamento pela curva, bem como a propagação destes efeitos médios e flutuantes a jusante na estrutura de dissipação.

Palavras-Chave: estruturas hidráulicas, curva de concordância vertical, flutuação de pressão.

#### INTRODUÇÃO

As curvas de concordância vertical em obras hidráulicas têm como principal objetivo promover a transição do escoamento entre canais de distintas declividades sem que tal mudança de geometria acarrete em esforços hidráulicos indesejáveis do ponto de vista estrutural.

No caso de estruturas de descarga de barragens, as curvas de concordância localizadas junto ao pé de vertedouros executam essa função de transição do escoamento, encaminhando fluxos de alta velocidade, oriundos do perfil vertente de forte declividade, em direção à bacia de dissipação plana e horizontal.

Este trabalho foi desenvolvido a partir da proposição de Dai Prá (2011) que prevê a identificação dos esforços hidrodinâmicos em bacias de dissipação por ressalto hidráulico, análise esta que passa pela identificação da influência hidráulica da curva de concordância vertical.

#### REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Em escoamentos a superfície livre ao longo de um canal de baixa declividade, as pressões médias verificadas obedecem à distribuição hidrostática de pressões, proporcionalmente à profundidade do escoamento no ponto em análise. Esse comportamento das pressões médias, contudo, se restringe àquelas situações nas quais as linhas de corrente do escoamento apresentam-se retilíneas, sem acelerações no sentido longitudinal, configurando escoamento paralelo. Desta forma verifica-se a distribuição hidrostática de pressões em escoamentos uniformes.

Em escoamentos gradualmente variados, mesmo que a curvatura das linhas de corrente induza componentes de aceleração longitudinal, os mesmos podem ser admitidos como paralelos, pois essas acelerações induzidas podem ser negligenciadas. Por outro lado, se a curvatura das linhas de corrente é significativa, o fluxo deve ser tratado como escoamento curvilíneo, quando representati-

vos componentes de aceleração são induzidos, resultando no surgimento de forças centrífugas normais ao sentido do escoamento. A força centrífuga induzida pela curvatura das linhas de corrente faz com que as pressões atuantes na massa líquida não sejam adequadamente representadas pela distribuição hidrostática.

No caso de curvas verticais convexas, as forças centrífugas atuam no sentido ascendente, se contrapondo à ação gravitacional, resultando em pressões atuantes menores que as pressões hidrostáticas. Por outro lado, no caso de curvas côncavas, as forças centrífugas atuam no sentido descendente, ou seja, favoravelmente à ação gravitacional, resultando em pressões atuantes maiores que as pressões hidrostáticas. A Figura 1 ilustra o comportamento das pressões em curvas côncavas e convexas, sendo P, Ps e Pc definidos junto às equações 1, 2 e 3.

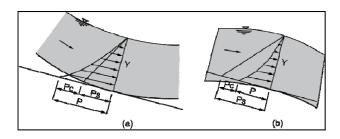


Figura 1 – Distribuição de pressões em curvas côncavas e convexas, adaptado de Baptista e Lara (2002).

Chow (1959) apresenta analiticamente a descrição das pressões médias atuantes em curvas verticais (P) (Equação 1) como a composição de duas parcelas distintas: uma relativa ao comportamento hidrostático das pressões (Ps) (Equação 2) e outra associada à pressão devida à força centrífuga induzida pela curvatura das linhas e corrente (Pc) (Equação 3).

$$P = Ps \pm Pc \tag{1}$$

$$Ps = \gamma Y \tag{2}$$

$$Pc = \frac{\gamma Y}{g} \frac{V^2}{R} \tag{3}$$

Onde:

 $\gamma$  = peso específico da água,

Y = altura d'água tomada perpendicularmente ao fundo da curva vertical,

V = velocidade média do escoamento, e

R = raio da curva vertical.

LinFu e Jie (1985) consideram que escoamentos em curvas verticais de barragens podem ser considerados escoamentos planos irrotacionais, estabelecendo a Equação 4 como equação diferencial básica do escoamento. A Figura 2 apresenta os parâmetros considerados pelos autores, onde  $\alpha$  é o ângulo formado a partir do centro da curva de concordância tomado como positivo tanto para montante quanto para jusante.

$$\frac{\partial \mathbf{u}}{\partial \mathbf{Y}} = \frac{\mathbf{u}}{\mathbf{R}} \tag{4}$$

onde

u = velocidade na direção X no ponto em análise.

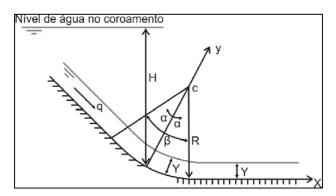


Figura 2 – Parâmetros utilizados por LinFu e Jie (1985) na avaliação de escoamentos em curvas de concordância vertical (adaptado).

A partir da consideração de que as linhas de corrente do escoamento podem ser admitidas como concêntricas à curva vertical pela teoria dos círculos concêntricos, os autores estabelecem o perfil de velocidades integrando a Equação 4. Aplicando este perfil de velocidades na conservação de energia (Equação de Bernoulli) fica estabelecido o comportamento geral das pressões na soleira curva. LinFu e Jie (1985) propõe, por fim, a avaliação individualizada da parcela de pressão devida à força centrífuga pelo respectivo coeficiente de pressão máxima (Cp<sub>CM</sub>), conforme Equação 5.

$$Cp_{CM} = \frac{P_{CM}/\gamma}{H - Y} = 1 - \left(\frac{R - Y}{R}\right)^2$$
 (5)

onde:

 $P_{\mbox{\tiny CM}}$  = valor da máxima pressão devida à força centrífuga, e

H = carga na soleira curva correspondente ao ponto em análise.

Os autores identificam que a atuação da força centrífuga aumenta gradativamente até o ponto central da curva, onde se identifica a máxima pressão média devida à força centrífuga. A partir desse ponto central a influência passa a diminuir gradativamente até cessar em algum ponto a jusante. O comprimento longitudinal a partir do centro da curva, tanto para montante quanto para jusante, ao longo do qual a força centrífuga influencia o escoamento (Lc) pode ser quantificado, segundo LinFu e Jie (1985) pela Equação 6.

$$Lc = \frac{4 \text{ Y sen}(\beta)}{Cp_{CM}}$$
 (6)

onde:

Lc = distância do ponto médio da curva aos pontos a jusante e a montante onde se anula a influência da força centrífuga.

 $\beta$  = ângulo da curva de concordância vertical.

LinFu e Jie (1985) propõem, ainda, a Equação 7 que exprime a distribuição de pressões devida à força centrífuga em soleiras curvas.

$$\frac{\mathrm{Cp_{C}}}{\mathrm{Cp_{CM}}} = \frac{1}{2} \left[ 1 + \cos\left(\frac{\pi X}{\mathrm{L}}\right) \right] \tag{7}$$

onde:

 $\mathrm{Cp}_{\mathrm{C}}$  = coeficiente de pressão devido à força centrífuga.

No que tange às flutuações de pressão ao longo de uma curva vertical, LinFu e Jie (1985) detectaram valores máximos no ponto de tangência de jusante, imediatamente anterior ao trecho plano horizontal. Os autores comentam, ainda, que as máximas flutuações de pressão são inferiores a 10% da energia cinética do escoamento.

## INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL E METODOLOGIA

#### Instalação Experimental

Os trabalhos experimentais foram desenvolvidos no Laboratório de Hidráulica Experimental e Recursos Hídricos da Eletrobrás-Furnas (LAHE/FURNAS), situado em Jacarepaguá, no Rio de Janeiro/RJ.

O ponto de partida desta investigação experimental foi um modelo físico bidimensional em escala geométrica na razão de 1:32 da estrutura de descarga e dissipação de energia da UHE Porto Colômbia. Este modelo foi modificado a partir da retirada dos pilares que individualizavam os vãos das comportas, que por sua vez foram também retiradas, restando um perfil vertente livre com toda a largura do canal de ensaios.

A Tabela 1 apresenta o resumo das características do canal de ensaios e do modelo físico utilizado neste estudo.

Tabela 1 - Resumo das características do modelo físico

Característica	Dimensão		
	Difficusão		
Volume da cuba de tranquilização	15		
(m <sup>3</sup> )			
Comprimento total do canal de	10		
aproximação (m)	10		
Comprimento total da bacia de dissi-	10		
pação (m)	12		
Comprimento da zona de medição			
	3,250		
na bacia de dissipação (m)			
Largura do canal de aproximação e	1,150		
da bacia de dissipação (m)	1,100		
Desnível entre a soleira do vertedou-	0.509		
ro e a bacia de dissipação (m)	0,563		
Desnível entre a soleira do vertedou-			
ro e o piso do canal de aproximação	0,375		
(m)			
Equação do perfil vertente tipo Cre-	$Y = -0.9686.X^{1.85}$		
ager (m)	1 = -0,9000.A		
Raio da curva de concordância verti-	0.200		
cal (m)	0,390		
Concordância entre o perfil vertente			
e plano horizontal da bacia de dissi-	$45^{\circ}$		
pação (graus)			

Pressões Médias e Flutuantes Devido ao Escoamento em uma Curva de Concordância Vertical entre Vertedouro e Canal Horizontal Estudo Experimental

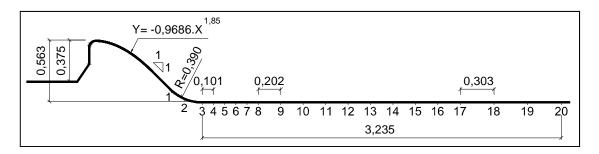


Figura 3 - Posição das tomadas de pressão ao longo da bacia de dissipação.

#### Metodologia

#### Condições de Ensaio

As condições de ensaio impostas ao longo dos experimentos tiveram como objetivo fundamental a coleta de dados médios (pressões e níveis da superfície livre da água) e flutuantes.

A Figura 3 apresenta as posições das tomadas de pressão estabelecidas em um único alinhamento longitudinal centralizado na largura do canal.

Tendo em vista se tratar de escoamento livre ao longo do perfil vertente e da bacia de dissipação, as condições hidráulicas consistiram da imposição pura e simples das vazões, com monitoramento da carga hidráulica de montante e sem qualquer controle de níveis d'água a jusante.

As medições foram realizadas para 6 vazões compreendidas entre 50 L/s e 250 L/s, ou ainda, 0,043 m³/s/m e 0,217 m³/s/m. Essas vazões foram garantidas através da manutenção do nível constante do reservatório superior do circuito de alimentação e estabelecidas a partir da manipulação de registros tipo gaveta com controle das vazões através de medidores eletromagnéticos.

#### Nível Médio da Superfície Livre D'água

A medição dos níveis médios da superfície livre d'água ao longo da curva de concordância vertical e a jusante da mesma foi efetuada a partir da utilização de uma ponta linimétrica, que consiste de uma escala graduada dotada de Vernier, fixada sobre um carrinho de medições metálico, com movimentação longitudinal, a partir de um sistema de rodízios sobre trilhos fixados internamente às paredes do canal.

Foram efetuadas medições de nível médio da superfície livre d'água em 20 posições fixas conforme apresentado na Figura 3. Os pontos de medi-

ção (P1 a P20) foram distribuídos ao longo da bacia de dissipação e da curva de concordância vertical com o perfil vertente.

As posições P1, P2 e P3 localizam-se na curva de concordância vertical, nos respectivos pontos de tangência (P1 e P3) e ponto central (P2). A partir da posição P3, a bacia de dissipação foi dividida em duas zonas distintas:

- Entre P3 e P8, optou-se por maior discretização longitudinal, estabelecendo a distância entre pontos na ordem de 100mm.
- 2. Entre P8 e P17, optou-se por discretização longitudinal menor, estabelecendo a distância entre pontos da ordem de 200mm.
- Entre P17 e P20, optou-se por mínima discretização longitudinal, estabelecendo a distância entre pontos da ordem de 300mm.

A Tabela 2 apresenta a descrição dos pontos de medição pela localização dos mesmos na estrutura a partir de distâncias e desníveis absolutos (relacionados à crista da soleira do vertedouro).

Salienta-se que todas as medições foram feitas verticalmente, sendo que para as posições na curva de concordância vertical as devidas correções foram conduzidas de forma analítica a partir da geometria da estrutura, visando a obtenção das profundidades do escoamento perpendiculares ao fundo do canal.

#### Pressões Médias

As pressões médias foram tomadas em 20 posições fixas ao longo de um único alinhamento longitudinal centralizado na largura do canal (P1 a P20), coincidentes com os pontos de medição de nível médio da superfície livre d'água, conforme apresentado na Tabela 2 e na Figura 3.

Tabela 2 – Localização dos pontos de medição de níveis médios da superfície livre d'água.

	1	1
Ponto de medição	X*(m)	$\Delta Y^{**}(m)$
P1 – Final do perfil vertente e	0,680	0,448
início da curva de concordância		
vertical		
P2 - Centro da curva de con-	0,807	0,534
cordância vertical		
P3 – Final da curva de concor-	0,957	0,563
dância vertical e início da bacia		
de dissipação		
P4 – Bacia de dissipação	1,062	0,563
P5 – Bacia de dissipação	1,163	0,563
P6 – Bacia de dissipação	1,264	0,563
P7 – Bacia de dissipação	1,365	0,563
P8 – Bacia de dissipação	1,463	0,563
P9 – Bacia de dissipação	1,664	0,563
P10 – Bacia de dissipação	1,868	0,563
P11 – Bacia de dissipação	2,079	0,563
P12 – Bacia de dissipação	2,280	0,563
P13 – Bacia de dissipação	2,477	0,563
P14 – Bacia de dissipação	2,678	0,563
P15 – Bacia de dissipação	2,885	0,563
P16 – Bacia de dissipação	3,086	0,563
P17 – Bacia de dissipação	3,283	0,563
P18 – Bacia de dissipação	3,583	0,563
P19 – Bacia de dissipação	3,897	0,563
P20 – Bacia de dissipação	4,199	0,563
1 '		

<sup>\*</sup>X - corresponde à distância em planta entre a crista da soleira do vertedouro e o ponto de medição.

Construtivamente, as tomadas de pressão são formadas numa extremidade por um conduto de cobre, com 1,5mm de diâmetro interno, fixado à laje da bacia de dissipação, e na outra extremidade por uma peça também em cobre, roscada, para o engate do conduto que transmite a pressão para o quadro piezométrico.

O fundo do quadro piezométrico consistia de uma graduação milimétrica referenciada altimetricamente com o piso da bacia de dissipação, obtendo-se, assim, de forma imediata e por visualização, as pressões médias atuantes em cada ponto.

#### Pressões Flutuantes

As pressões flutuantes foram tomadas nas 14 primeiras posições (P1 a P14), tendo em vista a dis-

ponibilidade de instrumentação do LAHE/FURNAS para a condução deste estudo.

Os transdutores de pressão utilizados neste estudo foram da marca ZURICH, modelo PSI.420, com faixa de trabalho de -100mbar à 200mbar, com precisão de 0,1% FE.

As amostras de pressão adquiridas experimentalmente foram coletadas à taxa de 500 Hz com 10 minutos de duração e de forma simultânea para as 14 tomadas de pressão.

#### Sistema de Aquisição de Dados

Os dados de pressões flutuantes e extremas foram adquiridos a partir do sistema utilizado pelo LAHE/FURNAS, que consiste, fundamentalmente, em um conjunto composto por um computador de padrão industrial e um sistema de aquisição de dados externo ao computador.

O sistema externo utilizado é da marca LYNX Tecnologia, modelo AC2122, composto de três unidades acopladas em um único conjunto:

- 1. Gabinete composto por fonte de entrada de tensão (90 a 240 Volts), saída em tensão para alimentação auxiliar (24 Volts), conexões de entrada e saída e bornes de aterramento.
- 2. Placa controladora de aquisição composta por conversor A/D de 16bits com varredura de 16 canais analógicos e taxa máxima de aquisição de 32.000 amostras por segundo, com interface rede padrão Ethernet 10Mbits e protocolo TCP/IP.
- 3. Placa condicionadora de sinais com 16 canais amplificadores controlados por software, filtro passa baixas de segunda ordem com frequências de corte selecionadas por software, fonte de tensão para alimentação dos sensores independente para cada canal com tensão de saída selecionável por software, configuração de entrada dos sensores selecionada por software.

O software compatível com o sistema descrito é o AqDados 7, também da LYNX Tecnologia, através do qual foi possível coletar simultaneamente os sinais dos 14 transdutores de pressão, com taxa de aquisição configurável e armazenamento em disco durante a aquisição das amostras.

<sup>\*\*</sup>ΔY - corresponde ao desnível entre a crista da soleira do vertedouro e o ponto de medição.

#### ANÁLISE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### Nível Médio da Superfície Livre D'água no Escoamento Livre

Os resultados experimentais obtidos quanto ao perfil médio da linha d`água do escoamento livre serão confrontados com a proposta de LinFu e Jie (1984), notadamente quanto ao comportamento verificado na curva de concordância entre o perfil vertente e a bacia de dissipação.

Os referidos autores sugerem que o comportamento da superfície livre média do escoamento ao longo de uma curva vertical possa ser representado pela hipótese das curvas circulares concêntricas. Tal hipótese foi aplicada aos resultados experimentais deste estudo, conforme apresentado na Figura 4, na qual considerou-se, na teoria dos círculos concêntricos, que a profundidade do escoamento é constante ao longo da curva e igual àquela verificada no ponto de tangência entre a curva e a bacia de dissipação.

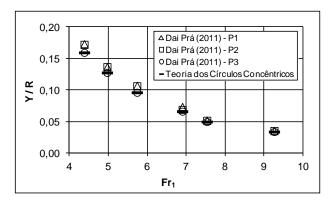


Figura 4 – Profundidade média do escoamento livre em relação ao raio da curva de concordância vertical para diferentes números de Froude.

Percebe-se que as profundidades do escoamento medidas nas três posições (P1, P2 e P3) ao longo da curva de concordância vertical ajustam-se adequadamente ao método apresentado por LinFu e Jie (1985), com alguma dispersão verificada nas posições P1 e P2 e para escoamentos com menores números de Froude. Tal constatação pode ser atribuída ao fato de que com o aumento da razão entre lâmina d'água e raio de curvatura (Y/R), a transição tende a perder a eficiência no que diz respeito à garantia de uma transição adequada do fluxo do perfil vertente para a bacia de dissipação.

#### Avaliação das Pressões Médias

Quanto às pressões médias devidas à força centrífuga verificadas na curva de concordância vertical, a comparação entre os coeficientes de pressão média máximos (Cp<sub>CM</sub>) verificados experimentalmente neste estudo estão apresentados na Figura 5, a partir da consideração de que o escoamento ao longo de uma curva vertical é composto por filetes líquidos concêntricos com a curva.

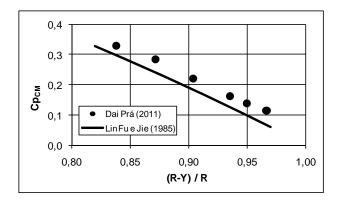


Figura 5 – Coeficientes de pressões médias máximas atuantes no centro da curva de concordância.

Percebe-se que os dados do presente trabalho apresentam uma mesma tendência de decréscimo do Cp<sub>CM</sub> para menores profundidade do escoamento (Y). Por outro lado não existe correspondência imediata entre os resultados previstos pela teoria dos círculos concêntricos de LinFu e Jie (1985) para as pressões médias máximas devidas à força centrífuga na curva de concordância vertical. Isso pode ser atribuído ao fato de que a montante da curva de concordância vertical não existe uma condição de canal longo o suficiente de forma a uniformizar os perfis de velocidade. Com isso, o fluxo vertente pelo perfil Creager a montante já ingressa na curva de concordância vertical com os perfis de velocidade condicionados pela geometria da soleira Creager, ocasionando pressões superiores àquelas esperadas em uma condição ideal de desenvolvimento do escoamento.

A partir disto, propõe-se aqui a inclusão de um fator de correção ( $\alpha_{\text{CM}}$ ) na proposta de LinFu e Jie (1985) adaptando-a para a determinação das pressões médias máximas no centro da soleira curva devido à aceleração centrífuga, de acordo com a Equação 8.

$$Cp_{CM} = 1 - \alpha_{CM} \left(\frac{R - Y}{R}\right)^2 \tag{8}$$

A Figura 6 apresenta graficamente a adaptação proposta, para  $\alpha_{CM} = 0.95$ , mostrando que um decréscimo de 5% no termo que relaciona a lâmina d'água com o raio da curva de concordância vertical, adapta de forma consistente a proposta de Lin-Fu e Jie (1985), incluindo na mesma os efeitos advindos a montante da curva de concordância.

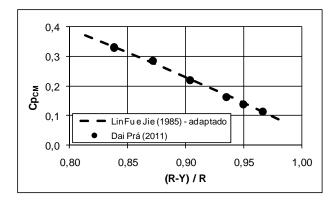


Figura 6 – Adaptação da proposta de LinFu e Jie (1985) para a determinação dos coeficientes das pressões médias máximas na curva de concordância vertical devida aos efeitos da força centrífuga.

Para avaliar os efeitos da curva de concordância sobre o escoamento livre é preciso estabelecer a região de influência, ou comprimento ao longo da bacia de dissipação, sobre o qual o escoamento tem as suas características hidráulicas distintas daquelas esperadas em um escoamento em regime rápido ao longo de um canal.

Assim, para avaliar o comprimento de influência da curva de concordância sobre o escoamento livre, do ponto de vista das pressões médias atuantes, conduziu-se a adimensionalização proposta por LinFu e Jie (1985), correlacionando os coeficientes de pressões médias máximas (Cp<sub>CM</sub>) devidos à força centrífuga e os coeficientes de pressões médias (Cp<sub>C</sub>) igualmente advindos da força centrífuga.

Na Figura 7 a razão entre os coeficientes de pressão comparada com o comprimento de influência da curva de concordância (Lc) com relação ao comprimento (X) tomado longitudinalmente junto ao fundo da soleira curva a partir do ponto central da mesma, de acordo com a Equação 6.

Percebe-se nos escoamentos com maiores números de Froude, que a proposta dos autores tende a subestimar as pressões médias atuantes, subestimando, também, o comprimento de influência da curva de concordância vertical no escoamento ao longo da bacia de dissipação.

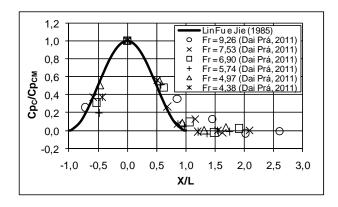


Figura 7 – Razão entre os coeficientes de pressões médias devidas à força centrífuga na curva de concordância vertical entre o perfil vertente e a bacia de dissipação

A Figura 8 apresenta os resultados experimentais avaliados ao longo do comprimento longitudinal (L), tendo como posição inicial o centro da curva de concordância vertical, adimensionalizado pela energia cinética do escoamento imediatamente no início da bacia de dissipação.

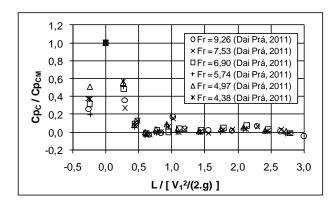


Figura 8 – Comprimento de influência da curva de concordância na relação entre os coeficientes das pressões médias e médias máximas.

Observa-se pela análise da Figura 8 que os dados adimensionalizados apresentam um crescimento até um valor máximo no centro da curva de concordância, decrescendo ao longo da curva até a posição adimensional 0,5 a partir da qual os valores estabilizam-se em torno de zero. Admite-se, com isso, que a influência da curva de concordância no

Pressões Médias e Flutuantes Devido ao Escoamento em uma Curva de Concordância Vertical entre Vertedouro e Canal Horizontal Estudo Experimental

que diz respeito às pressões médias atuantes se faz presente até a distância equivalente à 50% da energia cinética do escoamento verificado no início da bacia de dissipação.

A partir da Figura 8 é possível extrair o comprimento de influência da curva de concordância vertical (Lc), para as avaliações experimentais deste estudo e comparar esses resultados com a proposta de LinFu e Jie (1985), conforme apresentado na Figura 9.

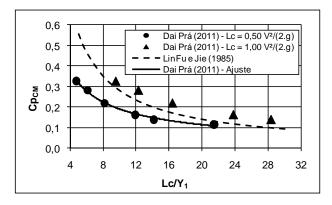


Figura 9 – Comprimento de influência da curva de concordância no coeficiente das pressões médias

Pela avaliação da Figura 9 percebe-se que o critério estabelecido por LinFu e Jie (1985) admite que os efeitos devidos à curva de concordância vertical se propagam mais a jusante do que o detectado neste estudo, tendo como envoltórias aqueles valores compreendidos entre 50% e 100% da energia cinética do escoamento.

Este trabalho propõe, então, a Equação 9 (coeficiente de correlação igual a 0,98) como representativa do comprimento de influência da curva de concordância ao longo da bacia de dissipação a partir do coeficiente de pressão média máxima identificado no ponto central desta curva e provocada pela força centrífuga.

$$Cp_{CM} = 1,05 \left(\frac{Y_1}{Lc}\right)^{-0.743}$$
 (9)

$$Lc = 0.5 \frac{V_1^2}{2 g} \tag{10}$$

A Equação 9 pode ser reescrita em função do número de Froude  $(Fr_1)$  do escoamento conforme Equação 11.

$$Cp_{CM} = 1,05 \left(\frac{Fr_1}{2}\right)^{1,486}$$
 (11)

Uma vez avaliado o comprimento total de influência da curva de concordância vertical, faz-se necessário estabelecer a previsão das pressões médias ao longo dessa curva.

Para tal propõe-se a avaliação adimensional ( $\Psi_{\rm C}$ ) das pressões médias atuantes a partir do estabelecimento das pressões médias teóricas, composta por uma parcela hidrostática (Ps) e por um parcela devida à força centrífuga (Pc), adimensionalizadas pelas pressões médias detectadas experimentalmente (Px), conforme Equação 12. A Figura 10 apresenta graficamente os resultados obtidos.

$$\Psi_{\rm C} = \left(\frac{Ps + Pc}{Px}\right) \tag{12}$$

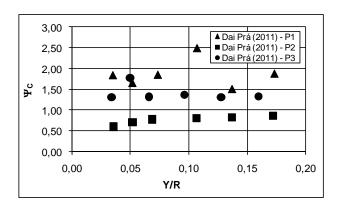


Figura 10 – Relação entre as pressões médias teóricas e as médias atuantes na curva de concordância vertical.

Tendo em vista que essa avaliação adimensional proposta não conduziu ao agrupamento dos resultados experimentais, propõe-se a correção do mesmo a partir do fator de proporcionalidade ( $K_C$ ) (Equação 13), o qual contempla uma parcela de correção da pressão hidrostática, função da posição longitudinal do ponto em análise ( $\alpha$ ), uma parcela de correção da pressão centrífuga, função do ângulo total da curva de concordância vertical ( $\beta$ ) e o número de Froude do escoamento ( $Fr_1$ ).

$$K_{C} = \frac{\cos(\alpha)}{Fr_{1}^{2}(1 + \sin(\beta))}$$
 (13)

A Figura 11 ilustra os resultados obtidos com a adimensionalização proposta plotados frente

à profundidade relativa do escoamento com relação ao raio da curva de concordância vertical, mostrando que o fator de correção (K<sub>C</sub>) incorporado na análise agrupa satisfatoriamente os resultados experimentais.

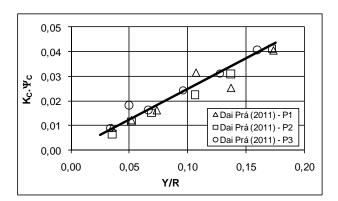


Figura 11 – Pressões médias atuantes na curva de concordância vertical corrigidas pelo fator K<sub>C</sub>.

Este trabalho propõe, então, a Equação 14 (coeficiente de correlação igual a 0,935) representativa das pressões médias atuantes ao longo da curva de concordância vertical.

$$K_C \Psi_C = \frac{1}{4} \frac{Y}{R} \tag{14}$$

#### Avaliação das Flutuações de Pressão

No que tange às flutuações de pressão, tanto ao longo da curva de concordância quanto ao longo da bacia de dissipação, cabe salientar, inicialmente, que as amplitudes médias das flutuações de pressão verificadas experimentalmente apresentaram valores bastante diminutos, da mesma ordem de grandeza da incerteza de medição dos transdutores de pressão utilizados neste estudo, com exceção dos resultados experimentais verificados no centro da curva de concordância, que assumem valores superiores.

Independente desse fato, ainda que de relevada importância, optou-se por conduzir a análise das flutuações de pressão devidas ao escoamento livre uma vez que, quando da utilização dos adimensionais propostos, se pode detectar comportamentos que induzam a alguma percepção quanto à influência da curva de concordância nas flutuações de pressão verificadas ao longo da bacia de dissipação.

Procede-se, então, a referida avaliação a partir da adimensionalização das flutuações de pressão

de forma semelhante àquela apresentada por LinFu e Jie (1985) quando da análise das pressões médias. Salienta-se, contudo, que nesta análise, as flutuações estão sendo avaliadas de forma global, não conduzindo nenhum tipo de separação de efeitos como aqueles realizados na avaliação das pressões médias, quando as parcelas hidrostática e devida à força centrífuga foram consideradas separadamente.

A Equação 15 representa a razão entre a flutuação de pressão e a energia disponível no ponto em análise.

$$C\sigma = \frac{\sigma/\gamma}{H - Y} \tag{15}$$

#### Onde:

Cσ = coeficiente de flutuação de pressão na curva de concordância vertical,

 $\sigma$  = amplitude média da flutuação de pressão no ponto em análise,

H = diferença de cota entre o nível do reservatório e a cota da estrutura de descarga no ponto considerado, e

Y = a profundidade do escoamento no ponto considerado.

