ISSN 2318-0331



RBRH

Revista Brasileira de Recursos Hídricos

VOLUME 20 NÚMERO 3

ABRH

ISSN 2318-0331

RBRH

Revista Brasileira de Recursos Hídricos

JUL/SET 2015

VOLUME 20

NÚMERO 3

Editores:

Carlos Eduardo M. Tucci
Adilson Pinheiro
André Schardong
Cristóvão Vicente S. Fernandes
Edson Wendland
Jaime Joaquim da S. P. Cabral
Joel Avruch Goldenfum
Alan Cavalcanti da Cunha
Jorge Enoch Furquin Werneck Lima
Márcia Maria Rios Ribeiro
Priscila Macedo Moura
Satoru Oishi
Slobodan P. Simonovic
Stephan Fuchs

ABRH

ABRH

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS

Diretoria da ABRH

Presidente: **Jussara Cabral Cruz**
Vice-presidente: **Vladimir Caramori B. de Souza**
Diretor de publicações: **Adilson Pinheiro**
Diretor de eventos: **Cristiano Poleto**
Diretor de representações regionais: **Alexandre Moreira Baltar**
Diretor de comissões técnicas: **Jorge Enoch Furquim Werneck Lima**

RBRH

Revista Brasileira de Recursos Hídricos

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

RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos / Associação Brasileira de Recursos Hídricos - Vol.20, n.1 (2015)
Porto Alegre/RS: ABRH, 2007

Trimestral
Substitui a RBE: Revista Brasileira de Engenharia - Caderno de Recursos Hídricos (1982-1995) que substitui a Revista Brasileira de Hidrologia e Recursos Hídricos (1978-1981).

ISSN 2318-0331

1. Recursos hídricos - periódicos I. Associação Brasileira de Recursos Hídricos
CDU 556 (050)
CDD 551.48

Conselho Editorial

Editor Chefe

Carlos Eduardo Morelli Tucci, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

Editor Executivo

André Schardong, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

Editores associados

Adilson Pinheiro, Fundação Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC, Brasil.
Cristóvão Vicente Scapulatempo. Fernandes, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.
Edson Wendland, Universidade Federal de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.
Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral, Universidade Federal de Pernanbuco, Recife, PE, Brasil
Joel Avruch Goldenfum, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.
Alan Cavalcanti da Cunha, Universidade Federal do Amapá, Macapá, AP, Brasil.
Jorge Enoch Furquin Werneck Lima, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Brasília, DF, Brasil.
Márcia Maria Rios Ribeiro, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil.
Priscila Macedo Moura, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.
Satoru Oishi, Kobe University, Kobe, Japão.
Slobodan P. Simonovic, University of Western Ontario, Ontario, Canada.
Stephan Fuchs, Karlsruhe Institute of Technology, Karslruhe, Alemanha.

Revisores

Adilson Pinheiro (1)
Adolfo Villanueva (1)
Alfredo Ribeiro Neto (1)
Álvaro José Back (2)
Ana Beatris Sousa de Deus Brusa (1)
André Schardong (2)
Antonio Pereira Magalhães Junior (1)
Arci Dirceu Wastowski (1)
Arisvaldo Vieira Mello Junior (1)
Beatriz Suzana Ovruski Ceballos (1)
Carla Cristina Bem (3)
Cintia Siqueira Brum Dotto (1)
Cristiane Araújo Amaro (1)
Cristiano das Neves Almeida (2)
Cristóvão Fernandes (2)
Daniela de Souza Kyrillos (1)
Daniel Henrique Marco Detzel (2)
Dulce Rodrigues (2)
Eber José de Andrade Pinto (2)
Eduardo Cyrino Oliveira Filho (1)
Eduardo Von Sperling (3)
Ernani Francisco da Rosa Filho (1)
Ester Loitzenbauer (1)
Éverton Blainski (2)
Fabrício Vieira Alves (1)
Fernando Dornelles (1)
Fernando Mainardi Fan (4)
Fernando Oliveira de Andrade (1)
Francisco Marcuzzo (1)
Frederico Fabio Mauad (1)
Gilberto Loguércio Collares (2)
Glaucio Roloff (1)
Ibraim Fantin da Cruz (1)
Irã Eduardo Lima Neto (1)
Íria Vendrame (1)
Ivanilto Andreolli (1)
Joana Angélica Guimarães (3)
João Luiz Boccia Brandão (1)
Joel Avruch Goldenfum (1)
Jorge Enoch F. Werneck Lima (2)
José Batista (1)
José Junji Ota (1)
José Luiz Silvério da Silva (1)
José Etham de Lucena Barbosa (1)
Klebber Teodomiro Martins Formiga (1)
Laudízio da Silva Diniz (1)
Leandro Guimarães Bais Martins (1)
Leonardo Almeida (1)
Leonardo Mitre Alvim (1)
Luciana Roberta Sarmento da Silva (1)
Luiz Drude Lacerda (1)
Luiz Henrique Maldonado (1)
Luiz Sergio Vanzela (2)
Manuel Rijo (1)
Marcelo Bernardes Corrêa (1)
Marcelo Giulian Marques (1)
Márcia Maria Guedes Alcoforado de Moraes (1)
Márcia Maria Lara Pinto Coelho (1)
Márcia Maria Rios Ribeiro (1)
Maria do Carmo Calijuri (2)
Maria do Carmo Gastaldini (2)
Masato Kobiyama (2)
Michael Mannich (1)
Nádia Bernardi Bonumá (1)
Paulo Rógenes Monteiro Pontes (1)
Priscilla Moura (2)
Rafael Cabral Cruz (1)
Roberto Fendrich (1)
Rosa Maria Formiga Johnsson (1)
Rosângela Reis Sampaio (1)
Sandra Mara Cardoso Malta (1)
Suzana Maria Gico L. Montenegro (1)
Teodorico Alves Sobrinho (1)
Telma Cristina Silva Teixeira (1)
Terêncio Rebello de Aguiar Junior (2)
Vajapeyam Srinivasan (1)
Vander Kaufmann (2)

SUMÁRIO

Artigos Ciêntificos

Variabilidade espaço-temporal das cargas dissolvidas de rios em área de proteção ambiental no nordeste brasileiro. 551
Spatio-temporal variability of dissolved loads in rivers in environmental protected areas in northeast Brazil
Camila dos Santos Brandão; Lenilda Pita da Silva ; Thais Carvalho Cerqueira Chaussê ; Mauricio S. Moreau e Daniela Mariano Lopes da Silva

Vulnerabilidade e risco de contaminação das águas do Sistema Aquífero Serra Geral na Bacia do Rio do Peixe/SC. 560
Vulnerability mapping and risk of water contamination of the Serra Geral Aquifer System in the Rio do Peixe Watershed, Santa Catarina State, Brazil
Andréa Regina de Britto Costa Lopes e Luiz Fernando Scheibe

Comparação de Modelos para Determinação Indireta da Curva de Retenção de Água no Solo: Aplicação em Solos da Bacia do Arroio Taboão, RS. 571
Comparing models for indirect determination of the soil water retention curve: a case study in soils of the taboão creek basin, RS.
Tirzah M. de Melo; Sônia Souza Franco Bretanha; Margarita Pereira; Nilza Maria dos Reis Castro; José Antônio Saldanha Louzada e Marquis Henrique Campos de Oliveira

Mapeamento das Ações de Gestão dos Recursos Hídricos no Âmbito de um Comitê de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica. 583
Mapping water managent actions in Santa Maria River Watershed Committe, RS
Vinicius Ferreira Dulac e Rafael Cabral Cruz

Monitoramento e modelagem hidrológica de plano de infiltração construído em escala real. 594
Monitoring and modelling hydrologic of plan infiltration built in real scale
Natalia Tecedor; Ademir Paceli Barbassa; Rodrigo Moruzzi e Luciana Márcia Gonçalves

Avaliação do Potencial de Redução do Consumo de Água Potável por Meio da Implantação de Sistemas de Aproveitamento de Água de Chuva em Edificações Unifamiliares. 605
Assessment of the Potential to Reduce Drinking Water Consumption by Implementation of Rainwater Harvesting Systems in Single-Family Residential Buildings
Erick Brizon Chaib ; Felipe C. Rodrigues ; Brenner H. Maia; Nilo de Oliveira Nascimento