A partir disso, os coeficientes de flutuação de pressão ( $C\sigma$ ) são correlacionados pelo coeficiente de máxima flutuação de pressão identificada na curva de concordância ( $C\sigma_{M}$ ).

Aqui, cabe ressaltar que as máximas flutuações de pressão foram identificadas no ponto central da curva, não concordando com as afirmações de LinFu e Jie (1985), que registram as flutuações máximas no ponto de tangência entre a curva de concordância e a bacia de dissipação. Neste estudo as flutuações de pressão registradas no ponto de tangência representam, em termos médios absolutos, metade daquelas flutuações identificadas no ponto central da curva.

A Figura 12 apresenta, então, a razão entre os coeficientes de flutuação de pressão avaliados ao longo do comprimento longitudinal (L), tendo como posição inicial o centro da curva de concordância vertical, adimensionalizado pela energia cinética do escoamento imediatamente no início da bacia de dissipação.

Pela análise da Figura 12, observa-se um crescimento até o ponto central da curva de concordância a partir do qual a sua influência passa a decrescer até a posição adimensional 0,5. A partir

Pressões Médias e Flutuantes Devido ao Escoamento em uma Curva de Concordância Vertical entre Vertedouro e Canal Horizontal Estudo Experimental

desse ponto, as flutuações de pressão identificadas junto ao fundo estabilizam-se em torno do valor correspondente a 30% das flutuações máximas verificadas no centro da curva de concordância.

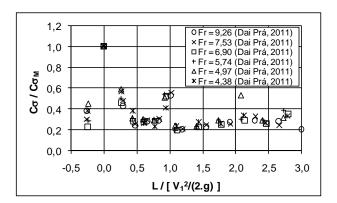


Figura 12 – Comprimento da influência da curva de concordância nas flutuações de pressão

Novamente, conforme apresentado na avaliação das pressões médias, a influência da curva se faz presente até a distância equivalente a 50% da energia cinética disponível no início da bacia de dissipação, confirmando o critério adotado anteriormente, apresentado na Equação 11.

A avaliação individualizada do comportamento das flutuações de pressão nas três tomadas de pressão localizadas na curva vertical fica comprometida, especialmente nas seções tangentes, tendo em vista que os valores detectados (da ordem de 1 a 3mm.c.a.) encontram-se dentro da faixa de erro dos transdutores de pressão utilizados nas medições experimentais.

Por outro lado, as flutuações de pressão no ponto central da curva de concordância vertical, e, portanto, as máximas flutuações de pressão, ainda que de pequeno valor absoluto (da ordem de 6mm.c.a.), mostraram relação bastante consistente na comparação com a energia cinética do escoamento na saída da curva de concordância.

Na Figura 13 estão apresentados os coeficientes de pressão máxima detectados experimentalmente e calculados com base na energia cinética na seção terminal da curva conforme Equação 16.

$$C_{\text{Pmáx}} = \frac{\sigma_{\text{Cmáx}}/\gamma}{V_1^2/(2 \text{ g})} \tag{16}$$

Onde:

C<sub>Pmáx</sub> = coeficiente de pressão máxima,

 $\sigma_{\text{Cmáx}}$  = amplitude máxima da flutuação de pressão, e

 $V_1$  = velocidade na seção terminal da curva de concordância vertical.

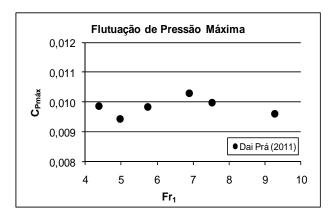


Figura 13 – Flutuação de pressão no ponto de central da curva de concordância frente o número de Froude do escoamento na seção terminal da mesma.

Pela avaliação da Figura 13, percebe-se que o máximo coeficiente de pressão verificado no ponto central da curva de concordância é da ordem de 1% da energia cinética na seção terminal da curva, conforme Equação 17, quando  $\varepsilon = 0.01$ .

$$\frac{\sigma_{\text{Cmáx}}}{\gamma} = \varepsilon \frac{V_1^2}{2 \text{ g}} \tag{17}$$

Segundo LinFu e Jie (1985),  $\varepsilon$  < 0,10, para as flutuações máximas de pressão que são verificadas na tangente de jusante de curvas de concordância verticais. Os mesmos autores afirmam que em paredes lisas e sem descolamento de fluxo, as flutuações de pressão são da ordem de 5% da energia cinética ( $\varepsilon$  = 0,05) do escoamento.

Observa-se, com isso, que as máximas flutuações de pressão verificadas neste estudo (no ponto central da curva), se por um lado concordam com os referidos autores por serem inferiores a 10% da energia cinética, por outro, apresentam valores bastante inferiores àqueles previstos por LinFu e Jie (1985), da ordem de 5% no extremo de jusante da curva

Cabe salientar, por fim, que as flutuações de pressão detectadas neste estudo no extremo de jusante da curva de concordância vertical apresentou valores em média equivalentes à 0,5% da energia cinética do escoamento.

#### **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Verificou-se que a influência da curva de concordância vertical entre o perfil vertente a 45° e a bacia de dissipação, tanto para as pressões médias quanto para as flutuações de pressão, cessam na mesma posição. Desta forma, a partir do ponto central da curva de concordância, posição de máxima pressão média, o comprimento total de influência se prolonga até a distância equivalente à 50% da energia cinética do escoamento no ponto de tangência terminal da curva.

A estimativa das pressões médias ao longo da curva de concordância consiste em avaliar, em cada ponto, a pressão hidrostática e a pressão devida à força centrífuga. Identificou-se, contudo, a necessidade da inclusão de um fator de correção estabelecido como função (i) do número de Froude do escoamento ( $Fr_1$ ), (ii) do ângulo total entre os pontos de tangência da curva de concordância ( $\beta$ ) e (iii) da posição do ponto em análise, em relação ao ponto central da curva de concordância, representado pelo ângulo formado entre ambos ( $\alpha$ ).

As flutuações máximas de pressão foram identificadas no centro da curva de concordância vertical, e assumem valores da ordem de 1% da energia cinética do escoamento no ponto de tangência terminal da curva.

#### **AGRADECIMENTOS**

À Eletrobrás-Furnas a partir do projeto de Pesquisa e Desenvolvimento "Análise da Macroturbulência em Dissipadores de Energia por Ressalto Hidráulico", inserido no programa de P&D ANEEL.

#### REFERÊNCIAS

BAPTISTA, M. B.; LARA, M. M. *Fundamentos de Engenharia Hidráulica*. Belo Horizonte: Ed. UFMG, , 2002. 440 p.

CHOW, V. T. *Open channel hydraulics*. Michigan: McGraw-Hill Book, 1959. p. 393-438.

DAI PRÁ, M. *Uma abordagem para determinação das pressões junto ao fundo de dissipadores de energia por ressalto hidráulico*. 2011. 207 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

LINFU, Z.; JIE, X. Estudo das Características Hidráulicas e de Cavitação de Curvas Verticais em Canais considerando o escoamento bidimensional. *Shuili xuebao*, Beijing, n. 6, p. 19-27, Jun, 1985. (Traduzido do chinês por J. A. Pinto de Campos, Engenheiro Civil, Técnico Assessor - Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, 1985).

Mean and Fluctuating Pressures Caused by an Invert Vertical Transition Between the Spillway and the Horizontal Channel – Experimental Study

#### **ABSTRACT**

A spillway invert vertical transition aims to redirect the spillway flow from two distinct channel slopes, downstream and upstream, in such a way as to minimize the hydraulic forces which would occur if the change in slopes was abrupt. In a dam discharge structure these transitions present as a solution to redirect the high speed flow, guiding it to the horizontal slope of the stilling basin.

An evaluation of mean and fluctuating pressures caused by the vertical transition curves is shown in the present work, regarding the centrifugal acceleration generated by the bend, as well as the propagation of these mean effects downstream in the dissipation structure.

**Key-words:** Hydraulic Structures, invert vertical transition, pressure fluctuation.

# Assimilação de Dados de Vazão na Previsão de Cheias em Tempo-Real com o Modelo Hidrológico MGB-IPH

#### Adalberto Meller

Agência Nacional de Águas, ANA adalberto.meller@ana.gov.br

#### Juan Martín Bravo, Walter Collischonn

Instituto de Pesquisas Hidráulicas, IPH-UFRGS jumarbra@iph.ufrgs.br; collischonn@iph.ufrgs.br

Recebido: 16/11/11 - revisado: 14/02/12 - aceito: 02/03/12

#### **RESUMO**

Nesse trabalho é descrito um método empírico de assimilação de dados em conjunto com a modelagem hidrológica distribuída, para previsão de cheias em tempo real em uma bacia hidrográfica de médio porte na região sudeste do Brasil, a bacia do rio Piracicaba. Para avaliar o desempenho do método de assimilação proposto são realizadas previsões de cheia, tendo como chuva prevista a chuva observada na bacia, simulando um cenário de previsão em tempo real ideal. São ainda simulados outros cenários de previsão, que incluem chuva futura igual a zero, previsão com base na persistência do último valor observado de vazão e previsão sem assimilação de dados. As previsões são realizadas com intervalo de tempo horário, frequência de 6 horas e horizonte de 48 horas, para a condição de cheias no local das previsões. Os resultados mostram que o método de assimilação tem impactos positivos nos resultados das previsões. Em termos do coeficiente de Nash-Sutcliffe, o uso do procedimento de assimilação promove uma melhora de 10% nas antecedências iniciais, diminuindo para cerca de 3% para o horizonte da previsão.

Palavras-chave: previsão de cheias, simulação hidrológica, assimilação de dados.

#### INTRODUÇÃO

Dentre os diferentes desastres naturais que acontecem ao redor do mundo, as inundações figuram entre os que causam maiores impactos às populações, em termos socioeconômicos. Estima-se que as inundações sejam responsáveis por mais de um terço das perdas econômicas e por cerca de dois terços do número total de pessoas afetadas mundialmente por desastres naturais (Kafle *et al.*, 2007).

O aumento no número de ocorrências de inundações com impactos devastadores observados recentemente no Brasil tem despertado cada vez mais o interesse de diversos setores da sociedade por medidas que permitam antecipar esses eventos, reduzindo seus impactos em termos de vidas e danos à propriedade. Nesse contexto, os Sistemas de Alerta de Cheia (SAC) têm sido reconhecidos como uma das medidas mais efetivas (Srikanthan *et al.*, 1994; Singh, 2005; Shrestha *et al.*, 2008). O objetivo principal de um SAC é prever, com relativa antecedência e precisão, as condições futuras do rio, em pontos

vulneráveis a inundação, para emitir avisos de alerta à população residente ou aos operadores de obras hidráulicas na região. Esse tipo de ação de caráter preventivo assume papel importante na tomada de decisões por parte das autoridades competentes.

Um dos principais componentes de um SAC é o sistema de previsão de cheias. Nas últimas décadas diferentes métodos de previsão hidrológica têm sido propostos. Dependendo do tamanho da bacia e do tempo de deslocamento da onda de cheia na rede de drenagem podem ser utilizados modelos de regressão simples entre variáveis como o nível ou a vazão em diferentes postos fluviométricos, ou ainda modelos baseados essencialmente na propagação do hidrograma de cheias observado a montante do local de interesse (Tucci, 1998; Sene, 2009).

Quando se deseja uma antecedência maior nas previsões de vazão ou nível, torna-se necessário a incorporação da precipitação no processo. Nessa situação, uma das abordagens consagradas para essas previsões é a que utiliza modelos hidrológicos chuva-vazão conceituais. Os modelos chuva-vazão conceituais procuram representar a parte terrestre

do ciclo hidrológico, através de equações baseadas nos processos físicos envolvidos. Uma das principais vantagens da utilização desse tipo de modelos é permitir a simulação de cenários diferentes daqueles usados na calibração – extrapolação - com maior consistência metodológica (Tucci, 1998), característica desejada na simulação de eventos extremos.

Um dos inconvenientes que surgem quando se utiliza um modelo chuva-vazão para previsão de cheias em tempo real, é que o valor estimado pelo modelo no instante de partida da previsão normalmente é diferente daquele observado, o que acaba por degradar as previsões já nos primeiros intervalos de tempo de previsão. Esse desvio se deve a diversos fatores, como: erros nos dados de entrada, deficiência na representação dos processos físicos pelo modelo, erros na calibração do modelo, mudanças nas características da bacia ao longo do tempo ou ainda erros nos dados observados na estação de monitoramento (Serban & Askew, 1991; Srikanthan *et al.*, 1994).

Existindo dados observados de vazão ou nível em tempo real, é possível aproximar o comportamento do modelo à resposta do sistema observada em campo, procedimento conhecido como assimilação de dados ou atualização do modelo. Nesse trabalho é apresentada uma avaliação do desempenho de um procedimento de atualização das variáveis de estado de um modelo hidrológico distribuído (MGB-IPH), aplicado à previsão de cheias em tempo-real na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

#### A ASSIMILAÇÃO DE DADOS NA PREVISÃO HIDROLÓGICA

Madsen & Skotner (2005) definem a assimilação de dados ou atualização do modelo como um processo de retroalimentação onde a previsão é condicionada às observações no rio, utilizadas para corrigir as condições iniciais do modelo. Embora o nível de água ou a vazão sejam as variáveis mais utilizadas neste processo (Kahl & Nachtnebel, 2008; Divac *et al.*, 2009), outras variáveis como temperatura, umidade do solo e o fluxo latente de calor também podem ser utilizadas.

No contexto da previsão em tempo real, são usadas duas terminologias que indicam o modo no qual o modelo está operando. Quando as previsões de vazões são realizadas empregando-se alguma técnica de assimilação, costuma-se dizer que o modelo opera em "modo de previsão", "modo de atua-

lização" ou operando "on-line". Caso contrário, dizse que o modelo está em "modo de simulação" ou operando "off-line" (Xiong & O'Connor, 2002; Moore, 2007; Sene, 2009).

Os métodos de assimilação de dados na previsão hidrológica são organizados em quatro categorias principais (O'Connell & Clarke, 1981; Refsgaard, 1997): (a) atualização das variáveis de entrada, (b) atualização das variáveis de estado, (c) atualização dos parâmetros do modelo, e (d) atualização das variáveis de saída. A Figura 1 mostra, esquematicamente, como cada um desses métodos interage com o modelo e em qual etapa da previsão hidrológica são aplicados.

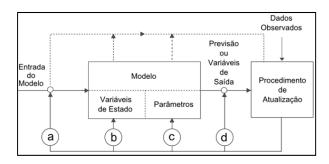


Figura 1 - Métodos usados na assimilação de dados. Fonte: Refsgaard (1997).

A seguir é feita uma descrição com maior detalhe dos métodos de assimilação:

a) Atualização das variáveis de entrada: os dados de entrada são modificados de modo que as variáveis de saída do modelo, no instante ou período anterior ao início da previsão, se aproximem dos dados observados. A aplicação dos métodos que pertencem a essa categoria se sustenta no fato das incertezas nos dados de entrada serem frequentemente dominantes sobre os erros da previsão (Refsgaard, 1997; Kahl & Nachtnebel, 2008).

A maior parte desse tipo de procedimento é baseada em algoritmos de tentativa e erro (Srikanthan et al., 1994; Serban & Askew, 1991), sendo a precipitação e a temperatura as variáveis de entrada normalmente utilizadas. Alguns autores chamam a atenção para desvantagens ou inconsistências dos métodos que pertencem a essa categoria. A existência de um número grande de variáveis de entrada consideradas no ajuste, por exemplo, pode tornar a atualização um problema de otimização bastante

complexo (Divac *et al.*, 2009). Kahl & Nachtnebel (2008) comentam que a utilização desse método, no caso da precipitação, está condicionada à ocorrência de precipitação nos instantes anteriores à previsão.

b) Atualização das variáveis de estado: as condições iniciais do modelo são corrigidas através de algumas de suas variáveis de estado para se obter uma melhor relação entre os dados observados e calculados no início da previsão. O termo "estado" é usado para descrever uma variável do modelo que se situa em um estágio entre a entrada e a saída do modelo (Szollosi-Nagy, 1976 apud Moore, 2007).

A técnica se fundamenta na hipótese que os erros presentes nos dados de entrada dos modelos chuva-vazão se acumulam e aparecem nas variáveis definidas a partir de reservatórios conceituais, elementos que tipicamente são parte da estrutura desses modelos (Srikanthan *et al.*, 1994 e Serban & Askew, 1991).

A assimilação das variáveis de estado do modelo pode ser basicamente realizada de duas maneiras: por procedimentos empíricos ou métodos envolvendo o Filtro de Kalman. Nos métodos empíricos as variáveis observadas - normalmente a vazão são usadas para determinar o erro cometido pelo modelo no instante da previsão. Esse erro pode ser expresso na forma de um fator de ajuste, que é então utilizado para ajustar as variáveis de estado do modelo (Moore et al., 2005). Exemplos de métodos empíricos são apresentados nos trabalhos de Wöhling et al. (2006), Paz et al. (2007) e Moore (2007).

Abordagens utilizando o Filtro de Kalman têm se tornado bastante utilizadas na atualidade, podendo-se citar os trabalhos de Madsen & Skotner (2005) e Xie & Zhang (2010). Nessa abordagem, os fatores de ajuste das variáveis de estado do modelo são estimados de acordo com as incertezas relativas do modelo e da variável observada, para cada uma das variáveis de estado consideradas, sendo sua aplicação mais adequada a sistemas lineares (Moore et al., 2005). Dessa forma não há garantias que o método produza resultados melhores que os procedimentos empíricos em sistemas não lineares, como aqueles inerentes aos processos hidrológicos.

As variáveis de estado mais utilizadas são: a área de cobertura da neve, a profundidade da camada de neve, a umidade do solo ou a quantidade de água armazenada nos reservatórios conceituais do modelo que representam o armazenamento de água nas camadas superficial, zonas saturadas e não-

saturadas (Serban e Askew, 1991; Divac et al. 2009).

Atualização dos parâmetros: Nesta técnica de assimilação de dados os valores mais recentes de vazões ou níveis observados são utilizados para iniciar uma nova fase de calibração dos parâmetros do modelo, podendo ser usados para esse fim algoritmos de otimização (Tucci & Clarke, 1980) ou métodos baseados no Filtro de Kalman (Gomes & Mine, 1998). Os procedimentos que pertencem a essa categoria têm sido pouco utilizados na modelagem chuva-vazão conceitual (Sene, 2009; Divac et al., 2009), embora tenham aplicabilidade reconhecida no caso de modelos baseados em funções de transferência, autorregressivos ou de redes neurais artificiais.

A assimilação dos parâmetros do modelo tem sido alvo de críticas por diversos autores. Serban & Askew (1991), por exemplo, comentam o problema da existência de interdependência entre parâmetros, observada na maior parte dos modelos. Isso significa, em termos gerais, que a modificação de um parâmetro se reflete na necessidade de modificação de outros parâmetros o que, na prática, equivaleria a calibrar novamente modelo a cada instante inicial de previsão. Moore *et al.* (2005) indica que a necessidade de variação dos parâmetros ao longo do tempo é um diagnóstico da deficiência existente na estrutura do modelo.

Atualização da saída: também chamado de predição ou correção do erro, esse método consiste em prever os erros de previsão do modelo, o que normalmente é realizado através de modelos ajustados para a série temporal de diferenças (resíduos) entre os valores observados e calculados. Os métodos que pertencem a essa categoria são considerados os mais amplamente utilizados na previsão hidrológica (Refsgaard, 1997; Yu & Chen, 2005; Xiong & O'Connor, 2002), e têm como principal vantagem o fato de serem aplicados de maneira independente do modelo de previsão, o que simplifica significativamente sua operacionalização na previsão em tempo-real.

Na assimilação da saída de modelos de previsão são utilizados normalmente modelos autorregressivos. Assim sua eficiência depende do grau de persistência do erro entre as vazões observadas e calculadas na série temporal. Exemplos de métodos usados para previsão do erro são: AR (*Auto-Regressive*, e.g. Xiong & O'Connor, 2002), ARMA

(Auto-Regressive Moving Average, e.g. Broersen & Weerts, 2005), ARIMA (Auto-Regressive Incremental Moving Average e.g. Berthet et al., 2009), redes neurais artificiais (e.g. Goswami et al., 2005; Abebe & Price, 2003), lógica difusa (e.g. Yu & Chen, 2005) ou Filtro de Kalman (Srikanthan et al., 2007).

Kahl & Nachtnebel (2008) citam que modelos autorregressivos do tipo AR promovem bons resultados nos primeiros intervalos da previsão e mostram que a autocorrelação dos erros é muito maior em vazões médias e baixas. Isto acontece, tipicamente, porque os erros causados pelo modelo nos períodos de vazões com essa magnitude geram pararelismo nos hidrogramas. Os erros durante os picos, por outro lado, apresentam uma tendência a oscilar de forma rápida e ampla, diminuindo a persistência do erro e, assim, a possibilidade de aplicação dos métodos de assimilação da saída dos modelos (Serban & Askew, 1991; Moore, 2007; Kahl & Nachtnebel, 2008).

Por fim, é importante destacar alguns aspectos gerais na utilização dos métodos de assimilação de dados para previsões de vazões. De acordo com Environment Agency (2002) *apud* Sene (2009), embora a assimilação de dados possa melhorar significativamente o desempenho dos modelos nas previsões de cheia, os resultados dependem, dentre outros, de dois elementos:

- um modelo bem calibrado, capaz de reproduzir uma ampla gama de eventos;
- da qualidade dos dados de entrada do modelo.

Além desses elementos, é importante ressaltar que os efeitos da atualização nos modelos de previsão são limitados no tempo, podendo existir uma antecedência a partir do qual a atualização já não tem um impacto significativo sobre as previsões emitidas (Berthet *et al.*, 2009).

Nesse trabalho é apresentado um conjunto de avaliações de uma técnica de assimilação de dados pertencente à segunda categoria previamente apresentada, que trata da atualização das variáveis de estado de modelos conceituais. A seguir é apresentado uma breve descrição do modelo hidrológico utilizado e seu método de assimilação de dados.

#### O MODELO MGB-IPH

O MGB-IPH (Modelo de Grandes Bacias) é um modelo hidrológico conceitual, distribuído, aplicado a grandes bacias hidrográficas, apresentado por Collischonn (2001). O modelo teve sua estrutura baseada nos modelos LARSIM (Bremicker, 1998) e VIC-2L (Liang *et al.*, 1994), com algumas adaptações.

O modelo MGB-IPH tem passado por aprimoramentos ao longo dos últimos dez anos, tanto de sua estrutura, como de pré-processamento de dados de entrada e de interface ao usuário.

Ao contrário das versões anteriores do modelo MGB-IPH, que utilizava células regulares quadradas como unidade de discretização da bacia hidrográfica, a versão atual do modelo utiliza a discretização por minibacias. Nessa representação, a bacia é também subdividida em um conjunto de elementos. No entanto, nesse caso, os elementos não possuem forma predefinida e são delimitados a partir do modelo numérico do terreno (MNT). Existe ainda uma unidade de divisão maior que são as sub-bacias. As sub-bacias correspondem a um conjunto de minibacias e tem seu exutório definido pelos locais onde existem postos fluviométricos com dados observados.

O intervalo de tempo de cálculo do modelo é diário ou menor, embora alguns processos de cálculo internos, como a propagação de ondas de cheia nos rios, utilizem intervalos de tempo menores.

A maioria das aplicações do modelo MGB-IPH tem sido na simulação hidrológica de grandes bacias hidrográficas, onde normalmente é utilizado o intervalo de tempo diário. Uma das particularidades da aplicação proposta nesse trabalho é a utilização do modelo hidrológico para previsão de cheias em uma bacia de médio porte, com intervalo de tempo horário.

A variabilidade espacial da precipitação no modelo é considerada através da interpolação dos dados de postos pluviométricos para o centróide de cada minibacia. Nesse processo é utilizado o método do inverso do quadrado da distância. A variabilidade dos solos quanto ao tipo e uso é considerada através da utilização de planos de informação, determinados a partir de imagens de satélite ou mapas digitalizados. A variabilidade espacial do relevo é considerada através da utilização do MNT.

O tipo de vegetação e uso do solo dentro de cada minibacia é categorizado dentro de uma ou mais classes utilizando a abordagem de Unidades de Resposta Hidrológica-URH. As URH's são áreas de comportamento hidrológico similar, definidas pela combinação dos mapas de tipo e uso do solo (Kouwen *et al.*, 1993). Dessa forma, o balanço hidrológico é calculado para cada URH em cada minibacia e as vazões estimadas em cada URH são posteriormente

somadas e propagadas até a rede de drenagem.

O balanço de água no solo é realizado utilizando um método baseado na geração de escoamento superficial por excesso de capacidade de armazenamento, porém com uma relação probabilística entre a umidade do solo e a fração de área de solo saturada. A evapotranspiração é estimada pelo método de Penman – Monteith (Shuttleworth, 1993).

A propagação de vazão é realizada em duas etapas. Em primeiro lugar é realizada a propagação de vazão no interior da minibacia, utilizando-se modelos de reservatórios lineares simples. Cada minibacia tem três reservatórios lineares que representam a propagação dos escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo. A vazão de saída dos três reservatórios é somada e propagada pela rede de drenagem utilizando o método Muskingum-Cunge.

Embora alguns processos sejam representados de forma empírica, o modelo hidrológico conta com uma forte base física, o que fortalece a relação entre os parâmetros e as características físicas da bacia. Uma descrição com maior detalhe do modelo pode ser encontrada em Collischonn (2001) e Paiva (2009).

A assimilação de dados no MGB-IPH é realizada através de um método empírico, proposto originalmente por Collischonn et al. (2005), sendo sua última versão apresentada nos trabalhos de Paz et al. (2007) e Collischonn et al. (2007). O método utiliza as vazões observadas em tempo-real para atualizar as condições iniciais do modelo, representadas pelas vazões calculadas ao longo da rede de drenagem e o volume de água armazenado nos reservatórios superficial, subsuperficial e subterrâneo de cada minibacia do modelo hidrológico.

A atualização das variáveis do modelo se dá através de um fator de correção (FCA), definido como o quociente entre o somatório das vazões observadas e calculadas durante um período anterior à previsão, conforme apresentado na Equação 1.

$$FCA_{s} = \sum_{t=t_{0}-t_{o}}^{t_{0}} Q_{obs}^{t} / \sum_{t=t_{0}-t_{o}}^{t_{0}} Q_{calc}^{t}$$
(1)

onde  $Q^t_{obs}$  e  $Q^t_{calc}$  são as vazões observadas e calculadas, respectivamente; t é o tempo de cálculo;  $t_0$  é o instante de tempo da realização da previsão;  $t_a$  é o intervalo de tempo durante o qual é feita a comparação entre valores calculados e observados e s representa o ponto de exutório da sub-bacia, onde existe um posto fluviométrico com dados observados

para atualização do modelo.

Segundo o método mencionado, a cada intervalo de tempo de previsão os fatores de correção das sub-bacias são calculados e aplicados às variáveis de estado do modelo para cada uma das minibacias. No caso da atualização das vazões na rede de drenagem, o fator *FCA* é ponderado pela área de drenagem relativa de cada minibacia. Assim, as correções da vazão na rede de drenagem no método são mais fortes em minibacias localizadas sobre a drenagem principal, que possuem maiores áreas de drenagem acumuladas.

Na minibacia onde existem dados fluviométricos, as vazões observadas são usadas em lugar das calculadas pelo modelo. Para as demais minibacias, as vazões calculadas pelo modelo são atualizadas de acordo com a Equação 2.

$$Qat_{i,s} = FCA_s \cdot Qcalc_i \cdot (A_i/A_s)^{ebac} + Qcalc_i \cdot \left[1 - (A_i/A_s)^{ebac}\right]$$
(2)

onde  $Qat_{i,s}$  é o valor atualizado da vazão na rede de drenagem na minibacia i, localizada a montante do ponto s;  $A_i$  é a área de drenagem acumulada na minibacia i;  $A_s$  é a área de drenagem acumulada na minibacia de exutório da sub-bacia, onde existem dados observados e *ebac* é um parâmetro com valores entre 0 e 1 que deve ser definido de forma a encontrar uma boa concordância entre as vazões previstas e observadas.

Na atualização do volume de água armazenada nos três reservatórios conceituais o mesmo fator de correção (FCA) aplicado à atualização da vazão na rede de drenagem é utilizado. Para os reservatórios, porém, a ponderação ocorre em função da fração do escoamento originária dos reservatórios, representada pela variável PBi. A correção dos volumes dos reservatórios conceituais é dada por:

Se PBi > PBlim

$$VBat_{i,s} = (FCA_s)^{bx} \cdot VB_i \cdot (PB_i) + VB_i \cdot (1 - PB_i)$$
(3)

Se *PBi* ≤ *PBlim* 

$$VBat_{i,s} = VB_i \tag{4}$$

onde  $VBat_{i,s}$  é o volume atualizado no reservatório na minibacia i, situada a montante de s;  $VB_i$  é o volume calculado do reservatório conceitual na minibacia i;  $PB_i$  é a fração da vazão na rede de drenagem originária do reservatório conceitual, PBlim é a fração

mínima de água necessária para que haja a correção dos reservatórios conceituais do modelo e *bx* é um parâmetro de atualização com valores entre 0 e 1 que deve ser definido de forma a encontrar uma boa concordância entre as vazões previstas e observadas.