Princípios e Critérios de Concepção de Rede Integrada de Monitoramento de Recursos Hídricos: Caso da República de Angola. 615
Conception of Integrated Water Resources Monitoring Networks – Principles and Criteria. Case Study in the Republic of Angola
Augusto Salvador Malaquias Chico e Maurício Dziedzic

Qualidade da Água do Rio Piracicaba: estudo de caso do efeito da Estação de Tratamento de Esgoto Piracicamirim, município de Piracicaba (SP). 629
Water Quality of the Piracicaba River Basin: study case of the effect of Piracicamirim Wastewater Treatment Plant, Piracicaba (SP)
Rodrigo Santos Sousa e Décio Semensatto

Antibióticos veterinários e hormônios em águas em área de aplicação de dejetos da suinocultura. 639
Veterinary antibiotics and hormones in water from areas given applications of pig slurry
Adilson Pinheiro, Thiago Caique Alves, Vander Kaufmann, Marcos Rivail da Silva e Nilza Maria dos Reis Castro.

Variação intra-sazonal da potencialidade hídrica subterrânea e sua influência na outorga. 647
Intra-seasonal variation of groundwater resources availability and its influence on the concession of water rights
Armando César Rodrigues Braga; Janiro Costa Rêgo e Carlos de Oliveira Galvão

Determinação de anti-inflamatórios na água e sedimento e suas relações com a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba-PR. 657
Determination of anti-inflammatory in water and sediment and its relations with water quality in Alto Iguaçu watershed, Curitiba-PR.
Rafael Duarte Kramer; Alinne Mizukawa; Alessandra Honjo Ide; Luana Oliveira Marcante; Maruricius Marques dos Santos e Júlio César Rodrigues de Azevedo

Qualidade das águas de nascentes na bacia hidrográfica do rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. 668
Water quality of the springsat river basin Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia.
Ludmilla Santana Soares e Barros, Clair Rogério da Cruz e Valdir Carneiro Silva

Carga máxima admissível de fósforo e estado trófico do Reservatório Tanque Grande, Guarulhos – SP. 667
Maximum permissible load and trophic state of Tanque Grande Reservoir, Guarulhos – SP.
Maíra Simões Cucio e Monica Ferreira do Amaral Porto

Estudo de propagação de ondas para auxiliar a elaboração do plano de ação emergencial externo – PAE. 689
Study of wave propagation to assist in the preparation of the external emergency action plan-PAE
Euclydes Cestari Jr ; Milton Dall'Aglio Sobrinho e Jefferson Nascimento de Oliveira

Efeitos da Cascata de Reservatórios sobre a Variabilidade Natural de Vazões: O Caso do rio Paraná em Porto Primavera. 698
Effect of Cascade Reservoir on the Variability of Natural Flow: the Case Paraná River in Porto Primavera.
Cledeilson Pereira Santos e Christopher Freire Souza

Avaliação dos fatores intervenientes no processo de salinização em reservatórios superficiais do semiárido brasileiro. 708
Assessment of factors involved in the process of salinization in surface reservoirs of the Brazilian semiarid.
*Andrea Sousa Fontes ;Maria do Rosário Zucchi; Yvonilde Dantas Pinto Medeiros e Antonio Expedito Gomes de Azevedo**

Avaliação da probabilidade de galgamento da barragem da PCH de Cajuru por simulação de Monte Carlo. 722
Assessment of factors involved in the process of salinization in surface reservoirs of the Brazilian semiarid
Fernando Neves Lima; Mauro Naghettini e Terezinha Espósito

Fluxos de água no consórcio milho-pastagem na microbacia hidrográfica do Rio Mundaú, Pernambuco. 731
Water fluxes in maize-brachiaria intercropping in the catchment of Rio Mundaú in Pernambuco State, Brazil.
Cássia Bezerra Machado, José Romualdo de Sousa Lima, Antonio Celso Dantas Antonino, Edevaldo Muguel Alves, Eduardo Soares de Souza, Apolo Alves Ribeiro e Francis Henrique Tenório Firmino