De acordo com Paz *et al.* (2007), quando o parâmetro *bx* assume valores próximos de 1, a atualização dos volumes dos reservatórios conceituais do modelo é relativamente rápida.

#### ESTUDO DE CASO E DADOS DISPONÍVEIS

Como estudo de caso nesse trabalho, é utilizada a bacia do Rio Piracicaba, que conta com a disponibilidade de informações de telemetria. A bacia possui área de cerca de 12.000 km² e situa-se na porção sudeste do Estado de São Paulo e sul do Estado de Minas Gerais. A Figura 2 apresenta o mapa de localização da bacia e das estações de monitoramento hidrológico e climatológico utilizadas.

O Rio Piracicaba, afluente pela margem direita do rio Tietê, nasce no encontro dos rios Atibaia e Jaguari, no município de Americana-SP. Tem extensão total, da cabeceira à foz, de cerca de 250 km. Seus principais afluentes são os rios Camanducaia, Atibaia, Jaguari e Corumbataí.

O clima na região da bacia é do tipo quente, temperado e chuvoso. O período chuvoso ocorre entre os meses de outubro e abril, e o de estiagem, entre maio e setembro. Os índices de precipitação variam entre 1.200 e 1.800 mm anuais (Irrigart, 2004).

Na década de 1970, foram construídos quatro importantes reservatórios na cabeceira da bacia: Jaguari, Jacareí, Cachoeira e Atibainha. Esses reservatórios, que barram rios homônimos, integram o Sistema Cantareira, um conjunto de infraestruturas (túneis de interligação, canais superficiais e estações de bombeamento) e reservatórios construídos com objetivo de regular a descarga para jusante das seções fluviais barradas e garantir abastecimento da região metropolitana de São Paulo.

Os problemas de inundações na bacia estão, em grande parte, ligados à ocupação das várzeas nos rios a jusante dos reservatórios do Sistema Cantareira. Esse processo se intensificou a partir da década de 1990, estimulado pelo longo período sem vertimentos do sistema. Nos meses de dezembro e janeiro dos anos hidrológicos 2009-2010 e 2010-2011, entretanto, a bacia sofreu com um volume de chuvas significativamente acima da média histórica, tendo

sido observadas inundações nas cidades de Atibaia, Bragança Paulista e Piracicaba.

As informações de entrada do modelo hidrológico MGB-IPH consistem em dados de precipitação e dados climatológicos, além daqueles referentes às características físicas e de cobertura da bacia hidrográfica, dados pelo modelo numérico do terreno e pelos mapas de tipo e uso do solo. São ainda utilizados dados de vazão, na calibração/validação do modelo, e no procedimento de assimilação de dados nas previsões de cheia. Foram usadas as seguintes bases de dados:

- modelo numérico do terreno, derivado da missão STRM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução de 90m, disponibilizado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Miranda, 2005);
- para composição das URH's, foram usados dados de tipo de solo do Projeto Radam Brasil, na escala 1:1.000.000, e dados de cobertura vegetal para a América do Sul obtidos via sensoriamento remoto, com resolução aproximada de 1km, desenvolvido por Eva et al. (2002);
- dados horários de vazão de 4 estações telemétricas nos rios Piracicaba, Camanducaia, Jaguari e Atibaia, no período de maio/2007 a abril/2011, cedidos pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica-FCTH e o Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo-DAEE;
- dados horários de precipitação de 16 estações telemétricas na bacia, no período de maio/2007 a abril/2011, cedidos pelo FC-TH e DAEE;
- dados diários de vazões defluentes dos reservatórios do Sistema Cantareira, no período entre maio/2007 e abril/2011, disponibilizados no sítio da Internet do Comitê de bacia dos Rios Piracicaba, Jundiaí e Capivari PCJ (http://www.comitepcj.sp.gov.br);
- dados diários de variáveis climatológicas, originários de 14 estações na região da bacia do rio Piracicaba (Figura 2), constantes no banco de dados da Agência Nacional de Águas-ANA.

#### **MÉTODO**

A análise do procedimento de assimilação de dados proposto é baseada em um conjunto de simulações utilizando o modelo MGB-IPH aplicado .

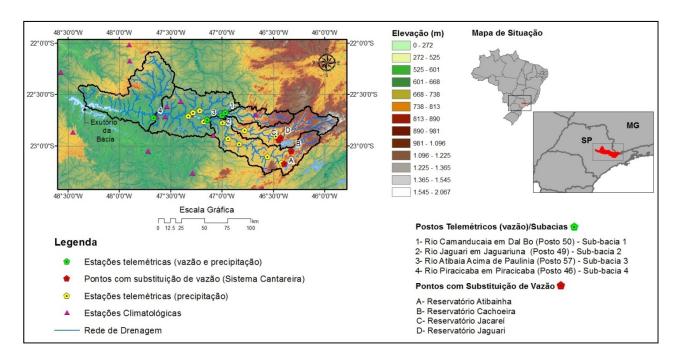


Figura 2 - Mapa de localização da Bacia do Rio Piracicaba.

à bacia hidrográfica do rio Piracicaba. Fazem parte do método de análise os seguintes itens, cada um deles descrito separadamente no texto:

- calibração e validação do modelo MGB-IPH para a bacia hidrográfica do rio Piracicaba;
- 2) método de assimilação de dados;
- 3) previsões de cheias em tempo-real

#### Calibração e validação do modelo hidrológico

Após a validação dos dados de entrada ao modelo, procedeu-se à modelagem hidrológica da bacia do rio Piracicaba com o modelo MGB-IPH. A bacia hidrográfica foi discretizada em 435 minibacias, com áreas entre 1 e 130km², agrupadas em cinco sub-bacias, de acordo com a localização dos postos fluviométricos (Figuras 2 e 3). Da composição entre os tipos e usos do solo resultaram seis URH's, indicadas na Tabela 1.

Para representar o efeito da operação do Sistema Cantareira sobre o escoamento na bacia, os dados de defluência dos reservatórios substituem as vazões calculadas pelo modelo nas minibacias localizadas no local dos aproveitamentos. Essas informações são disponibilizadas em nível diário na operação do sistema, assim foram desagregadas temporalmente para intervalo de uma hora. A utilização

desse procedimento apresentou resultados satisfatórios, uma vez que as alterações na vazão defluente dos reservatórios são programadas, ocorrendo, de modo geral, uma única vez durante o período do dia. Durante as previsões de cheia, essas informações são tidas como conhecidas.

Para fins de simulação de cheias, foram ainda desconsideradas possíveis interferências no escoamento causadas por PCH's ou captações existentes no trecho da bacia em análise, já que impactos dessa natureza tendem a ser menores durante o período de cheias.

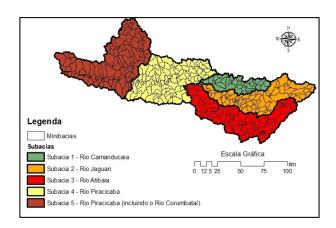


Figura 3 - Discretização do modelo MGB-IPH em minibacias e sub-bacias para a bacia do Rio Piracicaba.

Tabela 1 - Unidades de Resposta Hidrológica na Bacia do Rio Piracicaba.

Unidade de Resposta	Área da Bacia
Hidrológica (URH)	(%)
Área Urbana	5,96%
Campo/Pastagem/Plantio em solo profundo	38,35%
Floresta/Reflorestamento em solo profundo	6,21%
Campo/Pastagem/Plantio em solo raso	44,68%
Floresta/Reflorestamento em solo raso	3,55%
Corpos d'água	$1,\!25\%$

Durante a calibração, os parâmetros do modelo MGB-IPH foram ajustados, de modo a obter uma boa concordância entre as vazões observadas e calculadas em quatro pontos de controle, mostrados previamente na Figura 2. Dois tipos de técnicas foram usadas: (1) calibração manual, por tentativa e erro e, (2) calibração automática multi-objetivo utilizando o algoritmo MOCOM-UA (Yapo *et al.*, 1998).

As séries de dados horários disponíveis foram divididas em dois períodos. O primeiro, de 01/05/2007 a 30/04/2010, representado 75% da série, utilizado na calibração do modelo. O segundo período, de 01/05/2010 a 30/04/2011, representa 25% da série e foi utilizado na validação do modelo. As funções-objetivo utilizadas na calibração foram o coeficiente de Nash-Sutcliffe, o coeficiente de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões e o erro percentual de volume. Essas três funções foram também utilizadas como medida de desempenho no período de validação. Os resultados da calibração e validação do modelo são apresentados na Tabela 2. A Figura 4 e a Figura 5 apresentam uma comparação das vazões observadas e calculadas para os maiores eventos de cheia registrados durante a calibração e validação do modelo no posto Piracicaba.

Observa-se, nessas figuras, que o ajuste obtido é razoável, em ambos os períodos analisados. Grande parte das vazões de pico foi bem representada, embora alguns eventos não tenham sido detectados pelo modelo. Esse fato pode ser atribuído, em parte, a má representação espacial da precipitação em algumas sub-bacias, devido a falhas ocorridas nos postos pluviométricos da rede. Esse é um dos principais motivos a que se atribui os resultados insatisfatórios obtidos no período de validação do modelo na sub-bacia do Rio Camanducaia. Apesar do foco do trabalho ter sido as cheias, as estiagens foram também bem representada pelo modelo.

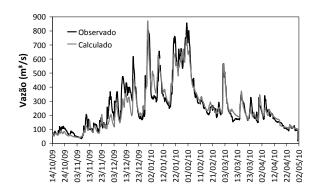


Figura 4 - Comparação de vazões calculadas e observadas no posto Piracicaba, período de calibração.

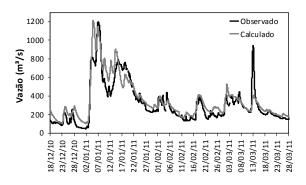


Figura 5 - Comparação de vazões calculadas e observadas no posto Piracicaba, período de validação.

#### Assimilação de dados

Como previamente apresentado, a assimilação de dados no modelo MGB-IPH é realizada por um método empírico, que corrige as condições iniciais do modelo, representadas pelas vazões na rede de drenagem e pelos volumes nos reservatórios conceituais do modelo.

Neste trabalho é realizada uma modificação na maneira com que são atualizadas as vazões na rede de drenagem, que possuem maior impacto na melhora das previsões dos primeiros intervalos de tempo do horizonte de previsão. No método proposto, o fator de atualização *FCA*, definido anteriormente, é ponderado pela distância relativa das

Rio	Posto	Sub-bacia	Área (km²)	Calibração		Validação			
				NS	NSlog	ΔV (%)	NS	NSlog	$\Delta V\%$
Camanducaia	50 - Dal Bo	1	933	0,71	0,80	-4,70	-0,47	0,75	36,43
Jaguari	49 - Jaguari	2	2.195	0,85	0,76	3,49	0,89	0,89	9,63
Atibaia	57 - Atibaia	3	2.741	0,67	0,74	11,54	0,74	0,80	16,47
Piracicaba	46 - Piracicaba	4	8.953	0,89	0,87	2,14	0,89	0,93	7,89

Tabela 2 - Resultados do ajuste do modelo MGB-IPH na bacia hidrográfica do rio Piracicaba.

minibacias ao exutório (ponto *s*) da sub-bacia, segundo a rede de drenagem do modelo, como define a Equação 5.

$$Q_{i,s} = FCA_s \cdot Qcalc_i \cdot (1 - d_i/d_m)^{ebac} + Qcalc_i \cdot \left[1 - (1 - d_i/d_m)^{ebac}\right]$$
(5)

onde  $Q_{i,s}$  é o valor atualizado da vazão na rede de drenagem na minibacia i, localizada a montante de s;  $d_i$  é a distância da minibacia i ao ponto s pela rede de drenagem;  $d_m$  é a distância entre a minibacia mais distante do ponto s na sub-bacia pela rede de drenagem e ebac é um parâmetro com valores entre 0 e 1.

Na ponderação pelo termo (1-di/dm), o peso da correção depende somente da distância relativa da minibacia ao exutório. Essa abordagem conduz a correções mais fortes nas minibacias localizadas próximo ao exutório e mais sutis nas minibacias mais distantes.

A hipótese central do método, é que no caso de médias e pequenas bacias, onde os tempos de concentração e propagação na drenagem são da ordem de horas, a ocorrência de um evento de precipitação localizado em uma região próxima ao local de previsão, pode ocasionar uma mudança relevante no comportamento das vazões naquele ponto.

A Figura 6 apresenta um exemplo do impacto da variação do parâmetro *ebac* na ponderação do fator *FCA*, com o aumento das distâncias relativas das minibacias ao exutório. Nesse exemplo, o fator de correção *FCA* no ponto *s* é arbitrado como 1,6. As minibacias com o fator de ponderação (1-di/dm) próximo a um, se situam próximo ao exutório da sub-bacia, enquanto as com valor de (1-di/dm) próximo a zero, em pontos mais distantes. Quando *ebac* assume valor zero, as minibacias são corrigidas totalmente pelo fator *FCA*, não havendo ponderação. Quando *ebac* assume valores próximos a um, as correções tendem a diminuir linearmente com o decréscimo de (1-di/dm).

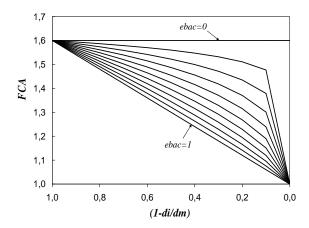


Figura 6 - Impacto da variação do parâmetro *ebac* no fator de correção *FCA*.

#### Previsões de cheias em tempo-real

Para análise do procedimento de assimilação de dados proposto, inicialmente foram realizadas sucessivas previsões com chuva perfeita no posto Piracicaba (vide Figura 2 ou 3), com intervalo de tempo horário, frequência de emissão de 6h e horizonte de previsão de 48h.

Em cada intervalo de tempo de previsão  $(t_0)$ , foi realizada a assimilação de dados nos quatro locais com dados de vazão disponíveis, seguida da previsão de vazões no posto Piracicaba. O período selecionado para as previsões foi entre a zero hora do dia 01/12/2008 às 21h do dia 30/04/2011, período que apresenta o menor número de falhas na série de vazões observadas e que concentra os eventos de cheia mais representativos da série de dados horários.

O termo chuva perfeita, citado anteriormente, refere-se à utilização da chuva observada como se fosse prevista, simulando-se um cenário de previsão em tempo real ideal, no qual as previsões de chuva não apresentam erros.

Vinte e quatro diferentes configurações de parâmetros do método de assimilação (*ebac*, *bx* e *PBlim*) foram avaliadas, com objetivo de determinar a melhor configuração dentre os conjuntos assim como promover uma análise de sensibilidade dos parâmetros.

Como indicador da situação de cheias no posto de Piracicaba foi utilizada a vazão de 30% de permanência, Q30%, igual a 114 m³/s. Assim, quando a vazão no instante de início da previsão ( $t_0$ ) é inferior a esse valor, a previsão não é realizada. Outra condição necessária para que seja executada a previsão é a disponibilidade de dados observados no instante de partida da previsão nos quatro pontos onde há assimilação de dados.

Como medidas de desempenho para avaliação das previsões de cheia são utilizados o coeficiente de Nash Sutcliffe (*NS*), o coeficiente de persistência (*CP*, Kitanidis & Bras, 1980), e os erros médios quadrático (*EMQ*) e absoluto (*EMA*), definidos, respectivamente, pelas Equações 6, 7, 8 e 9.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N} (Qo_i - Qp_i)^2}{\sum_{i=1}^{N} (Qo_i - \overline{Qo})^2}$$
 (6)

$$CP = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N} (Qo_i - Qp_i)^2}{\sum_{i=1}^{N} (Qo_i - Q_{i0})^2}$$
(7)

$$EMQ = \left[\frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} (Qp_i - Qo_i)^2\right]^{1/2}$$
(8)

$$EMA = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} |Qp_i - Qo_i|$$
(9)

onde  $Qp_i$  é o valor previsto;  $Qo_i$  é o valor observado;  $Q_{i0}$  é o valor observado no instante  $t_{i0}$ , ponto de partida da previsão;  $\overline{Qo}$  é o valor médio dos valores observados; i é a antecedência da previsão e N é o número de valores.

Nas medidas de desempenho dadas pelas Equações 6 a 7, quanto mais próximo o valor estiver da unidade, melhor são os resultados das previsões. A Equação 6, no entanto, compara o resultado da previsão do modelo hidrológico com o resultado de um modelo hipotético que prevê para todos os intervalos de tempo até o horizonte da previsão, o valor médio da série histórica. Diferentemente, a

Equação 7 compara o resultado da previsão do modelo hidrológico com o resultado de um modelo hipotético que prevê para todos os intervalos de tempo até o horizonte da previsão, o último valor observado, para o qual é adotado o termo persistência. Dessa forma quando o coeficiente da Equação 7 apresenta valores menores que zero, a previsão com o modelo hidrológico apresenta resultados inferiores a utilizar como valor previsto o último valor observado.

Para o fim de comparação, são ainda efetuadas previsões, para o mesmo período mencionado, em outros três cenários, que são:

- previsão com chuva zero: nesse cenário há atualização das condições iniciais do modelo, mas as previsões são realizadas como se não ocorresse precipitação ao longo das 48h do horizonte de previsão. Nessas previsões é utilizada a configuração de parâmetros do método de assimilação de dados que apresentou o melhor resultado com chuva perfeita;
- previsão sem assimilação de dados: equivale à previsão de cheias com chuva observada e com o modelo chuva-vazão em modo off-line, ou seja, sem atualização de suas condições iniciais;
- previsão com base na persistência: todos os valores de vazão previstos ao longo do horizonte de previsão são iguais a vazão observada no instante de partida da previsão (t<sub>0</sub>).

#### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados obtidos nas previsões no Posto Piracicaba são apresentados nos gráficos da Figura 7. Ao todo foram realizadas cerca de 35.000 previsões com o modelo MGB-IPH, nos diferentes cenários propostos. Ainda na Figura 7, as linhas em cinza representam os resultados das previsões com chuva perfeita, utilizando as diferentes configurações de parâmetros do método de assimilação de dados de vazão. As linhas em vermelho representam a configuração de parâmetros que apresentou o melhor resultado nas previsões nesse mesmo cenário. As linhas em verde, laranja e azul representam, respectivamente, os cenários com chuva zero, sem assimilação de dados e com base na persistência, descritos anteriormente.

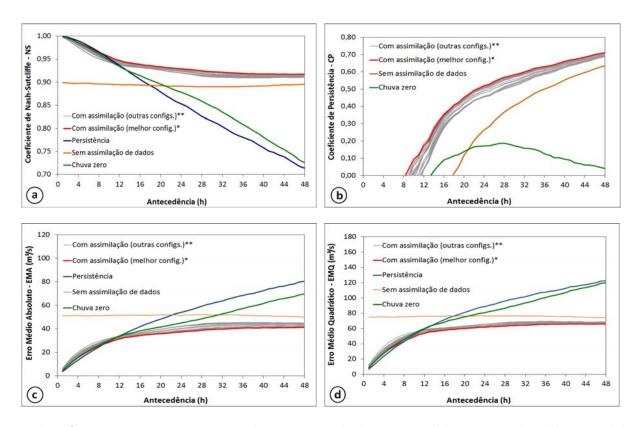


Figura 7 - Resultados das previsões de cheia para o posto Piracicaba: (a) coeficiente de Nash Sutcliffe; (b) coeficiente de persistência; (c) Erro médio absoluto e (d) erro médio quadrático. \*configuração de parâmetros do método de assimilação que apresentou o melhor resultado nas previsões. \*\* demais configurações de parâmetros.

A Figura 7a, apresenta os resultados das previsões em termos do coeficiente de Nash-Sutcliffe. Pode-se observar, que independentemente da configuração de parâmetros adotada para o método de assimilação, os resultados das previsões com chuva perfeita apresentam valores superiores a 0,90 para qualquer antecedência, mantendo valores maiores que 0,96 para antecedências de até 6 horas e se estabilizando em valores próximos a 0,92, a partir da quadragésima hora de previsão. A tendência de diminuição do desempenho do modelo de previsão ao longo do horizonte também é observada nas Figuras 7c e 7d, que mostram que os erros médios absoluto e relativo aumentam com o aumento da antecedência, como esperado.

Observa-se ainda na Figura 7a, que para o coeficiente de Nash-Sutcliffe os resultados das previsões em todos os cenários possuem desempenho similares até cerca de 8 horas de antecedência. A partir daí, as previsões no cenário com assimilação de dados apresentam melhora perceptível em relação ao demais cenários.

Dos gráficos da Figura 7 conclui-se que o resultado da assimilação de dados com o melhor conjunto de parâmetros (linha em vermelho) tem impacto positivo em relação às previsões sem assimilação (linha em laranja). Em termos do coeficiente de Nash-Sutcliffe (Figura 7a), a melhora nos primeiros intervalos de tempo do horizonte de previsão é de cerca de 10%, diminuindo para cerca de 3% para antecedências próximas a 48h.

Na Figura 7b, se compara o resultado das previsões do modelo hidrológico com o resultado de um modelo hipotético que prevê para todos os intervalos de tempo até o horizonte da previsão, o último valor observado, através do coeficiente de persistência. Nesse gráfico são suprimidos os valores negativos. Observa-se que não existe ganho evidente em se utilizar as previsões com o modelo chuva-vazão para antecedências inferiores a cerca de 8 horas. Para antecedências maiores a 18h, entretanto, todos os cenários (com assimilação, sem assimilação e com chuva zero) apresentam benefício em relação a se utilizar o último valor observado como previsão.

A comparação entre os resultados das previsões nos cenários com chuva zero e com assimilação de dados demonstram o benefício que pode ser obtido com a incorporação de previsões de precipitação a partir de antecedências maiores que aproximadamente 8h. No caso do uso de previsões com chuva perfeita, o *EMQ* é reduzido a 50% em relação ao cenário com chuva zero na antecedência de 48h (Figura 7d).

Outro elemento que merece destaque nos resultados apresentados na Figura 7, resulta da comparação dos cenários sem assimilação de dados e com chuva zero. No cenário sem assimilação de dados, o modelo é utilizado sem atualização das variáveis de estado e com dados observados de precipitação como previsão. Assim, não é feita correção da condição inicial do sistema. No cenário com chuva zero, por sua vez, é feita a correção da condição inicial, e a condição de contorno, representada pela precipitação, tem valor igual a zero.

A antecedência a partir da qual o desempenho do modelo no cenário com chuva zero passa a ser inferior do que no cenário sem assimilação de dados, aproximadamente 20 h (Figura 7a), marca o ponto em que as condições de contorno assumem maior importância do que as condições iniciais. Isso significa dizer, que até esse instante, a atualização das condições iniciais são mais relevantes na qualidade das previsões de cheia do que a própria condição de contorno, dada pela precipitação.

Na Figura 8, são apresentados os resultados de uma análise adicional, onde o método de assimilação de dados foi aplicado somente à Sub-bacia 4, não sendo atualizadas as sub-bacias 1, 2 e 3 (sub-bacias de montante). Da comparação com os resultados do cenário com assimilação em todas as sub-bacias, previamente apresentado na Figura 7, é possível observar que a atualização do escoamento nas sub-bacias 1, 2 e 3 contribui para a melhora da qualidade das previsões no Posto Piracicaba a partir do sexto intervalo de tempo de previsão. Isso ocorre devido ao tempo de propagação do escoamento no canal entre os pontos de atualização de montante (exutório das sub-bacias) e o posto de Piracicaba, estimado em seis horas.

No estabelecimento das diferentes configurações do método de assimilação, os parâmetros *ebac* e *bx* tiveram sua faixa de variação limitada entre 0 e 1, e o parâmetro *PBlim*, entre 0,1 e 0,3. De modo geral, as diferentes configurações promoveram resultados semelhantes em termos do coeficiente de Nash-Sutcliffe. No caso das demais medidas de desempenho, entretanto, a melhor configuração de parâmetros apresenta melhora mais evidente em

relação as demais configurações, como pode se observar nas Figuras 7b, 7c e 7d (vide que a escala dos gráficos são diferentes).

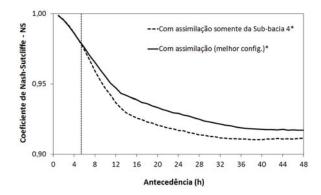


Figura 8 - Comparação dos resultados das previsões no Posto Piracicaba em termos do Coeficiente de Nash-Sutcliffe: (1) assimilação de dados aplicada somente à Sub-bacia 4 (Posto Piracicaba) e, (2) assimilação aplicada a todas sub-bacias. \*configuração de parâmetros do método de assimilação que apresentou o melhor resultado nas previsões.

O parâmetro que apresentou maior sensibilidade foi *bx*, relacionado à atualização dos volumes armazenados nos três reservatórios conceituais do modelo. Os parâmetros *ebac* e *PBlim* apresentaram menor sensibilidade no resultado das previsões. A configuração de parâmetros que apresentou o melhor resultado nas previsões é a apresentada na Tabela 3, a seguir.

Tabela 3 - Configuração de parâmetros do método de atualização que apresentou os melhores resultados na previsão com chuva perfeita.

Parâmetro do método de assimilação				
PBlim	ebac	bx		
0,2	0,1	0,8		

O valor do parâmetro *bx* próximo à unidade indica que a atualização dos volumes nos reservatórios de escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo do modelo deve ser rápida na bacia do rio Piracicaba. O valor de *ebac* próximo a 0, por sua vez, indica a correção da vazão na rede de drenagem é importante mesmo em minibacias mais distantes do ponto com observação de vazão.

Nas Figuras 9 e 10 são apresentados os resultados das previsões em termos de vazões. A Figura 9 apresenta uma comparação entre as vazões calculadas e previstas para as antecedências de 6 e 48 horas, usando chuva perfeita e o melhor conjunto de parâmetros do procedimento de assimilação. Pode-se observar que para a antecedência de 6 horas os valores se concentram mais próximo da linha de 45º do gráfico.

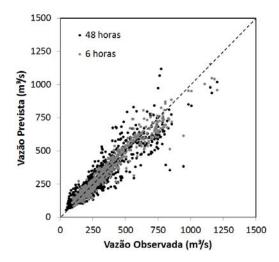


Figura 9 - Vazões calculadas *versus* previstas para antecedências de 6 e 48 horas, utilizando chuva perfeita e a melhor configuração de parâmetros do modelo de assimilação.

A Figura 10 mostra ainda algumas das previsões realizadas durante o período chuvoso no ano hidrológico 2010-2011 na bacia. Observa-se que quando não há assimilação de dados, a discrepância entre os valores observados e previstos no instante de partida das previsões é acentuada, o que contribui para a degradação dos resultados nas antecedências iniciais. As previsões com chuva futura igual a zero, por outro lado, promovem uma subestimativa das vazões previstas, que ficam evidentes a partir do oitavo intervalo de tempo de previsão.

Por fim, uma das questões importantes a respeito do método de atualização é que no caso de médias e pequenas bacias, em que os tempos de propagação na rede de drenagem e outros fenômenos hidrológicos se processam na escala de horas, o ganho obtido pela atualização das variáveis de estado do modelo se deve, fundamentalmente, à atualização da vazão na rede de drenagem e do volume do reservatório que representa a propagação do escoamento superficial do modelo chuva-vazão. A atualização do reservatório de escoamento subterrâneo apresenta menor impacto, embora ainda assim

seja importante na eficiência do método de assimilação. A atualização do reservatório subsuperficial apresentou pouca influência no resultado final das previsões.

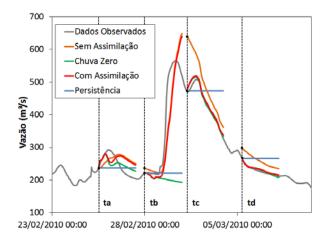


Figura 10 - Hidrogramas previstos no Posto Piracicaba durante um evento de cheia no período chuvoso 2010-2011. (ta) Dia 25/02/2010 12:00; (tb)Dia 28/02/2010 às 00:00; (tc) Dia 02/03/2010 06:00 e (td) Dia 05/03/2010 06:00.

#### **CONCLUSÕES**

Neste trabalho é descrito e aplicado um método empírico de assimilação de dados de vazão em conjunto com a modelagem distribuída chuva-vazão, na previsão de cheias em tempo real na bacia do Rio Piracicaba. O método descrito é uma variante daquele proposto por Paz et al. (2007), desenvolvido para o modelo distribuído MGB-IPH. Para avaliar o resultado do método, nas previsões de cheia foram usados os dados de chuva observados nos postos pluviométricos, tanto no período anterior como no período posterior ao início da previsão de vazão, como se fossem previsões de chuva. Foram ainda realizadas previsões em outros cenários, considerando chuva futura igual a zero, previsão sem assimilação de dados e previsão com base na persistência do último valor de vazão observado.

As previsões de cheia foram realizadas continuamente ao longo de 2,5 anos, com intervalo de tempo horário, frequência de 6 horas e horizonte de 48 horas, para a condição de cheia no posto Piracicaba. Em cada intervalo de tempo de previsão é realizada a assimilação de dados nos quatro locais com dados de vazão disponíveis, seguida da previsão de cheias no posto Piracicaba. As medidas de de-

sempenho das previsões foram o coeficiente de Nash-Sutcliffe, o coeficiente de persistência e os erros médios quadrático e absoluto.

Os resultados mostram que o procedimento de assimilação de dados possui impacto positivo na previsão de vazões, especialmente a partir do oitavo intervalo de tempo de previsão. Ao longo de todo horizonte de previsão, as previsões no cenário com assimilação de dados apresentaram valor do coeficiente de Nash-Sutcliffe superiores a 0,90, mantendo valores maiores que 0,96 em horizontes de até 6 horas e se estabilizando em valores próximos a 0,92, a partir da quadragésima hora de previsão.