Simulação dos Impactos das Mudanças Climáticas na Vazão da Bacia do Ribeirão do Feijão – SP 741
Impact of climate change on Feijão River basin flow, São Paulo State, Brazil
Paulo Ponce Arroio Junior e Frederico Fabio Mauad

Avaliação das modificações hidrológicas ocorridas na Estação de Porto São José, situada em um trecho do rio Paraná regulado por Usinas Hidrelétricas 754
Evaluation of hydrological modifications that occurred at Porto São José Station in a reach of the Paraná river regulated by hydroelectric power plants
Luiz Henrique Maldonado; Paulo Everardo Muniz Gamaro e Jessica Martins dos Santos

Índice Ambiental de Perda por Fragmentação (IAPF) 763
Environmental Index of Loss by Fragmentation (EILF)
Rafael Cabral Cruz; Jefferson Marçal da Rocha; Jussara Cabral Cruz; Fábio Silveira Vilella e Geraldo Lopes da Silveira

Caracterização do carreamento de poluentes de superfícies asfálticas urbanas utilizando chuva simulada. 774
Wash-off characterization pollutant from asphaltic surfaces using rainfall simulator.
Emanoelle Pereira da Silva e Eduardo Queija de Siqueira

Avaliação da influência da mudança de variáveis de projeto de barragens sobre as alterações hidrológicas e componentes do regime de vazão natural. 785
Assessment of the impact of changing dam project variables on the hydrological alterations and components of natural flow regime.
Camilla Hellen Peixoto de Lima; Fernando Genz; Lafayette Dantas da Luz; Andrea Sousa Fontes e Karla Patricia Oliveira-Esquerre

Aplicação de Árvores de Decisão na Modelagem das Concentrações de Nitrato e Fósforo Total: Estudo de Caso no Rio das Velhas 795
Using Decision Trees to Model Nitrate and Phosphorous Concentrations: A Case-Study in the Velhas River Watershed
Lilia Maria de Oliveira e Philippe Maillard

Nota Técnica

Monitoramento fluviométrico de duas bacias hidrográficas vizinhas: comparação de vazões em períodos concomitantes. 809
Fluviometric monitoring two neighboring river basins: comparison of flow in concurrent periods
João Francisco Carlexo Horn e Geraldo Lopes da Silveira

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set 2015 p. 551 - 559

Variabilidade espaço-temporal das cargas dissolvidas de rios em área de proteção ambiental no nordeste brasileiro

Spatio-temporal variability of dissolved loads in rivers in environmental protected areas in northeast Brazil

Camila dos Santos Brandão[1]; Lenilda Pita da Silva [2]; Thais Carvalho Cerqueira Chaussê [3]; Mauricio S. Moreau [4] e Daniela Mariano Lopes da Silva [5]

[1, 2, 3, 5] Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Biológicas, Ilhéus/BA, Brasil
milab_biologia@yahoo.com.br; lenildaps@gmail.com; thaiscerqueira2010@yahoo.com.br; dmlsilva@gmail.com

[4] Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Ilhéus/BA, Brasil
mmoreau@uesc.br

Recebido: 14/07/14 - Revisado: 21/02/15 - Aceito:26/05/15

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo determinar a variação espaço-temporal e o aporte fluvial dos nutrientes inorgânicos e íons maiores em rios e riachos localizados na bacia hidrográfica do Rio Tijuipe, em uma área de preservação ambiental no Nordeste brasileiro. As amostras de água foram coletadas mensalmente de agosto de 2010 a julho de 2011, em 11 pontos ao longo da bacia hidrográfica, sendo analisados os íons NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, SiO_2, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, Na^+, K^+, Mg^{2+} e Ca^{2+}. A presença da mata ciliar no entorno da bacia foi determinante para o comportamento dos nutrientes nos rios sendo que o nitrato foi a forma predominante de nitrogênio inorgânico, o que é esperado em áreas preservadas. Os íons maiores apresentaram a seguinte ordem de grandeza: $K^+ < SO_4^{2-} < Ca^2 + < HCO_3^- < Mg^2 + < Na^+ < Cl^-$, sendo a maior contribuição relacionada aos íons Cl^- e Na^+, cuja principal fonte é a deposição atmosférica devido à proximidade com o oceano. Com este trabalho observou-se que a bacia hidrográfica do Rio Tijuipe apresenta características de áreas preservadas, não apresentando variações significativas nas concentrações de íons.