O parâmetro do procedimento de assimilação que apresentou maior sensibilidade nas previsões está relacionado à atualização do volume armazenado nos reservatórios conceituais do modelo. Os resultados sugerem que o valor desse parâmetro deve ser alto, ou seja, a velocidade de atualização dos reservatórios conceituais do modelo deve ser rápida na bacia do Rio Piracicaba.

A aplicação do método mostrou ainda, que no caso de bacias pequenas ou de médio porte, como é o caso da bacia do Rio Piracicaba, o ganho obtido pelo uso da assimilação de dados se deve, essencialmente, às atualizações da vazão na rede de drenagem e do volume do reservatório conceitual relacionado ao escoamento superficial do modelo chuya-vazão.

Os resultados do trabalho reafirmam a importância da assimilação de dados na previsão de cheias com modelos hidrológicos conceituais, contribuindo de forma efetiva para diminuição das incertezas nas condições iniciais do modelo.

#### **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem a FCTH (Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica) e ao DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo) por cederem os dados de telemetria utilizados na pesquisa. O primeiro autor agradece a Agência Nacional de Águas pela concessão de licença para doutorado.

#### REFERÊNCIAS

ABEBE, A. J.; PRICE, R. K. Managing uncertainty in hydrological models using complementary models. *Hydrological Sci* 

ences, v. 48, n. 5, p. 679-692, Oct 2003.

BERTHET, L.; RAMOS, M.; PERRIN, C.; ANDRÉASSIAN, V.; LOUMAGNE, C. Can discharge assimilation methods be used to improve flood forecasting when few data are available?. In: YILMAZ, K.: YUCEL, I.; GUPTA, H. V.; WAGENER, T.; YANG, D.; SAVENIJE, H.; NEALE, C.; KUNSTMANN, H.; POMEROY, J. New Approaches to Hydrological Prediction in Data-sparse Regions. Indian: IAHS, 2009. p. 94-100. (IAHS publication, 333). (Proc. of Symposium HS.2 at the Joint IAHS & IAH Convention, Hyderabad, India, September 2009).

BREMICKER, M. Aufbau eines Wasserhaushaltsmodells für das Weser und das Ostsee Einzugsgebiet als Baustein eines Atmosphären-Hydrologie-Modells. 1998. Dissertation (Doktorgrad) - Geowissenschaftlicher Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität. Freiburg. Germany, 1998.

BROERSEN, P. M. T.; WEERTS, A. H. Automatic error correction of rainfall–runoff models in flood forecasting systems. In: PROCEEDINGS IEEE/IMTC CONFERENCE, 2005, Ottawa, Canada. *Proceedings...* Ottawa, Canada, 2005. p. 1531-1536.

COLLISCHONN, W. Simulação Hidrológica de Grandes Bacias. 2001. 277 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

COLLISCHONN, W.; HAAS, R.; ANDREOLLI, I.; TUCCI, C. E. M. Forecasting River Uruguay flow using rainfall forecasts from a regional weather-prediction model. *Journal of Hydrology*, Amsterdan, v. 305, n. 1-4, p. 87-98, Apr 2005.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T.; CHOU, S. C.; GUILHON, L. G.; CATALDI, M.; ALLASIA, D. Mediumrange reservoir inflow predictions based on quantitative precipitation forecasts. *Journal of Hydrology*, Amsterdan, v. 344, n. 1, p. 112-122, 2007.

DIVAC, D.; MILIVOJEVIĆ, N.; GRUJOVIĆ, N.; STOJANOVIĆ, B.; SIMIĆ, Z. A Procedure for State Updating of SWAT-Based Distributed Hydrological Model for Operational Runoff Forecasting. *Journal of the Serbian Society for Computational Mechanics*, v. 3, n. 1, p. 298-326, 2009.

EVA, H. D.; BELLA, C. M.; GOND, V.; HUBER, O.; SGRENZAROLI, M.; JONES, S.; COUTINHO, A.; DORADO, A.; GUIMARÃES, M.; ELVIDGE, C.; ACHARD, F.; BELWARD, A. S.; BARTHOLOMÉ, E.; BARALDI, A.; DE GRANDI, G.; VOGT, P.; FRITZ, S.; HARTLEY, A. A vegetation Map of South America. Luxembourg: European Comission, Joint Research Centre, 2002. EU 20159.

GOMES, J.; MINE, M. R. M. Estimativa de parâmetros de

- modelos hidrológicos utilizando o filtro de Kalman. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 3, n. 2, p. 67-86, 1998.
- GOSWAMI, M.; O'CONNOR, K. M.; BHATTARAI, K. P.; SHAMSELDIN, A. Y. Assessing the performance of eight real-time updating models and procedures for Brosna River. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 9, n. 4, p. 394-411, 2005.
- IRRIGART. Relatório da situação dos recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2002/2003. Piracicaba, 2004. Disponível em: <a href="https://www.comitepcj.sp.gov.br/">www.comitepcj.sp.gov.br/</a>>. Acessado em: 20 jan. 2010.
- KAFLE, T. P.; HAZARIKA, M. K.; SAMARAKOON, L. Development of flood forecasting models for the Bagmati basin in Nepal. In:, 28., 2007, Kuala Lumpur, Malaysia. *Proceedings...* [S.I.]: Asian Conference on Remote Sensing 2007.
- KAHL, B.; NACHTNEBEL, H. B. Online updating procedures for a real-time hydrological forecasting system. In: CONFERENCE OF THE DANUBIAN COUNTRIES, 24., 2008, Bled, Slovenia. *Proceedings...* Bled Slovenia: IOP Publishing, 2008. 8 p.
- KITANIDIS, P. K.; BRAS, R. L. Real time forecasting with a conceptual hydrologic model 2: applications and results. *Water Resources Research*, v. 16, n. 6, p. 1034-1044, 1980.
- KOUWEN, N.; SOULIS, E. D.; PIETRONIRO, A.; DONALD, J.; HARRINGTON; R. A. Grouped Response Units for Distributed Hydrologic Modeling. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 119, n. 3, p. 289-305, May/Jun 1993.
- LIANG, X.; LETTENMAIER, D. P.; WOOD, E. F.; BURGES, S. J. A simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for general circulation models. *Journal of Geophysical Research*, v. 99, n. D7, p. 14415-14428, Jul 1994.
- MADSEN, H.; SKOTNER, C. Adaptive state updating in real-time river flow forecasting A combined filtering and error forecasting procedure. *Journal of Hydrology*, Amsterdan, v. 308, n. 1-4, p. 302-312, Jul 2005.
- MIRANDA, E. E. (Coord.). *Brasil em Relevo*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br.
- MOORE, R. J. The PDM rainfall-runoff model. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, n. 1, p. 483-499, 2007.
- MOORE, R. J.; BELL, V. A.; JONES, D. A. Forecasting for flood warning. *Comptes Rendus Geoscience*, v. 337, n. 1-2, p. 203-217, Jan-Feb 2005

- O'CONNELL, P. E.; CLARKE, R. T. Adaptive hydrological forecasting a review. *Hydrological Sciences Bulletin*, v. 26, n. 2, p. 179-205, 1981.
- PAIVA, R. C. D. *Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias*. Estudo de caso: Bacia do Rio Solimões. 2009. 168 f. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T.; ALLASIA, D. Data Assimilation in a large-scale distributed hydrological model for medium-range flow forecasts. In: PROCEEDINGS OF SYMPOSIUM HS2004 AT IUGG2007, 2007, Perugia. Perugia: IAHS, 2007. p. 471-478. (IAHS Publication, 313).
- REFSGAARD, J. C. Validation and intercomparison of different updating procedures for real-time forecasting. *Nordic Hydrology*, v. 28, n. 2, p. 65-84, 1997.
- SENE, K. Flood Warning, Forecasting and Emergency Response. Berlin: Springer, 2009. 316 p.
- SERBAN, P.; ASKEW, A. J. Hydrological Forecasting and Updating Procedures. In: van de VEN, . H. M.; GUTKNECHT, G.; LOUCKS, D. P.; SALEWICZ, K. A. (Ed.). *Hydrology for the Water Management of Large River Basins*. Vienna: IAHS, 1991. 357-369. (IAHS publication, n. 201). (Proceedings of the Vienna Symposium, August 1991).
- SHRESTHA, M S.; ARTAN, G. A.;BAJRACHARYA, S. R.; SHARMA, R. R. Using satellite-based rainfall estimates for streamflow modeling: Bagmati Basin. *Journal of Flood Risk Management*, v. 1, n. 2, p. 89-99, Aug 2008.
- SHUTTLEWORTH, W. J. Evaporation. In: MAIDMENT, D. (Ed.). *Handbook of Hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1993.
- SINGH, R. D. Real-time flood forecasting Indian Experiences. In: INTERNATIONAL G-WADI MODELLING WORKSHOP, 28., 2005, India. *Proceedings...* India: National Institute of Hydrology, 2005.
- SRIKANTHAN, R.; AMIRTHANANTHAN, G.; KUCZERA; G. Real-time Flood Forecasting Using Ensemble Kalman Filter. In: OXLEY, L.; KULASIRI, D. (Ed.). MODSIM 2007 INTERNATIONAL CONGRESS ON MODELLING AND SIMULATION. MODELLING AND SIMULATION, 2007, New Zealand. *Proceedings...* New Zealand: Society of Australia and New Zealand, 2007. p. 74-80.
- SRIKANTHAN, R.; ELLIOTT, J. F.; ADAMS, G. A. A *Review of Real-Time Flood Forecasting Methods*. A report as part of

Project D4: development of a real-time flood forecasting model. Australia: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology (CRC), 1994.

TUCCI, C. E. M. Previsão em Tempo Real. In: TUCCI, C. E. M. *Modelos Hidrológicos*. 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 1998. 678 p.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Adaptive forecasting with a conceptual rainfall-runoff model. In: Hydrological Forecasting. Proceedings of Oxford Symposium, 1980, Oxford. *Proceedings...* Oxford: IAHS, 1980. p. 425-454. (IAHS publication, n. 129).

WÖHLING, T. H.; LENNARTZ, F.; ZAPPA, M. Technical Note: Real-time updating procedure for flood forecasting with conceptual HBV-type models. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 10, p. 783-788, 2006.

YAPO, P. O.; GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S. Multi-objective global optimization for hydrologic models. *Journal of Hydrology*, Amsterdan, v. 204, n. 1-4, p. 83-97, Jan 1998.

YU, P.; CHEN, S. Updating real-time flood forecasting using a fuzzy rule-based model. *Hydrological Sciences Journal*, v. 50, n. 2, p. 265-278, 2005.

XIE, X.; ZHANG, D. Data assimilation for distributed hydrological catchment modeling via ensemble Kalman filter. *Advances in Water Resources*, v. 33, n. 6, p. 678-690, Jun 2010.

XIONG, L.; O'CONNOR, K. M. Comparison of four updating models for real-time river flow forecasting. *Hydrological Sciences Journal*, v. 47, n. 4, p. 621-639, Aug 2002.

Discharge Data Assimilation for Real Time Flood Forecasting With MGB-IPH Distributed Hydrologic Model

#### **ABSTRACT**

This paper presents an empirical data assimilation method applied to a real-time flood forecasting hydrological model based on the MGB-IPH hydrological model. A medium-size basin located in Southeastern Brazil was selected as a case study, primarily because of the availability of hourly hydrologic information. Streamflow forecasts were calculated with lead times up to 48 hours, at hourly intervals. Several forecast scenarios were simulated with the MGB-IPH model: (1) forecasting with data assimilation and "perfect" precipitation forecasts (in which observed precipitation was used as a forecast of precipitation); (2) forecasting with data assimilation and zero precipitation

forecasts; and (3) forecasting without data assimilation and "perfect" precipitation forecasts. Forecasts from these three scenarios were compared to observed streamflows and to forecasts from a naïve model which assumes that the last recorded streamflow will be held constant up to the end of the forecast horizon. Several performance measures such as the Nash–Sutcliffe efficiency coefficient, the mean absolute error and the mean relative error were used to assess the relative performance of the models. Results show that the data assimilation method has positive impacts on real-time flood forecasting, increasing the forecast accuracy for all lead-times.

**Key-words:** Flood forecasting, data assimilation, hydrological modeling..

## Modelagem Distribuída do Carbono em Bacias Hidrográficas

Mino Viana Sorribas; Walter Collischonn; David da Motta Marques; Carlos Ruberto Fragoso Jr.; Nilza Maria dos Reis Castro; Rafael Siqueira Souza

IPH/UFRGS

mino\_vc@hotmail.com; collischonn@iph.ufrgs.br; dmm@iph.ufrgs.br; crubertofj@hotmail.com; nilza@iph.ufrgs.br; rafa030380@yahoo.com.br

Recebido: 07/12/11 - revisado: 26/03/12 - aceito: 04/04/12

### **RESUMO**

Recentemente, as águas interiores (i.e. lagos, reservatórios, banhados, etc.) foram reconhecidas como um compartimento ativo e importante do ciclo global do carbono. O balanço de carbono nos ecossistemas aquáticos permite avaliar o metabolismo dos mesmos e caracterizar estados de fonte ou sumidouro. O aporte de carbono terrestre possui um papel importante no metabolismo e na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, portanto, a melhor compreensão dos processos que atuam na ciclagem e transporte do carbono terrestre para os corpos de água é necessária. O objetivo deste trabalho é conectar os processos do ciclo do carbono nas fases terrestre e aquática em bacias hidrográficas, com vistas à análise integrada do balanço de carbono em águas interiores. Um modelo distribuído para simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas, denominado MGB-IPH-C, foi desenvolvido e acoplado ao modelo MGB-IPH que simula os processos hidrológicos. O MGB-IPH-C foi estruturado em dois módulos principais: balanço no solo e balanço na água. O modelo foi aplicado na bacia hidrográfica do rio Ijuí, situada no planalto meridional gaúcho, com foco nas sub-bacias do Taboão e Turcato, no rio Potiribu. Nessas duas sub-bacias, dados mensais de vazão, carbono orgânico e carbono inorgânico foram utilizados para quantificar a exportação fluvial e auxiliar no ajuste do modelo.

Palavras-chave: ciclo de carbono, simulação hidrológica, exportação de carbono, qualidade de água.

### INTRODUCÃO

Nos últimos anos, a importância da exportação fluvial de carbono terrestre foi destacada por estudos em diferentes escalas e ambientes (Richey et al. 2002; Melack et al. 2009; Del Giorgio, 1997; Hope et al. 1996; Sobek et al. 2003; Jansson et al., 2001; Cole e Caraco, 2001; Mulholland, 2002), sendo o compartimento de águas interiores proposto como um "conduto (metabolicamente) ativo" dentro do ciclo global do carbono (Cole et al. 2007). No balanço de ecossistemas aquáticos, o carbono oriundo da fase terrestre da bacia hidrográfica (ou alóctone) pode ser degradado na coluna d'água, armazenado nos sedimentos, perdido para a atmosfera ou exportado para outros corpos de água na rede drenagem (i.e. lagos, reservatórios) até chegar aos oceanos. Tranvik et al. (2009) mostraram que no conduto ativo, 48% do carbono de origem terrestre é emitido para a atmosfera, 21% é armazenado nos sedimentos e 31% chega aos oceanos. Sendo assim, a quantificação do aporte de carbono e das outras componentes do balanço é fundamental para melhor

compreensão dos ecossistemas aquáticos e do papel das águas interiores na ciclagem de carbono.

Atualmente as estimativas dos fluxos em escala regional e global são oriundas de bancos de dados de águas interiores, em sua grande maioria, do hemisfério norte. Existem diversos estudos de quantificação da exportação fluvial de carbono em bacias hidrográficas da Europa e América do Norte (Hope et al., 1994; Hinton et al., 1997, 1998; Cole e Caraco, 2001; Tranvik et al., 2009; Wallin et al. 2010) que permitiram um melhor entendimento sobre as componentes do balanço de carbono em regiões de clima temperado e boreal. Em regiões de clima tropical, a maioria dos estudos na ciclagem de carbono em bacias hidrográficas foi realizada na Bacia Amazônica (Houghton et al., 2009; Melack et al., 2009; Richey et al., 2002; Johnson et al., 2006, 2008; Waterloo et al., 2006). No estado de São Paulo, Mortatti et al. (2006a, 2006b) caracterizaram a origem e estimaram os fluxos de carbono nas bacias do rio Tietê e do rio Piracicaba, com ênfase na fração inorgânica. No entanto, ainda existe uma carência de estudos de exportação de carbono em clima sub-tropical, sendo essa uma lacuna a ser explorada.

Sendo a dinâmica dos ecossistemas aquáticos associada ao aporte e a mineralização de carbono orgânico terrestre da bacia hidrográfica, dependentes de processos de transporte (e.g. ciclo hidrológico) e biogeoquímicos associados (Cole e Caraco, 2001; Evans et al., 2005; Dawson e Smith, 2007; Vahatalo, 2000; Futter et al. 2007) este estudo busca a melhor compreensão de fatores que atuam na variabilidade espacial e temporal nas concentrações de carbono em corpos de água por meio de modelagem matemática baseada em processos. Em geral, os modelos para simulação de qualidade de água em bacias hidrográficas e/ou canais (HSPF, Bingner e Theuer, 2001; AnnAGNPS, Bicknell et al. 1993; QUAL2K, Chapra, 2008; MIKE-SHE, Refsfaard e Storm, 1995; SWAT, Arnold et al., 1998; MGB-IPHq, Larentis et al. 2008; HEC-RAS, Brunner, 2010) quando representam o carbono, o fazem de forma indireta por meio da demanda bioquímica de oxigênio e, eventualmente, pela biomassa de fitoplâncton. No entanto, os processos relacionados ao aporte, transporte e mineralização do carbono de degradação lenta (e.g. detritos húmicos e recalcitrantes) oriundos da bacia hidrográfica nos corpos de água não costumam ser representados.

Para a simulação do balanço de carbono no compartimento terrestre (vegetação e solo) existem modelos de ecossistema, tais como o CENTURY (Parton et al. 1987 apud Metherell et al. 1996), DAYCENT (Parton et al. 1998), TERRAFLUX (Neff e Asner, 2001) e IBIS (Foley et al. 2005), entre outros, desenvolvidos para avaliar a dinâmica de carbono em diferentes biomas, e também, modelos como o YASSO (Liski et al 2005; Tuomi et al. 2009) e ROMUL (Chertov et al. 2001) que enfatizam as transformações nas camadas superficiais do solo. Estes modelos simulam principalmente os processos verticais do balanço de carbono (i.e. atmosferavegetação-solo), sem representar os fluxos horizontais e o transporte devido ao escoamento na bacia hidrográfica e rede de canais.

O presente trabalho apresenta um modelo distribuído para simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas, denominado MGB-IPH-C, integrado ao modelo hidrológico MGB-IPH. O mesmo foi aplicado em sub-bacias do rio Ijuí e os resultados confrontados com estimativas de exportação fluvial de carbono orgânico e inorgânico por meio dados de monitoramento. Por meio da modelagem matemática, visamos representar a variabilidade temporal e a heterogeneidade espacial do ciclo do carbono em bacias hidrográficas para análise integrada nessa escala.

### **METODOLOGIA**

O trabalho foi desenvolvido seguindo as etapas: (i) levantamento de processos associados ao ciclo do carbono no solo e na água, utilizados na idealização dos compartimentos e vias de fluxo do ciclo de carbono para a escala de bacia hidrográfica; (ii) aplicação do modelo hidrológico MGB-IPH na bacia hidrográfica do rio Ijuí para representação dos processos hidrológicos por meio de simulação; (iii) modelagem matemática sistêmica para representação da dinâmica de carbono em bacia hidrográfica e acoplamento à estrutura do modelo hidrológico; (vi) análise qualitativa da resposta do modelo para simulação da dinâmica de carbono desenvolvido, MGB-IPH-C; (vii) estimativa dos fluxos fluviais de carbono por meio de monitoramento; (viii) ajuste do modelo de carbono

O MGB-IPH-C foi utilizado para simular a dinâmica de carbono no período de 2008 a 2009, concorrente com os dados de monitoramento nas sub-bacias Taboão (84km²) e Turcato (19km²) do rio Potiribu, contribuinte da margem esquerda do rio Ijuí, no noroeste do Rio Grande do Sul. Inicialmente, o modelo hidrológico distribuído MGB-IPH foi calibrado utilizando dados hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Ijuí para o período de 1983 a 1989, com verificação no período de 1989 a 1994. Ambos esses períodos não apresentam séries históricas nas sub-bacias do rio Potiribu adequadas para calibração do modelo MGB-IPH. Sendo assim, partindo do ajuste inicial, o modelo hidrológico foi reajustado à parte nessas sub-bacias para o período de 1998 a 2003.

### Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Ijuí está localizada na região norte-noroeste do estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 28º00' a 29º05' de latitude Sul e 53º11' a 55º21'. A bacia possui suas nascentes no planalto meridional gaúcho e segue sentido leste-oeste até desaguar na margem esquerda do Rio Uruguai, drenando uma área de 10.703 km². Os principais cursos de água são: o rio Potiribu, o rio Conceição, o rio Ijuizinho e o rio Ijuí.

A maior parte das atividades econômicas desta bacia está ligada ao setor primário (SEMA/RS, 2000). A vegetação nativa consiste em Mata Atlântica e Mata Araucária, pois a região é caracterizada por uma agricultura intensiva de soja e milho no verão e aveia e trigo no inverno. A maior parte do solo da

região é classificada como latossolos, terras roxas estruturadas e neossolos litólicos. O regime de precipitações é homogêneo durante todo o ano, apresentando chuvas mensais entre 120 e 150 mm, com um total anual médio de 1750 mm. Os principais usos da água se destinam à irrigação e ao abastecimento público, além da geração de energia em pequenas centrais hidrelétricas (PCHs).

A escolha desse local foi motivada pela instalação recente de um sistema de monitoramento mensal (2008-2009) de dados físico-químicos na água, incluindo a medição de carbono orgânico e inorgânico dissolvido nas bacias do Taboão (84 km²) e Turcato (19 km²), embutidas na bacia do rio Potiribu que, por sua vez, é afluente do rio Ijuí. A bacia do Potiribu é considerada representativa do derrame basáltico no Sul do Brasil por apresentar características físico-climáticas homogêneas (Bordas e Borges, 1990) e possui monitoramento hidrológico das bacias embutidas (micro à meso escala) coordenado pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (I-PH/UFRGS) desde 1989. Mais informações podem ser encontradas em estudos já realizados (Castro et al. 1999, 2000; Silva et al. 2003, 2004; Vieiro et al. 2005; Goldenfum et al. 2008; Girardi et al., 2011). Foram utilizados também dados hidrológicos em intervalo de tempo diário (vazão e chuva) de estações registradas na ANA, além de dados de normais climáticas de postos do INMET na região.

### Modelagem hidrológica

Neste trabalho foi utilizado o modelo hidrológico distribuído, Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH), para representar o regime hidrológico da bacia do rio Ijuí. Este modelo representa matematicamente os processos hidrológicos por meio de relações físicas e conceituais, em três etapas: balanço vertical de água no solo e geração de escoamento nas bacias (Figura 01); amortecimento e retardo de escoamento nas sub-bacias; e, propagação do escoamento em rios e em planícies de inundação (Muskingum-Cunge ou hidrodinâmico). Opcionalmente, é possível simular o armazenamento e propagação do escoamento em reservatórios. Uma descrição detalhada do MGB-IPH e aplicações do mesmo podem ser encontradas em outros fontes (i.e. Collischonn, 2001; Collischonn e Tucci, 2001; Larentis, 2008; Collischonn et al., 2006, 2007a, 2007b, 2007c; Collischonn et al. 2008; Paiva, 2009; Paiva et al. 2011a, 2011b; Sorribas, 2011).

A bacia hidrográfica é discretizada espacialmente em unidades menores, denominadas minibacias, utilizando ferramentas de geoprocessamento a partir de um modelo digital de elevação (MDE), usualmente do SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission, com resolução espacial de 90m). Utiliza-se o conceito de Unidades Resposta Hidrológica (URHs) para representar a variabilidade das características físicas em cada mini-bacia. Cada URH é definida de forma a representar uma resposta particular do ponto de vista hidrológico, usualmente, por meio do cruzamento de mapas temáticos de tipo de solo, cobertura vegetal, uso e ocupação.

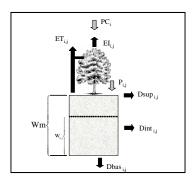


Figura 01 – Estrutura do modelo de balanço vertical de água no solo e separação de escoamento, superficial  $(D_{\text{sup}})$ , sub-superficial  $(D_{\text{int}})$ e subeterrâneo  $(D_{\text{bas}})$  de cada unidade de resposta hidrológica no MGB-IPH.

Na aplicação do modelo na bacia do rio Ijuí foi utilizada uma discretização em 522 mini-bacias. A delimitação das sub-bacias foi baseada na disponibilidade de dados fluviométricos na região. Foram utilizados 8 postos com dados de vazão os quais foram considerados para calibração e verificação do modelo hidrológico. A Tabela 01 e a Figura 02 apresentam, respectivamente, os postos fluviométricos considerados na calibração e as sub-bacias definidas.

O mapeamento das unidades de resposta hidrológica foi obtido por meio do cruzamento do Mapa Exploratório dos Solos do Rio Grande do Sul (IBGE, 2002) e do mapa de uso e cobertura de solo da região. Esse último foi elaborado a partir da classificação supervisionada de imagens compostas por superposição das reflectâncias registradas nos sensores das bandas 3, 4 e 5, nas cores azul, verde e vermelho, respectivamente - uma combinação usada frequentemente para identificação de aspectos de paisagem - do satélite Landsat 5 TM. Por fim, a bacia hidrográfica do rio Ijuí foi classificada em cinco unidades de resposta hidrológicas: matas em solo raso (2.6%); agricultura, campos e pastos em solo raso (13.9%); matas em solo profundo (7.0%); agricultura, campos e pastos em solo profundo (76.3%); e água (0.3%).

Tabela 01 - Postos fluviométricos e pontos de controle para definição de sub-bacias na bacia do rio Ijuí.

Código	Nome	Área de Drenagem(km²)
75186000	Pte Nova do Potiribu-Jusante	629
75200000	Conceição	805
75205000	Pte Nova do Conceição	966
75295000	Colônia Mousquer	2131
75155000	Passo Faxinal	2003
75230000	Santo Ângelo	5414
75320000	Ponte Mística	9426
TA-IPH	Taboão	84
TU-IPH	Turcato	19
-	Exutorio Potiribu	663
-	Exutorio Ijui	10703

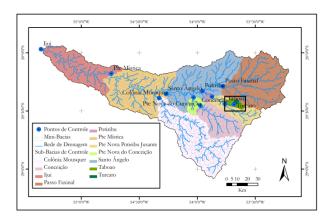


Figura 02 – Sub-bacias e pontos de controle da bacia hidrográfica do rio Ijuí

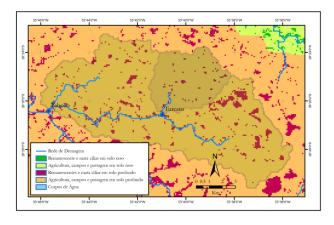


Figura 03 – Unidades de Resposta Hidrológica e sub-bacias do Taboão e Turcato.

A qualidade da calibração foi realizada utilizando três funções de eficiência usuais em hidrologia: o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe das vazões ( $E_{\rm NS}$ ); índice de eficiência de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões ( $E_{\rm NSlog}$ ); e, erro relativo de volume total dos hidrogramas.

### Modelagem do Ciclo do Carbono

O ciclo do carbono em bacias hidrográficas pode ser apresentado conforme a Figura 04. O carbono entra no sistema terrestre via fotossíntese sendo assimilado na biomassa da vegetação. Parte desse carbono é emitido de volta para a atmosfera pela respiração da vegetação, enquanto o restante pode ser transferido para o solo. Processos de decomposição e sorção no solo influenciam na disponibilidade de carbono para transporte na bacia hidrográfica, sendo que esse ocorre por via de escoamento e processos erosivos. O carbono terrestre é transferido para os corpos de água onde pode ser armazenado, mineralizado e transferido para a atmosfera ou para as demais conexões da rede de drenagem (e.g. confluências, afluências, etc.).

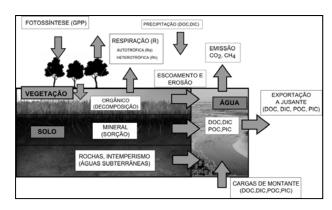


Figura 04 – Esquema geral para o ciclo do carbono em bacias hidrográficas

Os compartimentos e as vias de fluxos demonstrados consistem a base para a modelagem matemática da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas. Uma descrição mais detalhada dos processos e compartimentos associados ao ciclo do carbono em bacias hidrográficas se encontra em Sorribas (2011).

O modelo conceitual para simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas desenvolvido é semelhante ao apresentado em Futter et al. (2007) é separado em dois módulos distintos: solo e água. No solo, de cada URH, são representadas três formas de carbono, a saber: carbono orgânico sólido (SOC), carbono orgânico dissolvido (DOC) e carbono inorgânico dissolvido (DIC). São representados os processos de mineralização microbiana e processos de sorção e dessorção entre a fração sólida e dissolvida. O sistema é alimentado pelo aporte de carbono na forma sólida, decorrente da quebra de material orgânico no solo (liteira e quebra de raízes). As taxas de reação são ajustadas pela temperatura, estado de umidade e fluxo de água no solo. As frações dissolvidas são transferidas do solo para a água, considerando o escoamento gerado pelo modelo hidrológico. Uma vez no trecho de rio, o DOC pode ser mineralizado para DIC, por processo fotolítico ou microbiano. Uma parcela da fração inorgânica é perdida para a atmosfera, tanto no solo quanto na água (Figura 05).

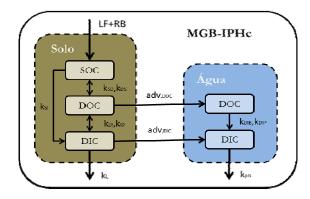


Figura 05 – Estrutura geral do modelo para modelagem matemática do ciclo do carbono em bacia hidrográfica, MGB-IPHc

O modelo para o compartimento solo é reproduzido matematicamente pelo conjunto de equações diferenciais abaixo que representa as taxas de variação temporal de carbono (SOC, DOC e DIC) para cada URH de cada mini-bacia. Seguindo a estrutura do modelo hidrológico, essa abordagem permite representar a variabilidade espacial do carbono no solo em cada mini-bacia.

$$\frac{\partial SOC_{ij}}{\partial t} = (LF + RB) + m(k_{DS}DOC_{ij} - k_{SD}SOC_{ij} - k_{SI}SOC_{ij})$$

$$\frac{\partial DOC_{ij}}{\partial t} = m \left( k_{SD} SOC_{ij} - k_{DS} DOC_{ij} - k_{DI} DOC_{ij} \right) - adv_{DOCij} DOC_{ij}$$

$$\frac{\partial DIC_{ij}}{\partial t} = m \Big( k_{SI} SOC_{ij} + k_{DI} DOC_{ij} \Big) - adv_{DICij} DIC_{ij} - K_L (DIC_{ij} - DIC_{sat})$$

onde: SOC, DOC e DIC são as massas [kg.km<sup>-2</sup>] de carbono orgânico agregado ao solo, orgânico dissol-

vido e inorgânico dissolvido em cada URH *j*, da mini-bacia *i*; os parâmetros LF e RB, são os termos fonte do sistema, e representam o aporte de carbono de material da liteira e raízes, respectivamente; os termos k<sub>SD</sub>, k<sub>DS</sub>, k<sub>DI</sub>, k<sub>SI</sub> representam as taxas [dialded] de dessorção(SOC-DOC), sorção(DOC-SOC), mineralização (DOC-DIC, SOC-DIC); K<sub>L</sub> [m.dialded] é a taxa de transferência de DIC na forma gasosa para a atmosfera; DIC<sub>sat</sub> é um parâmetro que representa a saturação de DIC no solo.

O termo m[-] modifica as taxas de reação sob efeito da temperatura e estado de umidade do solo:

$$m = f(T) \cdot f(SMD)$$

onde,

$$f(T) = \theta^{(T-20)}$$

$$f(SMD) = 1 - \frac{\min(SMD, SMD_{\max})}{SMD_{\max}}$$

sendo: T a temperatura do solo [°C]; SMD, o déficit de umidade do solo; SMD<sub>MAX</sub> o déficit de umidade máximo para ocorrência das reações;  $\theta$ , é o parâmetro do modelo de Arrhenius ( $Q_{10}$ ) que varia entre 1,01 e 1,03 (Chapra, 1997).

O termos adv<sub>DOCij</sub> e adv<sub>DOCij</sub> representam as taxas de fluxo advectivo (saídas) do solo pelo escoamento (superficial, sub-superficial e subterrâneo) para a rede de drenagem.

$$adv_{\tiny DOCij} = \frac{\xi_{\tiny doc, sup} D_{\tiny sup} + \xi_{\tiny doc, int} D_{\tiny int} + \xi_{\tiny doc, bas} D_{\tiny bas}}{W_{ii}}$$

$$adv_{DICij} = \frac{\xi_{dic, \text{sup}} D_{\text{sup}} + \xi_{dic, \text{int}} D_{\text{int}} + \xi_{dic, bas} D_{bas}}{W_{ij}}$$

onde: os parâmetros  $\xi_{xy}[\cdot]$  condicionam o transporte pelas vias superficial, subsuperficial e subterrânea;  $D_{sup}$ ,  $D_{int}$ ,  $D_{bas}$  e W são parâmetros do modelo hidrológico MGB-IPH que correspondem ao escoamento pelas três vias já citadas e, o armazenamento de água no solo, respectivamente.

As cargas de carbono são integradas em nível de mini-bacia e propagadas considerando tempo de retardo dos reservatórios lineares sendo, por fim, alocadas de forma concentrada na seção de montante do canal em cada mini-bacia, utilizando o modelo de diluição abaixo:

$$C_f = \frac{C_0 Q_0 + \sum C_k Q_k}{Q_0 + \sum Q_k}$$

onde:  $C_0[mg.L^{-1}]$  e  $Q_0[m^3.s^{-1}]$ , são a concentração e vazão inicial para um trecho (ou seção) de rio, respectivamente.  $C_k[mg.L^{-1}]$  e  $Q_k,[m^3.s^{-1}]$  são a concentração e a vazão da k-ésima fonte que contribui para esse trecho (i.e. contribuição lateral e trechos de montante)

Nos canais, utiliza-se a equação de transporte unidimensional conforme o módulo de qualidade MGB IPHq (Larentis et al. 2008), para propagação do carbono orgânico e inorgânico dissolvido na rede de drenagem. Considera-se a cinética de mineralização (microbiana e fotolítica) de DOC para DIC que, por sua vez, pode ser perdido por volatilização para a atmosfera. Na água, os termos de cinética também são lineares e ajustados pela temperatura. Essa abordagem simplificada dos processos entre carbono orgânico e inorgânico visa representar a degradação de matéria orgânica de origem alóctone. As variações na massa de DOC e DIC nos canais são expressos por:

$$\frac{\partial (A \cdot DOC)}{\partial t} = \frac{\partial (Q \cdot DOC)}{\partial x} - f(T) \cdot A \cdot \left(K_{DIB} + K_{DIP}\right) DOC$$

$$\frac{\partial (A \cdot DIC)}{\partial t} = \frac{\partial (Q \cdot DIC)}{\partial x} + f(T) \cdot A \cdot (K_{DIB} + K_{DIP})DOC - A \cdot K_{pis}(DIC - DIC_{sat})$$

onde:  $A[m^2]$  e  $Q[m^3.s^{-1}]$  são a área e a vazão da seção do canal; f(T)[-] é um fator de ajuste das taxas de degradação pela temperatura;  $K_{DIB}$  e  $K_{DIP}$  são as taxas de degradação microbiana e fotolítica [dia-1];  $K_{pis}[dia^{-1}]$  é a velocidade de transferência de DIC na interface água-atmosfera e DIC<sub>sat</sub>[mg.L-1] é um parâmetro de saturação de DIC na água.

Os parâmetros utilizados para as simulações com o módulo de carbono são apresentados na Tabela 02, considerando Futter et al. (2007; 2008; 2009) e a aplicação no estudo presente. A importância da parametrização encontra-se na magnitude dos parâmetros e seu significado dentro do todo. Por exemplo, o parâmetro k<sub>sp</sub> que representa a taxa de dessorção do solo é da ordem de 10<sup>-5</sup>dia<sup>-1</sup>, duas ordens de grandeza maior do que a taxa de mineralização direta de carbono orgânico do solo para inorgânico (k<sub>SI</sub>) e três ordens de grandeza menor do que a taxa de mineralização da fração orgânica dissolvida para a inorgânica. Na prática, o valor dos parâmetros individuais deve ser definida a partir da calibração do modelo em diferentes aplicações, em confronto com a determinação experimental em laboratório e fluxos simulados.

### Ajuste de Parâmetros do MGB-IPH-C

O modelo MGB-IPH-C foi ajustado manualmente utilizando funções para avaliação de eficiência e por comparação visual, para os dados observados no período de 2008 a 2009. Para avaliar a qualidade do ajuste do modelo de carbono foram utilizadas quatro medidas de desempenho, baseadas no erro entre as concentrações observadas e concentrações simulados, e no erro entre fluxos estimados empiricamente e fluxos simulados.

Os fluxos médios anuais de DOC e DIC, WDOC<sub>emp</sub> e WDIC<sub>emp</sub>, respectivamente, foram estimados pelos dados de concentração e vazão instantânea, empiricamente, pelas equações:

$$\overline{WDOC}_{emp} = 365Q_{ma} \left[ \frac{\sum_{i=1}^{n} CDOC_{i}Q_{i}}{Q_{i}} \right]$$

$$\overline{WDIC}_{emp} = 365Q_{ma} \begin{bmatrix} \sum_{i=1}^{n} CDIC_{i}Q_{i} \\ Q_{i} \end{bmatrix}$$

onde:  $Q_{ma}$  é a vazão média anual;  $CDOC_i$  e  $CDIC_i$  são as concentrações observadas de carbono orgânico dissolvido e inorgânico dissolvido em cada amostragem;  $Q_i$  é a vazão instantânea em cada amostragem;  $WDOC_{emp}$  e  $WDIC_{emp}$  são os fluxos médios anuais de DOC e DIC estimados pelos dados, respectivamente.

Os erros na concentração de DOC e DIC foram calculadas da seguinte maneira:

$$E_{DOC} = \frac{\overline{DOC}_{sim} - \overline{DOC}_{obs}}{\overline{DOC}_{obs}}$$

$$E_{DIC} = \frac{\overline{DIC}_{sim} - \overline{DIC}_{obs}}{\overline{DIC}_{obs}}$$

onde:  $E_{DOC}$  [-] é o erro na concentração média anual de DOC, calculado pelo desvio relativo entre a concentração de DOC média anual simulada pelo modelo (CDOC<sub>sim</sub>) e a concentração de DOC média anual estimada pelos dados (CDOC<sub>obs</sub>). Da mesma forma,  $E_{DIC}$  [-] é o erro na concentração média de DIC, calculado pelo desvio relativo entre a concentração de DIC média simulada pelo modelo (CDIC-sim) e a concentração de DIC média dos dados observados(CDIC<sub>obs</sub>)

Parâmetros	Valor [unidade]	Descrição	
$SMD_{MAX}$	5%-35%	Déficit de umidade limite para reações cinéticas	
$k_{SI}$	~10 <sup>-7</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Degradação microbiana: SOC-DIC	
$k_{ m SD}$	~10 <sup>-5</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Dessorção: SOC-DOC	
$k_{ m DS}$	~10 <sup>-3</sup> a 10 <sup>-2</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Sorção: DOC-SOC	
$k_{ m DI}$	$\sim 10^{-3} \text{ a } 10^{-2} \text{ [dia}^{-1}\text{]}$	Degradação microbiana: DOC-DIC	
LF e RB	0.0 a 3.0 [gC.m <sup>-1</sup> ]	Aporte de carbono no solo via liteira e quebra de raízes	
$k_{\mathrm{L}}$	0.01 a 2.5[m.dia <sup>-1</sup> ]	Coeficiente de transferência de DIC na interface solo-ar	
$\mathrm{DIC}_{\mathrm{sat}}$	variável[mg.L-1]	Parâmetro de saturação de DIC	
$\xi_{\mathrm{xy}}$	0.0 a 1.00 [-]	Coeficientes para fluxo advectivo	
${ m k}_{ m DIB}$	~10 <sup>-4</sup> a 10 <sup>-2</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Degradação microbiana: DOC-DIC – água	
$k_{ m DIP}$	~10 <sup>-5</sup> a 10 <sup>-3</sup> [dia <sup>-1</sup> ]	Degradação fotolítica: DOC-DIC – água	
$k_{\rm pis}$	0.01-0.5 [dia <sup>-1</sup> ]	Coeficiente de transferência de DIC na interface água-ar	

Tabela 02 - Parâmetros do MGB-IPH-C

Os erros nos fluxos médios anuais (exportação fluvial média anual) de DOC e DIC foram calculadas da seguinte maneira:

$$E_{WDOC} = \frac{\overline{WDOC}_{sim} - \overline{WDOC}_{emp}}{\overline{WDOC}_{emp}}$$

$$E_{WDIC} = \frac{\overline{WDIC}_{sim} - \overline{WDIC}_{emp}}{\overline{WDIC}_{emp}}$$

onde:  $E_{WDOC}$  [-] é o erro no fluxo médio anual de DOC [kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>], calculado pelo desvio relativo entre o fluxo médio anual de DOC simulado pelo modelo (WDOC<sub>sim</sub>) e fluxo médio anual de DOC média estimado pelos dados (WDOC<sub>emp</sub>). Da mesma forma,  $E_{WDIC}$  [-] é o erro fluxo médio anual de DIC [kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>], calculado pelo desvio relativo entre o fluxo médio anual de DIC simulado pelo modelo (WDIC<sub>sim</sub>) e fluxo médio anual de DIC estimada pelos dados (WDIC<sub>emp</sub>).

Inicialmente, foi realizada uma análise de sensibilidade do modelo, utilizando o método da perturbação de parâmetros (Chapra 1997), permitindo identificar quais deles provocam maiores interferências nas saídas do modelo e contribuindo para o melhor entendimento do comportamento geral do modelo proposto (Sorribas, 2011).

# APLICAÇÃO

### Simulação Hidrológica

A calibração do modelo foi realizada por URHs e não por sub-bacias, tendo como critério o princípio da parcimônia na modelagem matemática

que visa a representação os processos com o menor número de parâmetros (Tucci, 2008). Como o modelo é distribuído espacialmente, os parâmetros das URHs devem variar de acordo com a representação das diferentes unidades de resposta hidrológica mapeadas inicialmente.

A calibração do modelo apresentou bons resultados para a região de estudo, observados pelos índices de eficiência e hidrogramas ajustados. A Figura 06 demonstra que o modelo hidrológico permitiu melhores ajustes (E<sub>NS</sub>: 0.7 a 0.9) para as bacias maiores, em especial, maiores que 1000km². A eficiência menor nas bacias menores decorre de limitações do modelo na simulação, em especial, devido à incompatibilidade da freqüência temporal dos dados de chuva (diários) com as escalas dos processos hidrológicos (i.e. baixo tempo de concentração e respostas rápidas da bacia à precipitação).

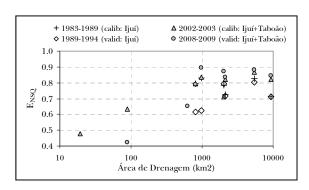


Figura 06 - Área de Drenagem x Eficiência Nash-Sutcliff

As figuras 07 e 08 apresentam os hidrogramas observados e simulados pelo MGB-IPH no posto Santo Ângelo (5414 km²) no período de calibração

e verificação, com  $E_{NS}$  e  $E_{NSlog}$  em cerca de 0.85 e  $\Delta V$  entre -2 e -5%.

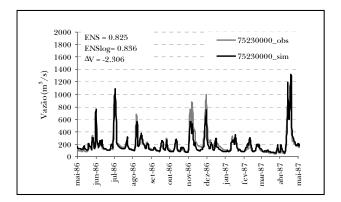


Figura 07 – Vazão Observada e Simulada em Santo Ângelo (calibração)

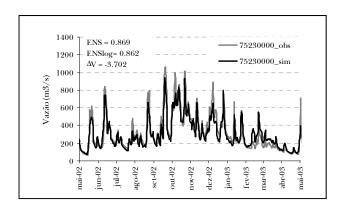


Figura 08 – Vazão Observada e Simulada em Santo Ângelo (verificação)

Devido a menor disponibilidade de dados com poucas falhas, os ajustes nas bacias embutidas do rio Potiribu, Taboão e Turcato, foram realizados com base numa calibração inicial usando séries históricas extensas das outras sub-bacias do Ijuí. Foi possível conseguir um ajuste razoável na bacia do Taboão a partir de um conjunto de parâmetros individualizado para essa sub-bacia. As figuras 09 e 10 apresentam os hidrogramas observados e simulados pelo MGB-IPH no posto Taboão (84 km<sup>2</sup>) no período de calibração e verificação. Na calibração, os índices  $E_{NS},\,E_{NSlog}$  e  $\Delta V$  foram de 0.652, 0.750 e -15%, respectivamente. Para o período concorrente ao monitoramento de dados de carbono, os índices  $E_{NS}$ ,  $E_{NSlog}$  e  $\Delta V$  foram de 0.422, 0.654 e -0.45%, respectivamente. Em geral, o modelo representou bem o comportamento da bacia. Durante a calibração do modelo, ajustes melhores para as vazões altas foram possíveis, porém com volume excessivo nas baixas. Considerando que no período de monitoramento de dados (2008-2009) de carbono as vazões médias foram de 2.1 m³/s optou-se por um ajuste melhor nessa faixa de vazão.

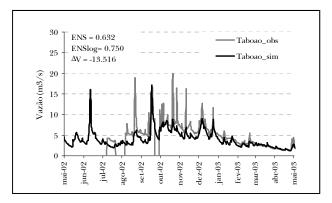


Figura 09 – Vazão Observada e Simulada em Taboão (calibração)

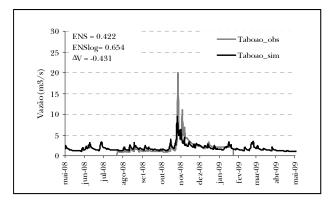


Figura 10 – Vazão Observada e Simulada em Taboão (verificação)

Na bacia do arroio Turcato não foi possível obter bons ajustes, pois a resposta dessa pequena bacia deve depender de processos que ocorrem em escala temporal menor do que a diária, utilizada na simulação.

### Simulação da Dinâmica de Carbono

### Análise qualitativa: representação de processos

O modelo para dinâmica de carbono proposto respondeu qualitativamente de forma esperada reproduzindo os processos de acumulação e lavagem ("build-up e wash-off") (Figura 11). Nos períodos sem chuva, o aporte de carbono via liteira provoca um aumento na concentração de carbono no solo e um aumento. Em condições apropriadas de umidade a solubilização do carbono é favorecida e, em resposta a eventos de chuva, essa fração pode ser transferida para os trechos de rio, aumentando a concentração no corpo de água. Uma vez removido o carbono acumulado no solo, o processo de lavagem em dias subseqüentes se torna mais fraco devido o aumento da retenção de carbono no solo e também pela menor disponibilidade de carbono, conseqüência das lavagens anteriores. A fração inorgânica tende a um estado de saturação, regulada também pela taxa de perda para a atmosfera.

Nos trechos de rio, o modelo representa a variação nas concentrações de carbono em resposta ao aporte de carga da bacia. A concentração varia conforme a entrada de água no sistema, tendo um aumento durante a subida do hidrograma e diminuição na recessão. Esse comportamento é esperado durante a lavagem de solos ricos em matéria orgânica e já foi observado (Hinton et al. 1998). Nos períodos de menor vazão, as variações na concentração de carbono no rio ficam mais sensíveis às contribuições subterrâneas e aos próprios processos biológicos, porém esses são pequenos em relação aos fluxos advectivos nos trechos de rio.

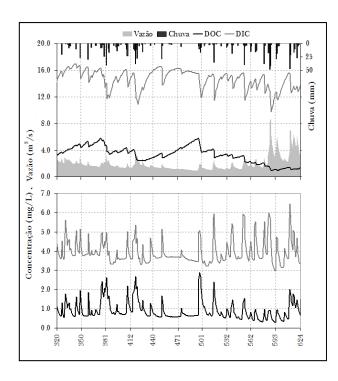


Figura 11- Simulação hipotética da dinâmica de carbono orgânico dissolvido e inorgânico dissolvido no solo (superior) e na água (inferior)

Por fim, a figura 12 apresenta o potencial de aplicação do MGB-IPH-C que diz respeito à espacialização do carbono em uma bacia, uma vez que o modelo é semi-distribuído. Nesse exemplo, a representação aponta que o carbono orgânico tende a se acumular e apresentar concentrações mais elevadas (tom mais escuro) em rios de maior porte (em bacias com maior área de drenagem), o que ocorre devido ao transporte de montante para jusante em conjunto com as baixas taxas de degradação. A construção de barragens na rede de drenagem deve reduzir as taxas de exportação, devido à redução da velocidade do escoamento e o aumento no armazenamento de carbono. Dessa forma, a modelagem e simulação do balanço de carbono em reservatórios e seu impacto sobre o balanço da bacia hidrográfica é um ponto importante a ser explorado no futuro.

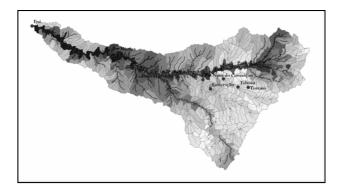


Figura 12 – Estimativa da distribuição espacial de carbono orgânico em rios e mini-bacias

O comportamento da resposta do modelo depende dos valores atribuídos aos parâmetros citados anteriormente. A regulação dos patamares das concentrações de carbono tanto no solo quanto na água, bem como a amplitude das variações depende da sensibilidade do sistema às mudanças nos parâmetros.

### Estimativa de Fluxos Fluviais de Carbono

Em Taboão, a concentração média de carbono total foi de 6.20±1.05 mg.L<sup>-1</sup>. O carbono inorgânico teve média de 4.83±1.15 mg.L<sup>-1</sup> e representou a maior parcela do carbono total (cerca de 78%). O carbono orgânico teve média de 1.38±0.81 mg.L<sup>-1</sup>. Os coeficientes de variação (CV) foram de 0.59 e 0.24, para DOC e DIC, respectivamente, mostrando uma maior variabilidade na fração orgânica. Em Turcato, a concentração média de carbono total foi

de 5.75±0.96 mg.L<sup>-1</sup>. O carbono inorgânico teve média de 4.59±0.93 mg.L<sup>-1</sup>, e representou a maior parcela do carbono total, cerca de 78% do total. O carbono orgânico teve média de 1.16±1.02 mg.L<sup>-1</sup>. Os coeficientes de variação (CV) foram de 0.20 e 0.88, para DOC e DIC, respectivamente, indicando uma menor variabilidade no carbono inorgânico em relação às amostras de Taboão. A fração inorgânica, no entanto, apresentou maior variabilidade (Figura 13 e 14).

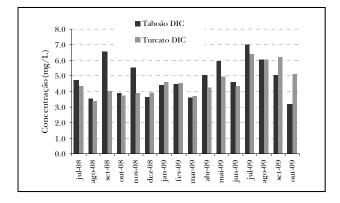


Figura 13 – Dados de monitoramento da concentração de carbono inorgânico dissolvido em Taboão e Turcato

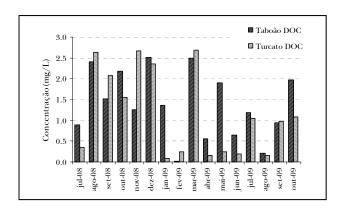


Figura 14 – Dados de monitoramento da concentração de carbono orgânico dissolvido em Taboão e Turcato

A taxa de exportação de carbono orgânico em rios varia entre 1 e 500 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, porém na maior parte das bacias as taxas variam entre 10 e 100 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, com uma média de 56.2 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (Hope et al. 1994). As estimativas dos fluxos anuais de carbono nas bacias do Potiribu apresentaram valores abaixo da média global. Em Taboão, o fluxo médio anual foi de 24.95 e 7.99 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, para a fração inorgânica e orgânica, respectivamente. Em Turcato, o fluxo médio anual foi de 38.93 e 9.66

kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, para a fração inorgânica e orgânica, respectivamente. Os valores estiveram na mesma ordem de grandeza, mas abaixo do que os estimados na bacia do rio Piracicaba (Mortatti et al., 2006) e Tietê (Mortatti et al., 2006a), em São Paulo, e a maior fração também foi inorgânica (~76 a 80%). Nessas bacias as descargas domésticas representaram uma contribuição importante devido a grande urbanização, porém na área de drenagem nas subbacias do rio Potiribu o uso do solo predominante é agrícola, com prática de plantio direto desde 1994.

Estudos recentes sugerem que a zona hiporréica, a região porosa onde as águas superficiais e subterrâneas se encontram no fundo e margens de corpos de água, possuem um papel importante no funcionamento do metabolismo dos ecossistemas de águas interiores, principalmente em bacias de cabeceira (Jones e Mulholland, 1998a, 1998b; Mulholland, 2002; Hope et al. 2002; Hlavacová, 2003). Sendo assim, a maior proporção de carbono inorgânico, em relação à fração inorgânica, encontrada nas bacias do Potiribu pode estar associada e refletir processos respiratórios da zona hiporréica ou solos adjacentes.

### Ajuste do Modelo MGB-IPH-C

O ajuste do modelo de carbono foi realizado utilizando a simulação do período entre 2008 e 2009 que abrange o intervalo com dados observados no ponto de controle Taboão. A análise de sensibilidade dos parâmetros do MGB-IPH-C, pelo método da perturbação, demonstrou maior sensibilidade nas concentrações máximas e concentrações mínimas, seguida pela exportação média anual e concentração média anual de carbono orgânico e inorgânico dissolvido. Os parâmetros mais sensíveis estiveram associados ao limiar de umidade (SMD<sub>MAX</sub>) e as parcelas de fluxo advectivo ( $\xi_{XSUP}$ ,  $\xi_{XBAS}$ ) por escoamento superficial e subterrâneo. Os parâmetros de dessorção para DOC (k<sub>SD</sub>)e perdas para a atmosfera em DIC (k<sub>L</sub>, k<sub>PIS</sub>, DIC<sub>SAT</sub>) apresentaram sensibilidade, mas em menor grau (Sorribas, 2011).

A Figura 15 apresenta as variações de carbono orgânico e inorgânico simuladas e os valores amostrados. O modelo conseguiu representar a ordem de grandeza das variáveis de forma adequada. O melhor ajuste manual foi realizado considerando as concentrações e cargas anuais médias estimadas pelos dados observados. A carga simulada pelo modelo foi de 7.32 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> e 31.49 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, para o carbono orgânico e inorgânico, respectivamente. Esse ajuste quando comparado aos valores estimados anteriormente de, 7.99 kg.ha<sup>-1</sup>

ano¹ e 24.95 kg.ha¹.ano¹, representam um desvio relativo de +8.4% e +26.2%, para o carbono orgânico e inorgânico, respectivamente. As concentrações médias para o período simuladas foram de 0.89 e 4.05 mg.L¹, para carbono orgânico e inorgânico, respectivamente. Comparando com a média estimada pelos valores observados de 1.16 e 4.54 mg.L¹, temos um desvio relativo de -21.6% e +10.8% nas concentrações. Concorrente com o observado na análise de sensibilidade, os parâmetros de escoamento apresentaram um papel importante na calibração e mostraram uma menor taxa de fluxo advectivo via subterrânea para a fração orgânica, em relação, à inorgânica, definindo os níveis de concentração de base (mínimos).

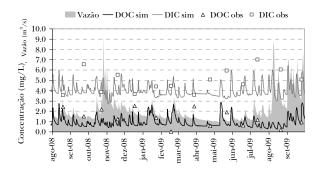


Figura 15 – Resultado da simulação do modelo de carbono ajustado manualmente e dados observados no ponto de controle Taboão

A amplitude e a frequência da flutuação das concentrações entre os períodos de amostragem é um fator subjetivo no ajuste do modelo. A maior parte da amostragem foi realizada em vazões de permanência entre 90% e 40% do tempo, com baixa representatividade das vazões de cheia (Figura 16). Em regiões da Amazônia, com sazonalidade marcada, o fluxo de carbono orgânico durante o período chuvoso pode representar até entre 65-80% do total anual (Johnsonn et al., 2003, Waterloo et al. 2006). Hinton et al. (1997; 1998) demonstraram que os fluxos de DOC durante eventos de chuva em bacias de resposta rápida apresentam alta variabilidade e que mesmo estimativas geradas a partir de médias ou ponderações utilizando dados de eventos semanais podem subestimar os valores em escalas maiores (i.e. mensal ou anual). Sendo assim, a exportação fluvial de carbono estimada nesse estudo deve representar adequadamente as condições em vazões médias e baixas da bacia. A importância do aporte de material terrestre durante eventos de cheia sobre

a concentração de carbono e fluxos na bacia monitorada permanece em aberto.

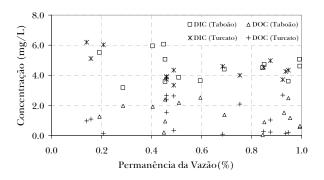


Figura 16 – Permanência da Vazão x Concentração de Carbono durante o monitoramento

Devido a grande incerteza sobre o que ocorre nos períodos entre as amostragens, atentar às limitações do conjunto de ferramentas de modelagem e monitoramento, frente à alta complexidade da dinâmica dos sistemas é fundamental para aplicação adequada das mesmas. A calibração de modelos de ecológicos e qualidade de ecossistemas aquáticos exige monitoramento em freqüência compatível com a escala dos processos atuantes na dinâmica do ecossistema, usualmente diária. Considerando o monitoramento trimestral da qualidade de água usual e, a definição de alternativas para o ajuste de parâmetros em modelos de simulação de sistemas dinâmicos sob limitada disponibilidade de dados é um tema de grande utilidade a ser explorado.

### CONCLUSÃO

Nesse trabalho foi apresentado um modelo conceitual e matemático para o ciclo do carbono em bacias hidrográficas. Em ecossistemas aquáticos o carbono sofre processos de transformação por vias bióticas e abióticas podendo, em geral, ser armazenado, exportado por via fluvial ou perdido para a atmosfera em forma de gases. O transporte e variabilidade espacial das perdas de carbono do solo para os corpos de água devem estar vinculados à resposta aos eventos de precipitação e às mudanças nos caminhos e fluxos de água através dos diferentes tipos de solo e cobertura vegetal que compõe as bacias hidrográficas. Considerando os fatores que atuam no ciclo do carbono em bacias hidrográficas, os

processos de sorção, a decomposição de matéria orgânica e a dissolução de carbono inorgânico na água do solo associados ao transporte pelo escoamento devem ter papel importante sobre o metabolismo de corpos de água interiores.

O modelo hidrológico MGB-IPH utilizado para representar os processos hidrológicos apresentou bons resultados para a simulação hidrológica da bacia hidrográfica do Ijuí. O modelo de carbono MGB-IPH-C responde aos processos hidrológicos de forma dinâmica e apresenta flexibilidade para representação da variabilidade temporal e espacial nas concentrações de carbono no solo e nos trechos de rio. Os resultados de fluxo de carbono calculados pelo modelo proposto podem ser considerados razoáveis quando comparado às concentrações e fluxos estimados empiricamente, porém uma representação mais consistente do comportamento do sistema no qual foi aplicado exige uma amostragem em frequência amostral maior ou dados durante eventos de vazões mais elevadas.

Sobretudo, o trabalho demonstra que pode ser realizar o pareamento de processos terrestres e aquáticos do ciclo do carbono e associações o ciclo hidrológico (i.e. transporte) em escala de bacia hidrográfica com modelos de baixa complexidade (em termos de compartimentos e vias de fluxo), como o proposto aqui, em contraste com os modelos de ecossistema existentes. Considerando a proposta recente de modelagem de processos do ciclo do carbono para análise do metabolismo e emissão de gases de efeito estufa de sistemas go/reservatório (Souza et al., 2011 e Sbrissia et al., 2011), o presente trabalho pode contribuir para a parametrização de cargas afluentes em modelos lago/reservatório, para a análise integrada da dinâmica do carbono na bacia hidrográfica.

O desenvolvimento do MGB-IPH-C continua, visando a melhor representação da complexidade dos sistemas de águas interiores, visando a compreensão do metabolismo de águas interiores e sua conexão com a superfície terrestre. A modelagem do balanço de carbono em ambientes lênticos (e.g. reservatórios, lagos e açudes) e sistemas adjacentes (e.g. planícies de inundação, banhados) e a aplicação em outras bacias com dados compatíveis em diferentes escalas espaciais devem contribuir para a validação e, caso necessário, a revisão dos compartimentos e das vias de fluxo de carbono representados. A utilização de informações provenientes de produtos de sensoriamento remoto como produtividade primária, índices de vegetação, biomassa, campos de precipitação e umidade do solo são ainda alternativas atraentes para parametrização espacial do modelo. Esse trabalho contribui para estudos de exportação fluvial de carbono, parametrização dinâmica de cargas em modelos de qualidade de água e/ou ecológicos de lagos/reservatórios, e o pareamento do sistema terrestre-aquático na análise do ciclo de carbono e dinâmica de ecossistemas de águas interiores.

### **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem o apoio financeiro a CNPq pela concessão da bolsa de mestrado no Programa de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH-UFRGS) e à Rede de Pesquisa em Bacias Representativas e Experimentais no Bioma da Mata Atlântica, na Região Sul do Brasil, anteriormente denominado MATASUL e agora CLIMASUL.

### REFERENCIAS

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large-area hydrologic modeling and assessment: part I – model development. Journal of the American Water Resources Association, v. 34, n. 1, p. 73-89 Feb 1998.

BICKNELL, B. R.; IMHOFF, J. C.; KITTLE, J. L.; DONIGIAN, A. S.; JOHANSON, R. C. *Hydrologic Simulation Program – FORTRAN (HSPF)*: user's manual for release 10. Athens: U. S. EPA, 1993. (Report n. EPA/600/R-93/174).

BINGNER, R. L.; THEUER F. D. *AnnAGNPS technical processes*: documentation version 2. 2001. Disponível em: <www.sedlabolemiss. edu/agnps.HTML>. Acesso em: 26 abr. 2011.

BORDAS, M. P.; BORGES, A. L. Escolha de bacias representativas e experimentais para estudo da erosão no planalto basáltico sulamericano. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 1990 7 f. Trabalho apresentado no 8. Congresso Brasileiro e Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação do solo, Londrina, 1990.

BRUNNER, G. W. *HEC-RAS River Analysis System Hydraulics Reference Manual.* Davis, CA: US Army Corps of Engineers, 2010.

CARPENTER, S. R.; COLE, J. J.; PACE, M. L.; VAN DE BOGERT, M.; BLADE, D. L.; BASTVIKEN, D.; GILLE, C. M.;

- HODGSON, J.; KILTCHELL, J.; KRITZBERG, E. S. Ecosystem subsidies: terrestrial support of aquatic food webs from C-13 addition to contrasting lakes. *Ecology*, v. 86, n. 10, p. 2737-2750, Apr 2005.
- CASTRO, N. M.; CHEVALIER, P.; GOLDENFUN, J. *Projeto Potiribu, atualização 1989-1998*: dados básicos de fluviometria e pluviometria (com anexos). IPH: UFRGS, 2000. v. 35.
- CASTRO, N. M. R.; AUZET, A. V.; CHEVALLIER, P.; LEPRUN, J. C. Land use change effects on runnoff and erosion from plot to catchment scale on the basaltic plateau of Southern Brazil. *Hydrological Processes*, Chichester, v. 13, n. 11, p. 1621-1628, 1999.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. *QUAL2K*: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual. Medford, MA.: Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, 2008.
- CHAPRA, STEVEN C., 1997, Surface Water-Quality Modeling, McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, McGraw-Hill, New York, 844 p.
- CHERTOV, O. G.; KOMAROV, A. S.; NADPOROZHSKAYA, M.; BYKHOVETS, S. S.; ZUDIN, S. L. ROMUL: a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modeling. *Ecological Modelling*, v. 138, n. 1-3, p. 289-308, 2001.
- COLE, J. J.; CARACO, N. F. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. *Mar. Freshwater Res.*, n. 52, p. 101-110, 2001.
- COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; DUARTE, C. M.; KORTELAINEN, P. DOWNING, J. A.; MIDDELBURG, J. J. MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, v. 10, n. 1, p. 171-184. 2007.
- COLLISCHONN, B.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. Daily hydrological modeling in the Amazon basin using TRMM rainfall estimates. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 360, n. 1-4, p. 207-216, 2008.
- COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. 2001. Tese (Doutorado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.; SILVA, B. C.; TUCCI, C. E. M. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff model-

- ing. *Hydrological Sciences Journal*, 52, n. 5, p. 878–895, Oct 2007a.
- COLLISCHONN, W.; SILVA, B. C.; TUCCI, C. E. M.; ALLASIA, D. G. Large basin simulation experience in South America. [S.I.]:. IAHS, 2006. p. 360-370. (IAHS Publication, n. 303). Proceedings of symposium S7 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, April 2005.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação hidrológica de grandes bacias. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 1, .p. 95-118, jan./mar. 2001.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T.; CHOU, S. C.; GUILHON, L. G.; CATALDI, M.; ALLASIA, D. G. Medium-range reservoir inflow predictions based on quantitative precipitation forecasts. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 344, n. 1-2, p. 112-122, Sept 2007b.
- COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T.; DEL-GADO, M. C.; SILVA, B. C.; COLLISCHONN, B.; ALLASIA, D. G.; PAZ, A. R. Modelo hidrológico distribuído para previsão de vazões incrementais na bacia do rio Paranaíba entre Itumbiara e São Simão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 3, p. 43-56, jul/set. 2007c.
- DAWSON J. J. C.; SMITH, P. Carbon Losses from soil and its consequences for land-use management. *The Science of the Total Environment*, v. 382, n. 2-3, p. 165-190, Sept 2007.
- DEL GIORGIO, P. A.; COLE, J. J.; CIMBLERIS, A. Respiration rates in bacteria exceed phytoplankton production in unproductive aquatic systems. Nature, n. 385, p. 148-151, Jan 1997.
- EVANS, C. D.; MONTEITH, D. T.; COOPER, D. M. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollut*ion, n. 137, n. 1, p. 55-71, Sept 2005.
- FOLEY, J. A.; KUCHARIK, C. J.; POLZIN, D. *Integrated Biosphere Simulator Model (IBIS), Version 2.5.* Model product. Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.: Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, 2005. Disponível em: <a href="http://daac.ornl.gov">http://daac.ornl.gov</a>>. Acesso em: 23 set. 2011.
- FRAGOSO JR, C. R. Simulações da Dinâmica de fitoplâncton no sistema hidrológico do Taim. 2005. 151 f. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.
- FUTTER, M. N.; BUTTERFIELD, D.; COSBY, B. J.; DILLON, P. J.; WADE, A. J.; WHITEHEAD, P. G. Modelling the mechanisms that control in-stream dissolved organic carbon dynam-

ics in upland and forested catchments. Water Resources Research, v. 43, W02424, 16 p. Feb 2007.

FUTTER, M. N.; FORSIUS, M.; HOLMBERG, M.; STARR, M. A long-term simulation of the effects of acidic deposition and climate change on surface water dissolved organic carbon concentrations in a boreal catchment. *Hydrology Research*, v. 40, n. 2-3, p. 291-305, 2009.

FUTTER, M. N.; STARR, M.; FORSIUS, M.; HOLMBERG, M. Modelling the effects of climate on long-term patterns of dissolved organic carbon concentration in the surface waters of a boreal catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 12, p. 437-447, 2008.

GIRARDI, R. V.; CASTRO, N. M. R.; PINHEIRO, A.; GOL-DENFUM, J. A.; SILVEIRA, A. L. L. Avaliação do efeito de escala em características de precipitação e vazão em subbacias da bacia do Potiribu. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 2, p. 49-64, abr./jun. 2011.

GOLDENFUM, J. A.; CASTRO, N. M. R.; MERTEN, G.; PINHEIRO, A.; PAIVA, E. M. C. D.; FERNANDES, C. V. S., GASTALDINI, M. C. C.; PAIVA, J. B. D.; DORNELES, F.; MINELLA, J. P. G.; OPPA, L. F.; KAUFMAN, V.; CARON, C. F. *Projeto Matasut.* Rede de Pesquisa em Bacias Representativas e Experimentais no Bioma Mata Atlântica, na região Sul do Brasil. [S.l.: s.n.], 2008. 81p. (Relatório parcial 01.2008). Disponibilidade irrestrita. Chamada pública edital MCT/FINEP/CTHIDRO bacias representativas 04/2005. Convênio FAURGS-UFRGS-MATASUL.

HINTON, M. J.; SCHIFF, S. L.; ENGLISH, M. C. Sources and flowpaths of dissolved organic carbon during storms oin two forested watersheds of the Precambrian Shield. *Biogeochemistry*, v. 41, n. 2, p. 175-197, May 1998.

HINTON, M. J.; SCHIFF, S. L.; ENGLISH, M. C. The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry*, v. 36, n. 1, p. 67-88, Jan 1997.

HLAVÁCOVÁ, E.; RULÍK, M.; CAP, L.; MACH, V. Greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) emissions to the atmosphere from a small lowland stream in Czech Republic. *Archiv für Hydrobiology*, v. 165, n. 3, p. 339-353, 2003.

HOPE, D.; BILLETT, M. F.; CRESSER, M. S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution*, v. 84, n. 3, p. 301-324, 1994.

HOPE, D.; KRATZ, T. K.; RIERA, T. K. Relationship between pCO2 and dissolved organic carbon in northern Wisconsin

Lakes. *Journal of Environmental Quality*, v. 25, n. 6, p. 1442-1445, 1996.

HOPE, D.; PALMER, S. M.; BILLETT, M. F.; DAWSON, J. J. C. Variations in dissolved CO2 and CH4 in a first-order stream and catchment: an investigation of soil-stream linkages. *Hydrological Processes*, v. 18, n. 17, p. 3225-3275, Dec 2004.

HOUGHTON, R. A. (2009) The Regional Carbon Budget. Em: Amazonia and Global Change (Geophysical Monograph v.186) p. 565.

IBGE. *Mapa Exploratório dos Solos do Estado do Rio Grande do Sul.* Rio de Janeiro: IBGE, 2002.

JANSSON, A. MEILI, M.; BERGSTRÖM, A-K.; JANSSON, M. Whole-lake mineralization of allochthonous and autochthonous organic carbon in a large humic lake (Örträsket, N. Sweden). *Limnology of Oceanography*, v. 46, n. 7, p. 1691-1700, 2001.

JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; COUTO, E. G.; NOVAES FILHO, J. P.; RIHA, S. J. DOC and DIC in flowpaths of Amazonian headwater catchments with hydrologically contrasting soils. *Biogeochemistry*, v. 81, p. 45-57, Jul 2006.

JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; RIHA, S. J.; KRUSCHE, A. V.; RICHEY, J. E.; OMETTO, J. P. H. B.; COUTO, E. G. CO<sub>2</sub> efflux from Amazonian headwater streams represents a significant fate for deep soil respiration. *Geophysical Research Letters*, v. 35, L17401, p. 1-5, 2008.

JONES, J. B.; MULHOLLAND, P. J. Carbon dioxide variation in a hardwood forest stream: an integrative measure of whole catchment soil respiration. Ecosystems, v. 1, n. 2, p. 183-196, Apr 1988a.

JONES, J. B.; MULHOLLAND, P. J. Influence of drainage basin topography and elevation on carbon dioxide and methane supersaturation of stream water. *Biogeochemistry*, v. 40, n. 1, p. 57-72, Jan 1998b.

LARENTIS, D. G.; COLLISCHONN, W.;TUCCI, C. E. M. Simulação da Qualidade de Água em Grandes Bacias: rio Taquari-Antas, RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13, n. 3, p. 5-22, jul./set. 2008.

LISKI, J.; PALOSUO, T.; PELTONIEMI, M.; SIEVANEN, R.; Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, v. 189, n. 1-2, p. 168-182, Nov 2005.

MELACK, J. M.; VICTORIA, R. L.; TOMASELLA, J. Surface waters in Amazonia: key findings and perspectives. In: GASH, M.; KELLER, M.; SILVA-DIAS, P. (Ed.). *Amazonia and global* 

- *change.* [S.I.]: American Geophysical Union, 2009. p. 485-488. (Geophysical monograph series, 186).
- METHERELL, A. J.; PARTON, W. J.; HARDING, L. A.; COLE, C. V. CENTURY Soil Organic Matter Model Environment. Technical Documentation. Agroecosystem Version 4.0. Fort Collins, Colorado: Colorado State University, 1996. (Great plains system research unit technical report, 4).
- MORTATTI, J.; OLIVEIRA, H.; BIBIAN, J. P.; LOPES, R. A.; BONASSI, J. A.; PROBST, J. L. Origem do carbono inorgânico dissolvido no Rio Tietê (São Paulo): reações de equilíbrio e variabilidade temporal. *Geochimica Brasilensis*, v. 20, n. 3, p. 267-277. 2006a.
- MORTATTI, J.; PROBST, J. L.; OLIVEIRA, H.; BIBIAN, J. P. R.; FERNANDES, A. M. Fluxo de carbono inorgânico dissolvido no rio Piracicaba (São Paulo): partição e reações de equilíbrio do sistema carbonato. *Geociências*, v. 25, n. 4, p. 429-436, 2006b.
- MULHOLLAND, P. J. Large-scale patterns of dissolved organic carbon concentration, flux, and sources. In: FINDLAY, S.; SINSABAUGH, R. L. *Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter.* Amsterdan: Academic Press, 2002. 512 p.
- NEFF, J. C.; ASNER, G. P. Dissolved organic carbon in terrestrial systems: synthesis and a model. *Ecosystems*, v. 4, n. 1, p. 29-48, 2001.
- PAIVA, R. C. D. *Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias: estudo de caso*: Bacia do rio Solimões. 2009. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009
- PAIVA, R. D. C.; BUARQUE D. C., COLLISCHONN W., SORRIBAS M.; ALLASIA D. G., MENDES, C. A. B., TUCCI, C. E. M., BONNET, M. Hydrologic and Hydrodynamic Modelling of the Amazon Basin using TRMM Rainfall Estimates. *Geophysical Research Abstracts*, v. 13, p. 12666, 2011a.
- PAIVA, R. C. D.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Large scale hydrologic and hydrodynamic modeling using limited data and a GIS based approach. *Journal of Hydrology*, v. 406, n. 3-4, p. 170-181, 2011b.
- PARTON, W.J.; HARTMAN, M.; OJIMA, D.; SCHIMEL, D. DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. *Global and Planetary Change*, v. 19, n. 1-4, p. 35-48, Dec 1998.

- REFSFAARD, J. C.; STORM, B. MIKE-SHE. In: SINGH, V. P (Ed.). *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications, 1995. p. 809-846
- RICHEY, J. E.; MELACK, J. M.; AUFDENKAMPE, A. K.; BALLESTER, V. M.; HESSET, L. L. Outgassing from Amazonian rivers and wetland as a large tropical source of atmospheric CO2. *Nature*, v. 416, p. 617-620, Apr 2002
- SBRISSIA, R. C.; FERNANDES, C. V. S.; BRAGA, M. C. B.; SANTOS, A. F. Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios a Partir da Dinâmica da Matéria Orgânica na Coluna da Água: Estudo de Caso PCH Salto Natal, Campo Mourão Paraná. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 3, p. 59-69, jul./set. 2011.
- SEMA-RS Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Rio Grande do Sul. Relatório Anual sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul e Inventário Hidrelétrico da sub-bacia 75. 2000.
- SILVA JÚNIOR, O. B.; BUENO, E. O.; TUCCI, C. E. M.; CASTRO, N. M. R. Extrapolação espacial na regionalização da vazão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 8, n. 1, p. 21-37, jan./mar. 2003.
- SILVA JUNIOR, O. B.; TUCCI, C. E. M.; CASTRO, N. M. R.; GOLDENFUM, J. A. Efeito do uso do solo nos eventos de cheia em micro e meso escalas: bacia do Potiribu.. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p. 153-167, 2004.
- SOBEK, S.; ALGESTEN, G.; BERGSTRÖM, A-K.; JANSSON, M.; TRANVIK, L. J. The catchment and climate regulation of pCO2 in boreal lakes. Global Change Biology, v. 9, n. 4, p. 630-641, Apr 2003.
- SORRIBAS, M. V. *Simulação da Dinâmica de Carbono em Bacias Hidrográficas*. 2011. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- SORRIBAS, M. V.; COLLISCHONN, W.; MOTTA MARQUES, D. M. L.; FRAGOSO JR, C. R.; SOUZA, R. S. Simulação da dinâmica de carbono em bacias hidrográficas: modelagem e pareamento do sistema terrestre-aquático.In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 13., 2011. Natal. *Anais...* Natal, RN, 2011.
- SOUZA R. S.; MOTTA MARQUES, D. M. L.; FRAGOSO JR, C. Modelagem ecológica na avaliação de processos e fluxos da dinâmica do carbono em lagos e reservatórios .ln: CON-

GRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 13., 2011. Natal. Anais... Natal, RN, 2011.

TRANVIK, L. J.; DOWNING, J. A.; COTNER, J. B.; LOISELLE, S. A.; STRIEGL, R. G.; BALLATORE, T. J.; DILLON, P.; FINLAY, K.; FORTINO, K.; KNOLL, L. B.; KORTELAINEN, P. L.; KUTSER, T.; LARSEN, S.; LAURION, I.; LEECH, D. M.; MCCALLISTER, S. L.; MCKNIGHT, D. M.; MELACK, J. M.; OVERHOLT, E.; PORTER, J. A.; PRAIRIE, Y.; RENWICK, W. H.; ROLAND, F.; SHERMAN, B. S.; SCHINDLER, D. W.; SOBEK, S.; TREMBLAY, A.; VANNI, M. J.; VERSCHOOR, A. M.; VON WACHENFELDT, E.; WEYHENMEYER, G. A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology of Oceanography*, v. 54, n. 6, p.2298-2314, 2009.

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. 2. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade, 2005.

TUOMI, M.; THUMC, T.; JÄRVINENC, H.; FRONZEKA, S.; BERGD, B.; HARMONF, M.; TROFYMOWG, A.; SEVANTOH, S.; LISKI J. Leaf litter decomposition - estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*, v. 220, n. 23, p. 3362-3371, Dec 2009.

VAHATALO, A. V. Role of photochemical reactions in the biogeochemical cycling of detrital carbon in aquatic ecosystems. 2000. Dissertation (M.Sc.in Microbiology) - University of Helsinki, Finland, 2000.

VIERO, A. C.; CASTRO, N. M. R.; RISSO, A.; GOLDENFUM, J. A. Natural and anthropogenic factors controlling gully erosion in the basaltic upland of southern Brazil. International Journal of Sediment Research, Pekin, v. 20, n. 3, p. 211-223, 2005.

WALLIN, M.; BUFFAN, I.; ÖQUIST, M.; LAUDON, H.; BISH-OP, K. Temporal and spatial variability of dissolved inorganic carbon in a boreal stream network: concentrations and downstream fluxes. *Journal of Geophysical Research*, v. 115, G02014, 12 p. 2010.

WATERLOO, M. J.; OLIVEIRA, S. M.; DRUKER, D. P.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNETT, M. G.; LANGEDIJK, I.; JANS, W. W. P.; TOMASELLA, J.; ARAÚJO, A. C.; PIMENTEL, T. P.; MÚNERA ESTRADA, J. C. Export of organic carbon in run-off from an Amazonian rainforest blackwater catchment. *Hydrological Processes*, v. 20, n. 12, p. 2581-2597 Aug 2006.

### Distributed Carbon Modeling in River Basins

### **ABSTRACT**

Recently, inland waters (i.e., lakes, reservoirs, wetland, etc.) were acknowledged as an active, important compartment of the global carbon cycle. The carbon balance in aquatic ecosystems allows evaluating their metabolism and characterizing the states of source or sinks. The terrestrial carbon input plays a major role in the metabolism and dynamics of aquatic ecosystems, and thus it would be necessary to understand more about the processes that are at play in cycling and transporting terrestrial carbon to the water bodies. The purpose of this study is to connect the carbon cycle processes in the terrestrial and aquatic phases in river basins, with a view to the integrated analysis of the carbon balance in inland waters. A distributed model to simulate carbon dynamics in river basins, called MGB-IPH-C, was developed and coupled to the MGB-IPH model that simulates the hydrological processes. MGB-IPH-C was structured into two main models: balance in soil and balance in water. The model was applied in the Ijuí River basin, located in the southern plateau of Rio Grande do Sul, focusing on the Taboão and Turcato sub-basins in the Potiribu river. In these two sub-basins, monthly data on flow, organic carbon and inorganic carbon were used to quantify fluvial export and help adjust the model.

**Key-words:** carbon cycle, hydrologic simulation, carbon export, quality of water

# Medição dos Esforços nas Amarras das Embarcações em uma Eclusa de Navegação

### Guilherme Ruschel Finger, Marcelo Giulian Marques e Paulo Kroeff de Souza

Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS guilherme\_finger@hotmail.com, mgiulianm@gmail.com, pksouza@adufrgs.ufrgs.br

Recebido: 27/03/12 - revisado: 12/06/12 - aceito: 12/07/12

### **RESUMO**

Estudos de viabilidade técnica e econômica das eclusas são indispensáveis, assim como de segurança das embarcações durante o processo de transposição de nível. O estudo dos esforços sobre as amarras das embarcações visa minimizar custos e garantir esta segurança através da identificação das situações de ocorrência dos esforços extremos sobre as amarras das embarcações, bem como dos fatores que interferem direta ou indiretamente. Foram realizados ensaios em modelo reduzido de escala 1:25, tanto durante processo de enchimento como de esvaziamento da câmara da eclusa, variando sua velocidade de enchimento/esvaziamento, bem como a composição dos comboios em transposição. Este trabalho apresenta medições de esforços em uma eclusa hipotética de alta queda com sistema de enchimento/esvaziamento hidrodinamicamente balanceado, construída no LAHE (Laboratório de Hidráulica Experimental) de FURNAS Centrais Elétricas, esperando identificar as situações críticas de ocorrência dos maiores esforços.

Palavras-chave – Amarras, Câmara, Eclusa, Esforços, Transposição.

### INTRODUCÃO

Com um grande potencial hidroelétrico formado por uma extensa rede fluvial, o Brasil é um dos países que mais utiliza hidrelétricas para geração de energia. Muitas vezes a utilização destas estruturas implica na construção de barramentos para que sejam atendidas as quedas de água necessárias para suprir a demanda energética. Esses barramentos provocam uma descontinuidade no leito do rio, tornando-os, neste trecho, não navegáveis. Em vista disto, tramita no Congresso Nacional o Projeto de Lei 209/2007, que poderá tornar obrigatório o uso de ascensores de barcos e navios, as chamadas Eclusas. Assim, este trabalho busca conhecer e sugerir técnicas para o projeto das mesmas, buscando maior eficiência e segurança na transposição dos desníveis.

O presente trabalho faz parte do projeto de Pesquisa & Desenvolvimento intitulado "Análise do comportamento hidráulico dos sistemas de enchimento e esgotamento de eclusas de navegação", inscrito na ANEEL sob o código 0394-041/2006 para o ciclo 2005-2006 e desenvolvido pela parceria entre ELETROBRAS - FURNAS, o Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e a Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Eclusas são obras de engenharia capazes de permitirem a transposição das embarcações, de forma segura e eficiente, pelo desnível de rios utilizados para navegação. Essas obras podem ser classificadas como baixa (até 9 metros de desnível), média (desníveis de 9 até 15 metros) e alta queda (desníveis acima de 15 metros). O projeto das eclusas de alta queda são os de maior complexidade. Diferentes sistemas de enchimento/esvaziamento são utilizados, sendo mais comumente adotados os do tipo hidrodinamicamente balanceados. O enchimento e esvaziamento da câmara da eclusa neste tipo de sistema são controlados por comportas tipo segmento invertido. Junto a essas obras identificam-se fenômenos de caráter hidráulico, como cavitação, turbulência e vibrações que podem vir a diminuir a segurança, eficiência e a vida útil da estrutura. Além disso, quando as perdas de energia não são simétricas no sistema de enchimento/esgotamento, a câmara da eclusa, onde ficam as embarcações, pode apresentar desníveis, gerando oscilações que se propagam pelo sistema, causando movimentação indesejada à embarcação.

As eclusas se constituem basicamente por uma câmara, acessos de montante e jusante, sistema de enchimento e esgotamento, sistema de distribuição e restituição, como pode-se visualizar pela Figura 1.

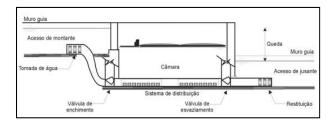


Figura 1 - Esquema da câmara de uma eclusa [1].

Dentre as maiores dificuldades no projeto e na operação dessas obras hidráulicas estão:

- ondulações no interior da câmara (segurança para as embarcações);
- esforços nas amarras (choque nas paredes e contra outras embarcações);
- altas quedas, que proporcionam altas velocidades no interior dos condutos e, consequentemente, a diminuição das pressões, favorecendo o fenômeno de cavitação.

Visando minimizar os riscos envolvidos na operação destas eclusas, alguns autores buscaram identificar as situações de ocorrência de esforços críticos nas amarras. Ussami [1980] aponta para a ocorrência dos esforços mais críticos durante o processo de enchimento da câmara, mais especificamente, durante o estágio inicial deste processo. Estudos recentes realizados por Roux [2010], em modelo reduzido, indicam que os esforços na direção longitudinal são superiores aos na direção transversal da embarcação.

De qualquer maneira, como forma de garantir a segurança das embarcações, em muitos países foram adotados limites máximos permissíveis nos esforços de amarração das embarcações durante a eclusagem, desconsiderando as diferenças pontuais.

Nos Estados Unidos, o desenvolvimento do critério de esforço máximo permissível foi baseado em testes de resistência de uma cordoalha de "manila" de 2,5 polegadas de diâmetro. Nestes testes foi concluído que um esforço máximo tanto longitudinal como transversal da ordem de 5,0tf pode ser considerado seguro. Muitos anos de observação em protótipo e de testes em modelos reduzidos têm mostrado que, quando uma eclusa é projetada para não ultrapassar os limites de esforços de amarração no modelo para as diferentes situações apresentadas a seguir, as condições de esforços no protótipo serão satisfatórias [USACE, 1975]:

• Comboio de empurra: para vários tamanhos

- e número de chatas e qualquer posição do comboio na eclusa, os esforços de amarração não devem exceder a 5,0tf;
- Automotores de até 50.000t: os esforços não deverão ultrapassar 10,0tf;
- Automotores acima de 50.000t: os esforços máximos podem exceder a 10,0tf, desde que tenham mais linhas de amarração que as embarcações menores. Testes em modelo indicam que se forem atendidas as duas primeiras limitações acima, os esforços não excederão a 25,0tf em barcos de até 170.000t.

No Brasil, a extinta Portobrás vinha adotando o critério de esforço máximo resultante no modelo reduzido de 5,0tf. Estabelece, da mesma maneira, que estes esforços máximos não devam ultrapassar 1/600 do deslocamento da embarcação [Canholi, 1984].

De acordo com Canholi, (1984), na França e na Alemanha o esforço máximo aceito corresponde a 0,17% do deslocamento para embarcações de até 600t.

Na Holanda, dois pesquisadores apresentam diferentes critérios de esforços máximos permissíveis. Segundo Canholi, (1984), estes critérios são especificados conforme segue:

- embarcações de até 300t: esforços máximos de 0,15% até 0,20% do deslocamento ocorrido;
- embarcações entre 300t e 600t: esforços máximos de 0,15% do deslocamento;
- embarcações entre 600t e 1.000t: esforços máximos de 0,10% a 0,15% do deslocamento;
- embarcações entre 1.000t e 2.000t: esforços máximos de 0,10% do deslocamento.

Já os critérios apresentados por Kolkman, (1973) são:

- embarcações de 600t: esforços máximos de 1,2tf;
- embarcações de 1.200t: esforços máximos de 2,0tf;
- comboios de empurra com 4 chatas de 2.500t cada: esforços máximos de 8,0tf.

Os critérios de esforços limites não são uniformes, e como nota-se variam conforme o país em que são aplicados. No leste europeu foram apresentadas as fórmulas de Michaljof (equação 1) e Semanov (equação 2), segundo Ussami, (1980) e Finger, (2009), que relacionam os máximos esforços ( $F_{max}$ ) com o peso da embarcação (W).

$$F_{m\acute{a}x} = 0,05 .W^{3/5}$$
 (1)

$$F_{m\acute{a}x} = 0,30 .W^{-1/3}$$
 (2)

Alfredini [2005], por sua vez, sugere a seguinte fórmula para estimar os esforços críticos nas amarras das embarcações, a qual relaciona os máximos esforços (F<sub>max</sub>) com o peso da embarcação (W), a área transversal molhada da eclusa (Fe), a área transversal da seção mestra da embarcação (Fb) e a taxa de variação da vazão no tempo (dQ/dt):

$$F_{max} = 1,75 \frac{W}{g(Fe - Fb)} \cdot \frac{dQ}{dt}$$
 (3)

### Metodologia

O sistema de medição de esforços foi montado na câmara da eclusa do modelo reduzido escala 1:25, localizada no Laboratório de Hidráulica Experimental LAHE/FURNAS, contando com sensores de força que mensuram os esforços instantâneos da embarcação contra uma haste vertical, nas direções transversal e longitudinal do modelo do comboio. Na disposição dos sensores fixados à embarcação, apresentada na Figura 2, nota-se que os sensores C1 e C2 medem os esforços exigidos no sentido transversal, enquanto C3 e C4 referem-se ao longitudinal.

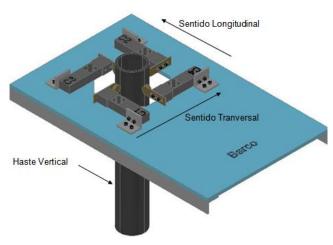


Figura 2 - Esquema de forças do sistema de medição.

Nos sensores são fixadas roldanas que permitem livre movimentação vertical, evitando o travamento do sistema quando dos processos de enchimento e esgotamento da câmara, e eliminando a liberdade de movimento horizontal. A Figura 3 mostra o sistema de medição instalado no modelo.



Figura 3 - Foto do sistema de medição instalado.

Na aquisição de dados para observação da linha d'água, foram instalados cinco piezômetros ao longo da linha central longitudinal da câmara da eclusa, conforme Figura 4.



Figura 4 - Posição dos piezômetros na câmara da eclusa.

### A. Aquisição de Dados

Para os ensaios, as solicitações de força foram registradas por sensores modelo SP4C3-MR, da marca HBM. A Tabela I apresenta um resumo das especificações do transdutor utilizado.

Tabela I - Características técnicas do transdutor de força

	SP4C3-MR - HBM
Capacidade máxima	5,0 kgf
Sensibilidade	2,0 +/- 0,1% mV/V
Classe de precisão	C3
Faixa de excitação de tensão nominal	0.a.12 V

### B. Característica dos Ensaios

Os ensaios foram realizados para os processos de enchimento e esvaziamento da câmara da eclusa com frequência de 10 Hz, tempo de aquisição de dados de 300 segundos e desnível máximo entre montante e jusante de 80cm, equivalente a 20m em protótipo. Para abertura das comportas dos condutos do sistema de enchimento e esvaziamento da câmara da eclusa, foi utilizada lei de abertura linear com velocidades de 0,178cm/s (4rpm), 0,267cm/s (6rpm), 0,311cm/s (7rpm), 0,356cm/s (8rpm), (16rpm),  $0.711 \, \text{cm/s}$ 1,422cm/s (32rpm) 4,444cm/s (100rpm). A Tabela II mostra um resumo das condições de ensaio e uma comparação entre modelo e protótipo.

Tabela II - Características dos ensaios

Rotação do motor (RPM)	4	6	7	8	16	32	100
Tempo modelo (s)	90	60	51,4	45	22,5	11,3	3,6
Tempo protótipo (min)	7,5	5	4,3	3,75	1,9	0,94	0,3
Velocidade protótipo (m/min)	0,5	0,8	0,9	1,1	2,1	4,3	13,3
Velocidade de abertura da compor- ta modelo (mm/s)	1,8	2,7	3,1	3,6	7,1	14,2	44,4

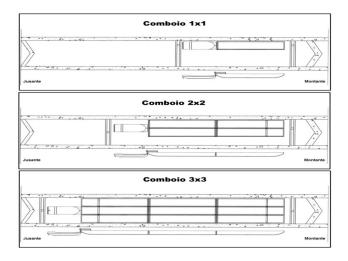


Figura 6 - Formato dos comboios na câmara 1x1, 2x2, 3x3.

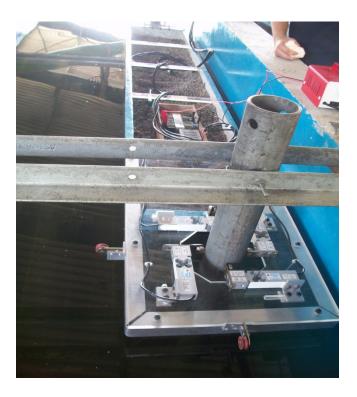


Figura 7 - Disposição do comboio 1x1 na câmara da eclusa.



Figura 8 - Disposição do comboio 2x2 na câmara da eclusa.

Foram utilizadas nos ensaios três diferentes composições de comboio, com 1, 4 e 9 chatas, sendo estas chamadas de comboio 1x1, 2x2 e 3x3, conforme mostrado na Figura 6.

Durante a realização dos ensaios, a embarcação foi centralizada na câmara para comboios 3x3 e conforme variou o número de embarcações dentro da eclusa, sua posição foi mudando. Foram três as posições distintas de medição, uma para cada comboio, conforme Figura 7, Figura 8 e Figura 9, com os sensores de medição posicionados sempre no eixo central da embarcação.



Figura 9 - Disposição do comboio 3x3 na câmara da eclusa.

Para o tratamento dos dados coletados nos ensaios, foram utilizadas as relações de área, da câmara e dos comboios dentro da eclusa, e foram medidos os pesos para os três tipos de comboios ensaiados, que são apresentados na Tabela III e na Tabela IV, respectivamente.

Tabela III - Área dos comboios

Área da Câmara da Eclusa	$13,58 \text{ m}^2$
Comboio 1x1	1,49 m <sup>2</sup>
Comboio 2x2	4,51 m <sup>2</sup>
Comboio 3x3	$9,55 \text{ m}^2$

Tabela IV - Peso dos comboios

Peso da embarcação (kgf)	Comboio	Comboio 2x2	Comboio 3x3
Empurrador	29,94	29,94	29,94
Chatas do meio do comboio	-	-	482,63
Chatas das Extremidades do comboio	153,69	614,77	922,15
Total	183,63	644,70	1434,72

#### Resultados e Discussões

### C. Análise dos Esforços Limites

Para a análise dos resultados obtidos foram utilizados os dados dos processos de enchimento e esvaziamento para diferentes velocidades de abertura das comportas, sendo comparados seus valores entre si e com a bibliografia existente. Nas tabelas V e VI é apresentada a comparação entre os esforços longitudinais e transversais, respectivamente, durante os processos de enchimento e esvaziamento da eclusa.

Importante realçar que em todos os ensaios realizados, tanto os esforços longitudinais como transversais, foram observados valores máximos maiores durante o processo de enchimento do que o de esvaziamento. Isto pode ser observado na quinta coluna das tabelas V e VI, onde a razão entre esforços medidos durante o enchimento com os durante o esvaziamento sempre resulta valor superior a 1,0.

Estes resultados comprovam os apontamentos realizados por Ussami [1980] de que os esforços mais críticos ocorrem durante o enchimento da câmara da eclusa.

Este fato pode ser explicado em função da dissipação de energia do escoamento, a qual ocorre dentro da câmara da eclusa durante o enchimento, enquanto que ocorre fora da eclusa durante o processo de esvaziamento.

Tabela V - Esforços longitudinais máximos medidos nos ensaios realizados.

Tipo de Comboio	Velocidade Abertura	Esforços Longitudinais (gf)			
Combolo	(rpm)		Esvaziamento	Razão	
1x1	4	479,04	179,94	2,66	
1x1	6	358,99	218,40	1,64	
1x1	7	409,18	276,61	1,48	
1x1	8	475,41	408,05	1,17	
1x1	16	507,64	250,42	2,03	
lxl	32	459,90	409,14	1,12	
1x1	100	734,10	410,35	1,79	
2x2	4	795,03	753,28	1,06	
2x2	6	772,32	344,80	2,24	
2x2	7	780,55	391,15	2,00	
2x2	8	810,33	292,63	2,77	
2x2	16	1098,48	254,42	4,32	
2x2	32	920,32	272,99	3,37	
2x2	100	802,37	467,35	1,72	
3x3	4	938,33	529,34	1,77	
3x3	6	1029,07	605,88	1,70	
3x3	7	876,80	423,39	2,07	
3x3	8	994,07	377,69	2,63	
3x3	16	1255,87	442,14	2,84	
3x3	32	1218,41	418,18	2,91	
3x3	100	1323,95	508,43	2,60	

Na tabela VII é apresentada a comparação dos esforços máximos longitudinais com os transversais, obtidos nos ensaios de enchimento da câmara da eclusa, para os comboios 1x1, 2x2 e 3x3.

Comparando-se os esforços máximos longitudinais com os transversais, evidencia-se a maior relevância dos esforços longitudinais no dimensionamento dos esforços limites das amarras.

O sistema de medição construído é capaz de medir as forças longitudinais (FL) e transversais (FT), que seguem a orientação indicada na Figura 10, já a força resultante, que é utilizada no cálculo dos esforços limites das amarras, é calculada pela expressão (3), apresentada a seguir, onde C1 e C2 são os sensores que medem os esforços transversais, e C3 e C4, os que medem os esforços longitudinais.

$$F_{R} = \sqrt{(C_{1} + C_{2})^{2} + (C_{3} + C_{4})^{2}}$$
 (3)

Observe que os sensores da mesma direção são somados, pois estes sensores medem somente em um sentido, deste modo, estará sendo considerado somente o sensor deflexionado em seu sentido de medição.

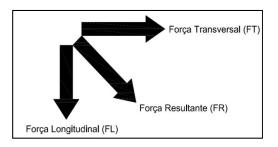


Figura 10 - Representação esquemática da direção das forças medidas.

Tabela VI - Esforços transversais máximos medidos nos ensaios realizados.

Tipo de Comboio	Velocidade Abertura	Esforços Transversais (gf)		
Combolo	(rpm)	Enchimento	Esvaziamento	Razão
1x1	4	142,02	84,81	1,67
1x1	6	142,64	57,63	2,47
1x1	7	132,77	70,58	1,88
1x1	8	272,99	82,00	3,33
1x1	16	158,00	86,21	1,83
1x1	32	179,35	66,86	2,68
1x1	100	249,02	99,13	2,51
2x2	4	244,52	75,35	3,25
2x2	6	265,80	84,71	3,14
2x2	7	286,00	82,33	3,47
2x2	8	304,73	70,47	4,32
2x2	16	274,35	70,11	3,91
2x2	32	275,19	112,71	2,44
2x2	100	362,09	167,70	2,16
3x3	4	271,61	215,05	1,26
3x3	6	312,61	140,89	2,22
3x3	7	428,72	185,22	2,31
3x3	8	405,07	206,44	1,96
3x3	16	671,60	198,59	3,38
3x3	32	428,93	144,53	2,97
3x3	100	481,25	263,83	1,82

Tabela VII - Comparação dos esforços máximos longitudinais com os transversais medidos durante o processo de enchimento.

Tipo de	Velocidade Abertura	Esf	orços (gf)	
Comboio	(rpm)	Longitudinais	Transversais	Razão
1x1	4	479,04	142,02	3,37
1x1	6	358,99	142,64	2,52
1x1	7	409,18	132,77	3,08
1x1	8	475,41	272,99	1,74
1x1	16	507,64	158	3,21
1x1	32	459,9	179,35	2,56
1x1	100	734,1	249,02	2,95
2x2	4	795,03	244,52	3,25
2x2	6	772,32	265,8	2,91
2x2	7	780,55	286	2,73
2x2	8	810,33	304,73	2,66
2x2	16	1098,48	274,35	4
2x2	32	920,32	275,19	3,34
2x2	100	802,37	362,09	2,22
3x3	4	938,33	271,61	3,45
3x3	6	1029,07	312,61	3,29
3x3	7	876,8	428,72	2,05
3x3	8	994,07	405,07	2,45
3x3	16	1255,87	671,6	1,87
3x3	32	1218,41	428,93	2,84
3x3	100	1323,95	481,25	2,75

A força resultante máxima ( $F_{RSmax}$ ) e a força longitudinal máxima ( $F_{LSmax}$ ) apresentam ordens de grandeza similares, como pode ser notado na Tabela VIII.

Tabela VIII - Relação Força máxima e Força resultante para ensaios de enchimento realizados com comboio 3x3

Rotação RPM	V (mm/s)	F <sub>LSmax</sub>	$F_{RSmax}$
4	1,8	938,33	938,89
6	2,7	1.029,07	1.032,10
7	3,1	876,80	874,06
8	3,6	994,07	992,32
16	7,1	1.255,87	1.252,76
32	14,2	1.218,41	1.216,80
100	44,4	1.323,95	1.357,16

Os valores da força resultante máxima ( $F_{RS-max}$ ) coincidem com os valores da força longitudinal máxima ( $F_{LSmax}$ ), pelo fato de os esforços longitudinais máximos nunca coincidirem com os esforços

transversais máximos.

A Figura 11 apresenta a relação entre o esforço longitudinal máximo para o enchimento ( $F_{LS-max}$ ) e o esforço resultante máximo de enchimento ( $F_{RSmax}$ ), onde se pode observar que a relação  $F_{LSmax}$ /  $F_{RSmax}$  fica em torno de 1, por se tratar de forças de mesma ordem de grandeza.

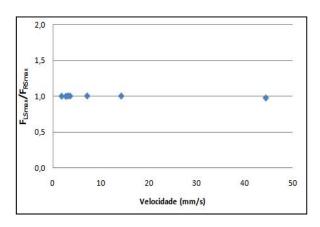


Figura 11 - Relação FLSmax x FRSmax

Analisando-se os esforços resultantes máximos de enchimento ( $F_{RSmax}$ ) em função da velocidade de abertura da comporta, Figura 12, observa-se que os esforços:

- Aumentam com a velocidade de abertura;
- Estabilizam-se a partir da velocidade de abertura de 0,711 cm/s (16 rpm);
- Comboios de maior área e peso apresentam esforços maiores.

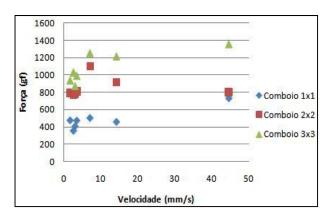


Figura 12 - FRSmax x Velocidade de abertura

Sendo o maior comboio (3x3) o de maior massa e área dentro da câmara, e que apresenta um maior esforço nas amarras, buscou-se uma relação entre estes parâmetros. Ussami [1980] apresentou as fórmulas (1) e (2) de onde se procurou extrair uma relação dividindo a força máxima resultante pelo peso dos comboios na câmara, como mostra a Figura 13.

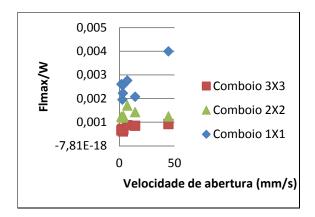


Figura 13 - Relação entre força resultante máxima e o peso do comboio.

Utilizando a equação (1) com os dados adquiridos dos ensaios, obteve-se a Figura 14. Os coefi-

cientes encontrados com os dados ensaiados foram inferiores ao utilizado por Michaljof, na ordem de 2 a 3 vezes.

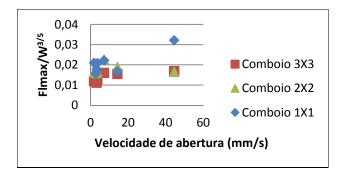


Figura 14 - Resultado com a relação proposta por Michaljof - equação (1).

Da mesma maneira, utilizando-se da equação (2) e dos resultados dos ensaios, encontrou-se coeficientes sempre menores que o utilizado por Semanov, na ordem de 2 a 5 vezes.

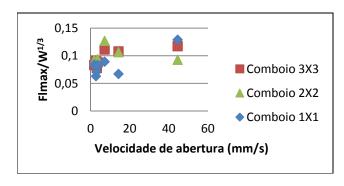


Figura 15 - Resultado com a relação proposta por Semanov – equação (2).

Os resultados destas duas fórmulas apontam para resultados dos ensaios da mesma ordem de grandeza dos utilizados por Semanov e Michaljof.

A Figura 16 apresenta a aplicação dos dados ensaiados na equação (3), gerando valores próximos aos dos esforços máximos medidos.

Comparando as fórmulas propostas e os dados apresentados nos gráficos, a relação esforço/peso mantém a mesma ordem de grandeza sugerida pelos autores para os dados analisados, o que confirma a relação proposta.

Na tentativa de também relacionar entre os parâmetros a área ocupada pelo comboio na câmara, Tabela IX, foi proposta uma nova equação (4) para os esforços limites, que podemos observar na Figura 17.

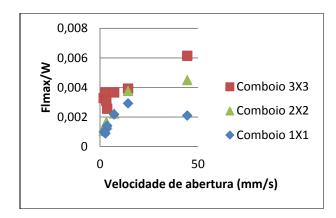


Figura 16 - Resultado com a relação proposta por Alfredini – equação (3).

Tabela IX - Relação entre área da câmara (Ac) e área dos barcos (Ab).

Comboio	Ab /Ac	Ac / Ab
1x1	0,11	9,13
2x2	0,33	3,01
3x3	0,70	1,42

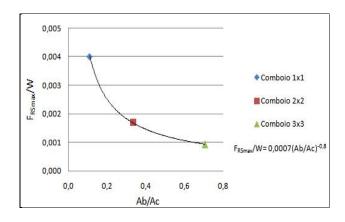


Figura 17 - Relação proposta entre esforço, peso do comboio e as áreas ocupadas.

$$\frac{F_{\text{max}}}{W} = 0,0007 \cdot \left(\frac{A_b}{A_c}\right)^{-0.787}$$
 (4)

### CONCLUSÕES

Com a realização dos ensaios no modelo reduzido escala 1:25, construído no LAHE, foi possível confirmar a ocorrência de esforços críticos maiores

durante o processo de enchimento da câmara da eclusa do que durante o esvaziamento. Da mesma maneira, observou-se que os esforços máximos longitudinais são superiores aos esforços máximos transversais. Com o tratamento dos dados adquiridos, observou-se que a força longitudinal máxima de enchimento e a resultante máxima de enchimento têm relação igual a, aproximadamente, um, para todas as velocidades ensaiadas, permitindo a utilização dos esforços longitudinais máximos para fins de esforços limites, pois são as forças de maior magnitude.

A comparação com as equações de Michaljof, Semanov e Alfredini demonstram que os resultados ensaiados em modelo reduzido estão compatíveis com os apontados na bibliografia. A relação existente entre os esforços máximos e área e peso das embarcações fica claramente evidenciada, sendo possível, inclusive, equacioná-la.

Os resultados aqui apresentados servem como comparação entre os métodos apresentados, validando os resultados obtidos nos ensaios experimentais realizados. Importante elucidar que este trabalho em nenhum momento visou esgotar as possibilidades de estudo sobre o tema.

### REFERÊNCIAS

ALFREDINI, P. *Obras e gestão de portos e costas*. São Paulo: Blucher, 2005.

BATTISTON, C. C. Estudo do escoamento a jusante de válvulas de eclusa, visando à supressão de cavitação sem adição de ar. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 2008. Exame de qualificação.

CANHOLI, A. P. *Alguns aspectos dos esforços de amarração no projeto hidráulico de eclusas de navegação*. 1984. 203 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1984.

FINGER, G. R. *Estudo dos esforços sobre as amarrações das embarcações em eclusas*. 2009. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

KOLKMAN, P. A. *Low-head navigation locks door filling and emptying systems developed by hydraulic investigation.* Delft, Netherlands: Delft Hydraulic Laboratory, 1973. 14 p. (Publication, n. 111).

ROUX, S. Determination of Hawser forces models for the third set of Panama locks studies. In: PIANC MMX CONGRESS, Liverpool UK, 2010. *Proceedings...* Liverpool, 2010.

STOCKSTILL, R. Hydraulic design of lock culverts valves. In: U.S. Army Corps of Engineers Infrastructure Systems Conference, 2011, Atlanta. *Proceedings...* Atlanta: U.S. Army Corps of Engineers, 2011. EM 1110-2-1610. 1975

USSAMI, H. *Comportamento hidráulico dos sistemas de enchimento e esgotamento de eclusas de navegação.* 1980. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980.

# Measurement of Hawser Forces Affecting Vessels in a Navigation Lock

### **ABSTRACT**

Technical and economic feasibility studies on locks, as well as of vessel safety during level transposition procedures are essential. The studies of hawser forces aim at minimizing costs and ensuring this safety by identifying situations of extreme forces on vessel mooring ropes and factors that interfere directly or indirectly. Assays were performed on 1:24 scale models, during the filling and emptying process of the lock chamber varying the speed of filling / emptying and composition of barges. This paper presents measurements of forces in a hypothetical high drop lock with a hydrodynamically balanced filling / emptying system, built at LAHE (Hydraulics Experimental Laboratory), FURNAS, expecting to identify critical situations when the greatest forces occur.

**Key-words:** Moorings, lock chamber, locks, hawser forces, transposition.

# Nota técnica

## Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico

### Wander Ribeiro Ferreira

Programa de PG Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG wander@icb.ufmg.br

### Daniel Nascimento Rodrigues, Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

Laboratório NUVELHAS/Projeto Manuelzão/UFMG daniel.manuelzao@gmail.com, cbmalves@ufmg.br

### Marcos Callisto

Laboratório Ecologia de Bentos, Departamento Biologia Geral, ICB/UFMG callistom@ufmg.br

Recebido: 10/11/10 - revisado: 28/07/11 - aceito: 04/02/12

### **RESUMO**

Nesta nota técnica o objetivo foi avaliar a condição ecológica da bacia do Rio das Velhas através da utilização de um índice multimétrico considerando a fauna de macroinvertebrados bentônicos na perspectiva de bioindicadores de qualidade de água. Foram avaliados 28 trechos, sendo 8 na calha do rio e 20 em tributários. As amostragens foram realizadas em quatro campanhas anuais nos anos de 2004 a 2009. O índice multimétrico considera as métricas Riqueza de famílias, % Oligochaeta, % CHOL, % EPT, % coletores-catadores e BMWP e avalia a qualidade de água com base nos valores obtidos: 6-12 refletem condição de qualidade de água ruim; 13-18 qualidade regular; 19-24 qualidade boa e 25-30 qualidade muito boa. O programa de biomonitoramento tem apontado melhorias na qualidade das águas ao longo da bacia, principalmente a jusante da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) em consequência de duas recém-construídas estações de tratamento de esgotos. A RMBH concentra os rios em piores condições ecológicas e águas poluídas pela parcela ainda não tratada dos esgotos e lixo apontados pelo protocolo de avaliação de hábitats e o índice multimétrico.

**Palavras-chave:** monitoramento ambiental, bioindicadores de qualidade de água, macroinvertebrados bentônicos, ferramentas ecológicas.

### INTRODUÇÃO

Índices bióticos são utilizados há décadas para incorporar informações sobre a biota aquática na classificação, avaliação e monitoramento de qualidade de cursos d'água (Karr, 1981).

Índices multimétricos têm sido amplamente utilizados no Brasil, Estados Unidos e Europa. Esses índices baseiam-se na estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água, que são organismos ecologicamente tolerantes, sensíveis ou resistentes a poluição de origem humana (Karr, 1981; Rosenberg e Resh, 1993).

O rio das Velhas é um dos principais tributários da bacia do rio São Francisco e abriga uma rica fauna de peixes e invertebrados (Alves e Pompeu, 2005).

A ictiofauna é formada por mais da metade de todas as espécies conhecidas em toda a bacia do rio São Francisco (cerca de 130 espécies) distribuídas na calha principal, afluentes e lagoas marginais. Além das espécies nativas, algumas espécies exóticas (p. ex. Carpa, Tilápia, Tucunaré e Tamoatá) foram introduzidas de outros países e/ou de outras bacias hidrográficas brasileiras (Alves e Pompeu, 2005).

Através da articulação política, o Projeto Manuelzão/UFMG propôs, como medida de gestão ambiental no Estado de Minas Gerais, a Meta 2010 "navegar pescar e nadar no trecho metropolitano" com base em: (a) recuperação da região mais degradada no trecho metropolitano da bacia; (b) preservação de tributários com águas de boa qualidade e com alta diversidade de espécies

aquáticas; (c) ações de recuperação de afluentes com a participação de prefeituras, empresas, comitês de sub-bacias legalmente estabelecidos e ONGs. Entretanto, apesar da visível melhoria em alguns aspectos, como a Meta 2010 não atingiu a plenitude de seus objetivos no trecho metropolitano foi instituída a Meta 2014, um novo acordo entre o Projeto Manuelzão, governo do Estado e sociedade civil. O foco principal é consolidar "a volta do peixe" e atingir níveis de qualidade de águas Classe 2 (CONAMA 357, BRASIL, 2005) na RMBH.

Neste contexto, o objetivo nesta nota técnica foi avaliar a qualidade de água em 28 pontos de amostragem na bacia do rio das Velhas através da utilização de um Índice Multimétrico Bentônico no programa de biomonitoramento entre 2004 a 2009.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

A bacia do rio das Velhas localiza-se na região central do Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, entre as coordenadas métricas UTM SAD 69 de E 519026 a E 648306 e N 7753328 a N 8097680, fuso 23S. Abrange 51 municípios e possui aproximadamente cinco milhões de habitantes (71% na RMBH), ao longo de 800 km de extensão. A declividade média da bacia é de 0,08 %, largura de 38 m, e drena uma área de 29.173 km². Possui clima tropical com temperatura média anual variando entre 19 e 28 °C. A precipitação média anual varia entre 1.200 mm³ e 1.500 mm³ ao longo de toda a bacia (Brasil, 1992).

Vários tributários que drenam áreas protegidas, ou melhor preservadas, possuem águas de boa qualidade e hábitats suficientes para a manutenção de vários grupos de macroinvertebrados bentônicos.

# Levantamento de Dados: coleta de amostras em campo

Em quatro campanhas trimestrais anuais (duas na chuva e duas na seca) foram coletadas aleatoriamente três amostras de sedimento em cada ponto amostral utilizando-se um amostrador do tipo Surber (0,09 m², malha 0,25 mm) para o estudo das comunidades bentônicas. No laboratório as amostras de sedimento foram lavadas sobre peneiras de 0,50 e 0,25 mm e os organismos triados em bandejas. Os organismos triados foram identificados sob microscópio estereoscópico com auxílio de chaves de identificação ao nível de família, exceto

para alguns moluscos, anelídeos e crustáceos. Os organismos identificados foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do ICB/UFMG.

Amostras de água também foram coletadas para determinação dos teores de Nitrogênio total, Fósforo total e Oxigênio dissolvido pelo Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Para avaliar previamente a qualidade ambiental dos trechos estudados foi utilizado um Protocolo de Caracterização de Condições Ecológicas proposto por Callisto et al. (2002). O protocolo avalia um conjunto de parâmetros em categorias para as quais são atribuídos pontos. O valor final do protocolo, após somatório da pontuação de cada parâmetro, reflete o nível de preservação das condições ecológicas, onde de 0 a 40 pontos representam trechos impactados; de 41 a 60 trechos alterados; acima de 61 pontos, trechos naturais.

### Métricas do Índice Multimétrico Bentônico

Seis métricas foram selecionadas para compor o Índice Multimétrico Bentônico (Ferreira et al., 2011): Riqueza de famílias (número encontrado em cada trecho amostrado), Oligochaeta, % Chironomidae + Oligochaeta, % EPT - Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, % coletores-catadores e BMWP-CETEC - Biological Monitoring Working Party. As porcentagens dos representam as proporções organismos utilizados para compor o índice em relação à fauna total. A classificação em grupos tróficos funcionais (ex. coletores-catadores) foi obtida segundo Merritt & Cummins (1996). A métrica BMWP corresponde ao escore atribuído a cada família de acordo com a lista de Junqueira et al. (2000). Foram atribuídos escores (5, 3 e 1) a cada métrica para o estabelecimento dos limites das classes de qualidade de água (Tabela 1).

Tabela 1 - Intervalos de escores das métricas do Índice Multimétrico Bentônico.

Minima	Escores		
Métricas	5	3	1
Riqueza	≥9	8-6	≤5
% Oligochaeta	$\leq 5$	6-46	$\geq 47 \leq 97$
% CHOL	$\leq 73$	74-86	$\geq 87 \leq 100$
% EPT	≥6	5-3	$\leq 2$
% coletores - catadores	$\leq 64$	65-83	$\geq 84 \leq 99$
BMWP-CETEC	≥ 36	35-18	≤ 17

Os limites foram calculados pela agregação dos escores de cada métrica e determinados pelos valores mínimos e máximos no intervalo de 6 a 30 (Ferreira et al., 2011). O valor da agregação das métricas foi dividido para o estabelecimento das classes de qualidade de água: 6-12 indicam condição de qualidade de água ruim; 13-18 qualidade regular; 19-24 qualidade boa e 25-30 qualidade muito boa.

### RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados na RMBH evidenciaram os piores índices de qualidade de água em toda a bacia do rio das Velhas (pontos 5, 6, 7 e 8, Figura 1) e os menores valores pontuados pelo protocolo de caracterização de condições ecológicas, média abaixo de 40 pontos, refletindo o uso e ocupação do solo nas áreas de entorno, instabilidade de margens, assoreamento e lançamentos de poluentes sem tratamento adequado.

Devido aos graves problemas de degradação dos corpos d'água na RMBH, foi observada predominância de organismos resistentes poluição, como minhocas d'água (Oligochaeta) e dípteros da família Chironomidae (Chironomus). Em trechos de rios preservados e considerados em condições de referência foi observada predominância de organismos sensíveis à poluição. Durante o período de chuvas em 2004 foi encontrada maior porcentagem de trechos de rios com águas de qualidade regular (55%), seguida de trechos com qualidade ruim (27%). Entre 2005 e 2008, a porcentagem de trechos com águas de qualidade ruim permaneceu igual com uma ligeira queda em 2007. Em contrapartida, houve redução na porcentagem de trechos com águas de qualidade regular (29%) e aumento de trechos com água de qualidade boa (34%) e aumento também na porcentagem de trechos com qualidade muito boa (24%) (Figura 2).

Em 2009 houve um intenso período chuvoso e foi observado aumento na porcentagem de trechos com qualidade de água regular (52%) e boa (30%) em decorrência da queda da porcentagem de trechos de qualidade ruim e muito boa (Figura 3). Este efeito pode estar relacionado à capacidade diluidora do rio devido ao aumento do volume no período chuvoso (Pinto et al., 2009).

Nos períodos de seca houve redução nas porcentagens de trechos de rios com qualidade de água ruim passando de 25% em 2004 para 7% em 2009 (Figura 2). Paralelamente houve aumento

gradativo dos teores de oxigênio dissolvido e da riqueza de macroinvertebrados bentônicos ao longo da bacia. O menor valor de oxigênio dissolvido (0,3 ± 0,3 mg/L) e os maiores valores de condutividade elétrica (844 ± 383 μS/cm), N-total (20,17 ± 19,67 mg/L) e P-total (2,12 ± 1,26 mg/L), foram também observados principalmente na RMBH no trecho alto, em alguns pontos nos trechos médio e baixo da bacia do rio das Velhas (Figuras 3). Os valores encontrados nestes pontos amostrais são superiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para águas de classe 2 em ambientes lóticos (0,1 mg/L de P-total, 2,18 mg/L de N-total) e inferiores a 6 mg/L de oxigênio dissolvido.

O Índice Multimétrico Bentônico é uma eficiente ferramenta de avaliação da qualidade de água. Retrata as condições de integridade ecológica com base na composição e distribuição das comunidades bentônicas na perspectiva de bioindicadores de qualidade de água, corroborando estudos anteriores (Pinto et al., 2004; Ferreira et al., 2011).

Essa abordagem foi também utilizada no Estado do Rio de Janeiro e evidenciou a importância do desenvolvimento de índices para avaliar a condição ambiental de ecossistemas aquáticos nas bacias dos rios Guarapimirim, Macaé e Grande (Baptista et al., 2007).

No desenvolvimento do índice multimétrico bentônico para a bacia do rio das Velhas, Ferreira et al. (2011) demonstraram a importância das métricas relacionadas ao bioma cerrado, predominante na bacia. Neste trabalho também foram demonstradas correlações significativas entre as métricas e parâmetros físicos e químicos da água. As métricas % Chironomidae + Oligochaeta (% CHOL), % Oligochaeta e % coletores-catadores foram correlacionadas positivamente aos altos valores de N-total e P-total e altos valores de condutividade elétrica, enquanto as métricas Riqueza, % EPT e BMWP-CETEC apresentaram correlação positiva com os altos teores de oxigênio dissolvido, sedimentos grosso (cascalhos e pedras) e baixos valores de condutividade elétrica, P-total e N-total.

### **CONCLUSÕES**

O Programa de Biomonitoramento tem evidenciado a melhoria da qualidade das águas na bacia do rio das Velhas com base em informações biológicas (bentos e peixes), e na avaliação de condições ecológicas, físicas e químicas, em escala

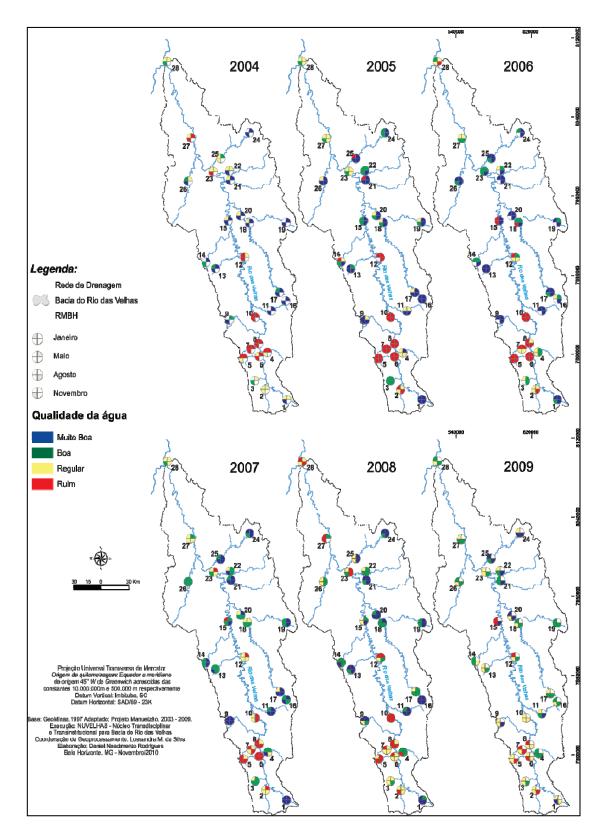


Figura 1 - Mapa da qualidade de água na bacia do rio das Velhas avaliada pelo Índice Multimétrico Bentônico no Programa de Biomonitoramento de Longo Prazo (2004 a 2009).

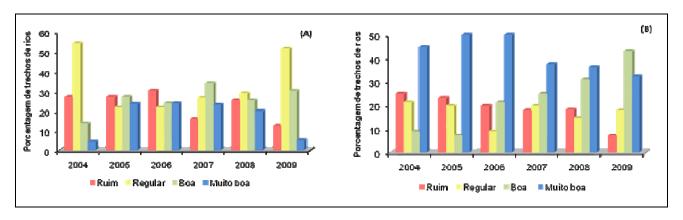


Figura 2 - Porcentagem da qualidade de água dos trechos de rios avaliados pelo Índice Multimétrico Bentônico nos períodos de chuvas (A) e seca (B) de 2004 a 2009.

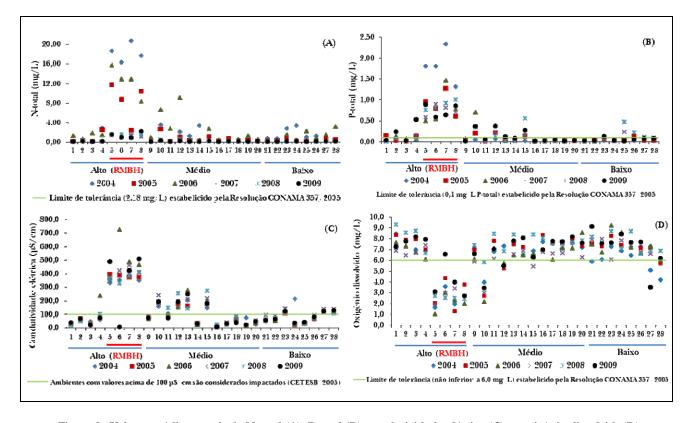


Figura 3 - Valores médios anuais de N-total (A), P-total (B), condutividade elétrica (C), e oxigênio dissolvido(D) mensurados na coluna d'água dos pontos de amostragem nos trechos alto (RMBH), médio e baixo do rio das Velhas (2004 a 2009).

temporal e espacial em consequência da redução do lançamento de esgotos e o intenso trabalho de conscientização e educação ambiental envolvendo as comunidades ribeirinhas, escolas do ensino médio e fundamental e subcomitês de bacias.

Diante da necessidade de continuidade dos trabalhos de monitoramento, revitalização e recuperação da bacia do rio das Velhas, foi firmada a Meta 2014 envolvendo o Projeto Manuelzão, o governo do Estado e a sociedade civil. Este

compromisso tem como foco consolidar a volta dos peixes e nadar no rio das Velhas na RMBH até 2014. Para tanto, estão sendo traçadas as diretrizes ambientais e estratégias de políticas de gestão da bacia para que os objetivos desta Meta sejam alcançados.

Acreditamos que este estudo poderá servir como exemplo na avaliação de qualidade de água em outras bacias hidrográficas e subsidiar informações aos tomadores de decisão na adoção de políticas ambientais voltadas à gestão e recuperação de bacias e conservação da biodiversidade aquática.

### **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos ao Projeto Manuelzão/UFMG pelo apoio e financiamento; CNPq, CAPES, US Fish & Wildlife Service, PG-ECMVS-UFMG, FAPEMIG, FEAM e COPASA; e aos colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos pelo apoio nos trabalhos de campo.

### REFERÊNCIAS

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. Historical changes in the Rio das Velhas fish fauna - Brazil. In: RINNE, J. N.; HUGHES, R. M.; CALAMUSSO, B. (Ed.). *Historical changes in large river fish assemblages of the Americas*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2005. p. 587-602. (Symposium, 45).

APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 21. ed. Washington DC: American Public Health Association, 2005.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 575, n. 1, p. 83–94, 2007.

BRASIL. *Normais Climatológicas (1960-1990)*. Brasilia: Ministério da Agricultura e Reforma Agrária, Secretaria Nacional de Irrigação, Departamento Nacional de Meteorologia, 1992. 84 p.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução n. 357, de 17 de março de 2005.* Brasília, DF, 2005.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de hábitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 1, p. 15-25, 2011.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 12, 1, p. 73-87, 2000.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v. 6, n. 6, p. 21-27. 1981.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd. ed. Dubuque, IA: Kendall/Hunt, 1996. 862 p.

PINTO, A. G. N.; HORBE, A. M. C.; SILVA, M. S. R.; MIRANDA, S. A. F.; PASCOALOTO, D.; SANTOS, H. M. C. Efeitos da ação antrópica sobre a hidrogeoquímica do rio Negro na orla de Manaus/AM. *Acta Amazonica*, v. 39, n. 3, p. 627-638, 2009.

PINTO, P.; ROSADO, J.; MORAIS, M.; ANTUNES, I. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia*, v. 516, n. 1-3, p. 191-214. 2004.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* New York: Chapman and Hall, 1993. 488 p.

Benthic Multimetric Indices in Assessing Water Quality in the Basin of the Rio das Velhas: Longterm Biomonitoring

### **ABSTRACT**

This technical note aims to evaluate the ecological situation of Velhas River basin by means of a multimetric index, considering the benthic macroinvertebrate fauna as bioindicators of water quality. Twenty-eight sections were sampled, four times per year. The multimetric index evaluates water quality based on the values obtained: 6-12 values represent bad conditions; 13-18 fair conditions; 19-24 good quality; and values between 25 and 30 represent a

very good water quality conditions. The biomonitoring program showed increasing water quality along the basin, mostly downstream from the Metropolitan Region of Belo Horizonte (MRBH), as a consequence of recently built Sewage Treatment Plants.

**Key-words:** environmental monitoring, biological indicator of water quality, benthic macroinvertebrates, ecological tools.

# APRESENTAÇÃO DE ARTIGOS

### Política Editorial

Os artigos deverão ser escritos em português. Aceitam-se artigos em espanhol e em inglês devendo obrigatoriamente conter o RESUMO e as PALAVRAS-CHAVE em português.

O artigo enviado não deve estar sendo submetido a outra revista ou órgão para publicação e não deve ter sido anteriormente publicado, a não ser em forma de resumo em evento científico. De acordo com o Parágrafo único do Art. 2º do Regimento da RBRH, o escopo da Revista abrange temas relacionados às seguintes áreas de conhecimento: hidráulica, hidrologia, relações entre recursos hídricos e saneamento ambiental, águas urbanas, hidrometeorologia, irrigação, drenagem, gestão qualiquantitativa das águas, hidroeletricidade, limnologia, hidrogeologia, erosão, sedimentação, tecnologias ambientais, economia de recursos hídricos, medições e instrumentação em recursos hídricos.

O artigo deverá ser enviado por meio do sistema via internet no endereço www.abrh.org.br/rbrh, de acordo com as instruções de uso, sendo omitidos os nomes dos autores e o rodapé de identificação dos referidos autores no arquivo anexado. O autor deverá enviar mensagem ao endereço <u>rbrh@abrh.org.br</u> informando a natureza do artigo (científico ou técnico), anexando o comprovante de depósito referente ao pagamento da taxa cobrada por página excedente a 10 laudas e responsabilizando-se pelos demais autores, quando houver, como co-responsáveis pelo conteúdo técnico e científico do artigo, obedecendo ao Artigo 5º da Lei nº 9.610, que trata do Direito Autoral. Os artigos subdivididos em partes I, II, etc., devem ser cadastrados separadamente, porém serão submetidos aos mesmos revisores. Os artigos podem apresentar figuras coloridas (fotografias, gráficos, diagramas, etc.), porém o limite máximo permissível do arquivo completo é de 5 Mb. Arquivos maiores não serão gravados no sistema. Artigos que não seguirem estas normas serão cancelados pelo Editor Chefe da revista e novo cadastro deverá ser realizado pelo autor. O Artigo Científico que os revisores interpretarem com estilo de Artigo Técnico terá o processo encerrado.

### Formato do arquivo

O texto deverá ser compatível com o editor Microsoft Word (formato doc). Usuários do Word 2007/2010 não deverão salvar os arquivos no formato docx. As seguintes orientações deverão ser obedecidas:

- Configuração da página:
  - Tamanho do papel: A4 (210x297 mm);
- Colunas: duas colunas iguais com 8,1 cm de largura e espaçamento interno de 0,8 cm;
- Espaçamento entre linhas: simples;
- Figuras ou tabelas que excederem a largura de uma coluna deverão ser inseridas em uma seção no final do artigo ou em arquivo anexo;
- Equações não podem exceder a largura de uma coluna (8,1 cm);
- Numerar as páginas e não usar cabeçalhos, rodapés ou notas de rodapé;
- Fontes:
  - texto e tabelas: fonte Nebraska 10 pontos;
  - títulos de tabelas e figuras: Nebraska, negrito,9 pontos;
  - demais títulos: Nebraska, negrito, 11 pontos.

### • Figuras e Tabelas

- Largura recomendada para figuras: 8,1 cm (uma coluna da Revista); tamanho máximo: 17 x 12 cm;
- As linhas usadas nas figuras e gráficos não devem ser muito finas; também os textos e legendas não devem ficar muito pequenos ou muito grandes em relação à figura;
- Legendas: hachuradas ou em tons de cinza; fotos em preto e branco; os artigos poderão ser impressos em cores se o autor arcar com os custos adicionais de impressão;
- Procure elaborar tabelas que ocupem apenas uma coluna da Revista ou, no máximo, meia página; as tabelas devem ser criadas no mesmo editor de textos usado para o artigo;
- As figuras deverão ser enviadas em arquivo separado no formato TIFF, JPEG, PCX, GIF ou BMP, com uma resolução mínima de 300 dpi.

### Equações

Sempre que possível preparar caracteres matemáticos e equações usando o *Microsoft Equation 3.0* disponível em todas as versões do Word a partir do Microsoft Office 2003. Usuários do Word 2007/2010 não deverão salvar os arquivos no formato docx e não deverão utilizar o novo editor de equações disponível nas citadas versões.

### Referências

 Todas as referências devem estar citadas no texto e vice-versa; As citações no texto devem estar em letras minúsculas e nas referências, em maiúsculas.

Tramitação e Sistema de avaliação por pares

Os artigos são enviados a dois revisores para avaliação e devem ser inéditos e apresentar contribuição técnica e científica à comunidade.

Os artigos deverão ser submetidos pelo sistema eletrônico de submissão de artigo da RBRH no endereço www.abrh.org.br/rbrh, onde será informado o autor responsável bem como todos os dados de identificação dos autores. Os artigos recebidos seguirão os trâmites estabelecidos pelo Comitê Editorial da Revista.

### Taxas

O número máximo de páginas da Revista após a formatação é 10 (dez) incluindo tabelas, figuras, etc. Para artigos com até 10 páginas não será cobrada taxa de submissão. Será cobrada na ocasião da publicação uma taxa de R\$ 150,00 (cento e cinquenta reais) por página excedente, até o limite total de 20 páginas por artigo. A taxa referente a impressão colorida será informada ao autor ao longo do processo de revisão. Os pagamentos referentes às taxas mencionadas deverão ser realizados em depósito na conta bancária da ABRH indicada abaixo e os comprovantes deverão ser escaneados e enviados ao endereço rb-rh@abrh.org.br.

Banco: Banco do Brasil Agência: 1899-6

Conta: 300.707-3

### Artigos

Os artigos podem ser classificados em artigo científico e artigo técnico.

### Artigo Científico

Refere-se a relato de pesquisa original, com hipótese bem definida, prestigiando assuntos inovadores. O texto deverá contemplar os itens destacados em letras maiúsculas e em negrito, sem parágrafo e sem numeração, deixando dois espaços (duas vezes ENTER) após o item anterior e um espaço (uma vez ENTER) para iniciar o texto, na ordem a seguir: para artigo em português ou espanhol: título (português ou espanhol), nome dos autores, resumo, palavras-chave; título (inglês), abstract e keywords. Para artigo em inglês: título (inglês), resumo e palavras-chave. Para garantir a análise cega pelos pares, os

trabalhos submetidos devem ser apresentados sem autores e rodapé.

TÍTULO: Centralizado; deve ser claro e conciso, permitindo pronta identificação do conteúdo do artigo, procurando-se evitar palavras do tipo: análise, estudo e avaliação.

AUTORES: O número de autores deve ser o mínimo possível, considerando-se apenas as pessoas que efetivamente participaram do artigo, e que tenham condições de responder pelo mesmo integralmente ou em partes essenciais. Quando necessário o Conselho Editorial poderá solicitar justificativas para explicar a presença dos autores no trabalho. A identificação dos autores será realizada no artigo encaminhado para avaliação. Os editores retirarão os nomes dos autores antes de enviá-los aos revisores e as informações somente serão inseridas no artigo após a aprovação do trabalho.

RESUMO: O texto deve iniciar-se na segunda linha após o item, ser claro, sucinto e, obrigatoriamente, explicar o(s) objetivo(s) pretendido(s), procurando justificar sua importância (sem incluir referências), os principais procedimentos adotados, os resultados mais expressivos e conclusões, contendo no máximo 12 linhas. Abaixo, na segunda linha após o item, devem aparecer as PALAVRAS-CHAVE (seis no máximo, procurando-se não repetir palavras do título) escritas em letras minúsculas e em negrito. Uma versão completa do RESUMO, para o inglês, deverá apresentar a seguinte disposição: TÍTULO, ABSTRACT e KEY-WORDS.

INTRODUÇÃO: Devem ser evitadas divagações, utilizando-se de bibliografia recente (últimos 5 anos e preferencialmente periódicos) e apropriada para formular os problemas abordados e a justificativa da importância do assunto, deixando muito claro o(s) objetivo(s) do artigo.

MATERIAL E MÉTODOS: Dependendo da natureza do trabalho, uma caracterização da área experimental deve ser inserida, tornando claras as condições em que a pesquisa foi realizada. Quando os métodos forem os consagradamente utilizados, apenas a referência bastará; caso contrário, é necessário apresentar descrição dos procedimentos utilizados e adaptações promovidas. Unidades de medidas e símbolos devem seguir o Sistema Internacional.

RESULTADOS E DISCUSSÃO: Figuras, gráficos e fotografias devem ser apresentados com tamanho e detalhes suficientes para a composição final, preferivelmente na mesma posição do texto, podendo ser coloridos. Figuras: podem apresentar partes coloridas, e a legenda na posição inferior. A numeração deve ser sucessiva em algarismos arábicos. Tabelas: evitar tabelas extensas e dados supér-

fluos; agregar em múltiplos de 10<sup>3</sup> ou 10<sup>6</sup> números grandes com muitos algarismos; adequar seus tamanhos ao espaço útil do papel e colocar, na medida do possível, apenas linhas contínuas horizontais; suas legendas devem ser concisas e auto-explicativas, devendo, também, apresentar o título em inglês. Fotografias: podem ser coloridas. Na discussão, confrontar os resultados com os dados obtidos na bibliografia.

CONCLUSÕES: Devem basear-se exclusivamente nos resultados do trabalho. Evitar a repetição dos resultados em listagem subsequente, buscando confrontar o que se obteve, com os objetivos inicialmente estabelecidos. As conclusões devem ser escritas facilitando a interpretação do artigo, sem necessidade de consultar outros itens do mesmo.

AGRADECIMENTO(S): Inseri-lo(s), quando necessário, após as conclusões, de maneira sucinta.

REFERÊNCIAS: Devem ser citadas apenas as essenciais. Incluir apenas as mencionadas no texto e em tabelas, figuras ou ilustrações, aparecendo em ordem alfabética e em letras maiúsculas. Evitar citações de resumos, trabalhos não publicados e comunicação pessoal. Pelo menos 70% das referências devem ser dos últimos 5 anos e 70% de artigos de periódicos. As referências no texto devem aparecer em letras minúsculas, seguidas da data: Silva & Santos (2012), ou ainda (Silva & Santos, 2012); existindo outras referências do(s) mesmo(s) autor(es) no mesmo ano (outras publicações), a mesma será identificada com letras minúsculas (a, b, c) após o ano da publicação: Silva & Santos (2012 a). Quando houver três ou mais autores, no texto será citado apenas o primeiro autor seguido de et al., mas na listagem bibliográfica final os demais nomes também deverão aparecer. Na citação de citação, identifica-se a obra diretamente consultada; o autor e/ou a obra citada nesta é assim indicado: SILVA (2010) citado por Santos (2012). Quaisquer dúvidas, consultar a norma NBR-6023 (ago. 2000) da ABNT. É aconselhável que, antes de redigir o artigo, os autores tomem como base de formatação um artigo publicado no último número da revista.

### Artigo Técnico

Deverá apresentar avanços tecnológicos sem apresentação de hipótese. Quando se tratar de estudo de caso, as conclusões devem apresentar proposições. Deve ser redigido em linguagem técnica, de fácil compreensão, sobre assuntos relacionados às áreas de conhecimento da Revista, por autor(es) que demonstre(m) experiência sobre o assunto tratado, permitindo orientação para os diferentes usuários da RBRH. Somente justifica-se a apresentação de artigos que tragam contribuição sobre o assunto e não simplesmente casos pessoais ou de interesse restrito. Com maior liberdade de estilo do que em artigos científicos, os artigos técnicos devem, na maioria das vezes, conter os seguintes itens: Título, Autor(es), Resumo, Abstract, Palavras-Chave (Keywords), Introdução, Descrição do Assunto, Conclusões e Referências. A identificação dos autores será incluída somente após a aprovação do artigo. A redação dos itens devem seguir as mesmas orientações para Artigos Científicos, com as seguintes particularidades:

No cabeçalho da primeira página deve aparecer a identificação: ARTIGO TÉCNICO, em letras maiúsculas, sublinhadas, negritadas, centralizadas e espaçadas de 1,1 cm da margem superior.

INTRODUÇÃO: deve conter breve histórico, esclarecendo a importância, o estágio atual do assunto, apoiando-se em revisão bibliográfica, e deixar claro o objetivo do artigo.

DESCRIÇÃO DO ASSUNTO: com diferentes títulos que podem ser divididos em subitens, deve-se discorrer sobre o assunto, apontando-se as bases teóricas, trazendo experiências e recomendações, discutindo e criticando situações, baseando-se ao máximo em bibliografia e normas técnicas.

CONCLUSÕES: quando couberem, devem ser redigidas de forma clara e concisa, coerentes com o(s) objetivo(s) estabelecido(s). Não devem ser uma simples reapresentação de outros parágrafos do artigo.

# RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 17 n.3 Jul/Set 2012

# S um á rio

7	Índices para Identificação de Conflitos pelo Uso Michel Castro Moreira, Demetrius David da Silva, Fernar	da Água: Proposição Metodológica e Estudo de Caso ndo Falco Pruski, Marcelo dos Santos Lara	
17	e uma Síntese da Ocorrência de Florações de C	na, Cláudia Dumans Guedes, Tanare Cambraia Ribeiro Ferreira,	
29	Otimização do Planejamento de Sistemas Regionais de Tratamento de Efluentes Através de Simulação Mc Metaheurística do Recozimento Simulado Enéas Souza Machado, Monica Ferreira do Amaral Porto, Eloy Kaviski		
39	Modelo Estocástico de Desagregação da Chuv Alyne Lucena Cavalcante & Alain Marie Bernard Passer	a Diária em Eventos Sub-diários para a Região Litorâne at de Silans	a do Nordeste
49	Aprofundamento do Porto de Santos Uma Anális Tiago Zenker Gireli, Rafael Fernandes Vendrame	se Crítica	
61		Esgoto na Região Centro-Oeste do Brasil e os Riscos aos Jessandro Minillo, Sérgio Luís de Carvalho, Nádia Hortense Torres	
69	Avaliação da Taxa Diária de Evapotranspiração Carlos Scuderi, Adolfo Villanueva e David Motta Marque		
81	Climáticas em Região Semiárida	da Sensibilidade dos Recursos Hídricos a Cenários de N enegro, José Roberto Gonçalves de Azevedo, Alfredo Ribeiro Ne	ā.
93	Concentrações de Zincc e Níquel em Sediment Riscos aos Recursos Hídricos Estaduais Cristiano Poleto, Alice Rodrígues Cardoso	ros Urbanos de Trinta Municípios do Rio Grande do Sul:	
101	Semiárido de Minas Gerais	da Umidade do Solo em uma Bacia Intermitente no nier, Eber José de Andrade Pinto, José do Espírito Santo Lima	
Roberto Cezar de Altrieda Mortie-Moi, Laiz Rolder Fairrilei, Ebel 303e de Artalidae Filito, 303e de Espilito Sartio Litra			
115	Avaliação do Funcionamento de um Simulador de Chuva Pelo Método da Farinha Miriam de Fátima Carvalho, Jorge Luis Zegarra Tarqui, Vitor Sousa Silva, Bruno Rogério da Hora Lobo		
125	Sazonalidade da Precipitação Sobre o Nordeste Setentrional Brasileiro nas Simulações do IPCC-AR4 Cleiton da Silva Silveira, Francisco de Assis de Souza Filho, Yvonne Magdalena Campos Lázaro, Alexandre Araújo Costa, Domingo Cassain Sales, Mariane Mendes Coutinho		
135	Chuvas Intensas em Localidades do Estado de Pernambuco Bruno Marcionilo Silva; Suzana Maria Gico Lima Montenegro; Fernandha Batista da Silva; Paulo Frassinete de Araújo Filho		
149	Proposta de Modelo Conceitual: PM Tank Model Pedro Guilherme de Lara, Masato Kobiyama		
163	Análise dos Coeficientes de Reaeração e Cinéticos Empregados na Simulação de Qualidade de Água em Rios Pétrick Anderson Soares, Adilson Pinheiro, Evelyn Zucco		
175		vado com Feijão Caupi no Brejo Paraibano elso Dantas Antonino, José Romualdo de Sousa Lima, Eduardo S da Silva Perreira Cabral, Manuella Virginia Salgueiro Gondim	ioares de Souza,
187	Modelagem Numérica do Potencial Hidrodinâm Entorno dos Molhes da Barra de Rio Grande (RS), Felipe Caetano Sprovieri, José Antonio Scotti Fontoura	nico e do Tronsporte de Sedimentos na Praia do Cassino , Utilizando o Modelo SMC	o e no
197	Pressões Médias e Flutuantes Devidas ao Escoamento em uma Curva de Concordância Vertical entre Vertedouro e Canal Horizontal – Estudo Experimental Mauricio Dai Prá, Gilberto Loguércio Collares, Alexandre Augusto Mees Alves, Marcelo Giulian Marques		
209	Assimilação de Dados de Vazão na Previsão de Cheias em Tempo-Real com o Modelo Hidrológico MGB-IPH Adalberto Meller, Juan Martín Bravo, Walter Collischonn		
225	Modelagem Distribuída do Carbono em Bacias Hidrográficas		
	Mino Viana Sorribas; Walter Collischonn; David da Motta Marques; Carlos Ruberto Fragoso Jr.; Nilza Maria dos Reis Castro; Rafael Siqueira Souza		
241	Medição dos Esforços nos Amarras das Embarco	ações em uma Eclusa de Navegação	

Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico

Wander Ribeiro Ferreira, Daniel Nascimento Rodrigues, Carlos Bernardo Mascarenhas Alves, Marcos Callisto

Guilherme Ruschel Finger, Marcelo Giulian Marques e Paulo Kroeff de Souza

253