Palavras Chave: *Nutrientes. Íons maiores. Mata Atlântica*

ABSTRACT

The aim of this work was to determine the spatio-temporal variation of inorganic nutrients and major ions and their fluxes in Tijuipe River Basinlocated in a conservation area in northeast Brazil. Water samples were collected monthly from August 2010 to July 2011 at 11 sites throughout the watershedand it was analyzed the ions NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, SiO_2, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, Na^+, K^+, Mg^{2+} and Ca^{2+}. The presence of riparian vegetation was crucial to the behavior of nutrients fluxes and nitrate was the main form in all sites as expected to preserved areas. Major ions were found in the following order of magnitude $K^+ < SO_4^{2-} < Ca^2 + < HCO_3^- < Mg^2 + < Na^+ < Cl^-$,being the largest export related to Cl^- and Na^+ due to atmospheric deposition and the ocean proximity. Based on these results it can be concluded that Tijuipe River Basin could be considered a preserved watershed did not presenting significative differences on ion concentrations between studied rivers.

Keywords: *Nutrients. Major ions. Atlantic forest*

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é a segunda floresta mais ameaçada no mundo, sendo considerada uma das prioridades para a conservação da biodiversidade. É considerada um dos 34 hotspots mundiais devido a seu alto grau de endemismos e ameaças de extinções iminentes (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; MYERS et al., 2000). Com a inclusão do Estado do Piauí em 2012, este bioma passou a apresentar 8,5% da cobertura original de acordo com o último relatório do SOS Mata Atlântica (2013). No Estado da Bahia, a Mata Atlântica apresenta progressiva devastação, sendo que dos 36% que cobriam o território baiano originalmente, hoje restam menos de 6%, de forma bastante fragmentada (PNUMA, 2012).

A exploração predatória e o risco de extinção de inúmeras espécies levaram o poder público, a partir de 1950, a adotar medidas legais para proteger o que restava das áreas de floresta nativa. Para tanto, foram criadas as Unidades de Conservação - UCs, para proteger não apenas os recursos bióticos, mas também conservar os recursos físicos e culturais. Ao proteger as florestas, estas áreas de preservação estão protegendo também a manutenção do ciclo hídrico, por agir diretamente no regime de chuvas da região. Diversos estudos mostram que alterações no uso do solo têm influência sobre o ciclo hidrológico e os processos biogeoquímicos que ocorrem na bacia hidrográfica (DEEGAN et al., 2011; DEFRIES; ESHLEMAN, 2004; HOWARTH et al., 2000; PARRON; BUSTAMANTE; MARKEWITZ, 2011; SYVITSKI et al., 2005).

Na Mata Atlântica da Bahia existem aproximadamente 32 UCs, dentre elas, a APA Baía de Camamu, APA de Coroa Vermelha, Jardim Botânico de Salvador, Estação Ecológica Federal Pau Brasil e Parque Estadual da Serra do Conduru. O Parque Estadual da Serra do Conduru (PESC) está localizado no sul do Estado da Bahia e apresenta uma grande relevância para a fauna e a flora desta unidade de conservação com todo o seu entorno englobado por Áreas de Proteção Ambiental (APA). Criado em 1997, o PESC está localizado entre os municípios de Ilhéus, Uruçuca e Itacaré, sendo de grande importância para os dois últimos municípios, por abranger as nascentes dos rios da bacia hidrográfica do Rio Tijuipe, que drenam estes municípios, possuindo uma área de drenagem de aproximadamente 9.275 ha (BRASIL, 1993).

Em vista da importância de estudos sobre as variações que ocorrem na biogeoquímica das bacias com pouca ou nenhuma interferência humana e da possibilidade de estes servirem como referência para estudos posteriores desenvolvidos na região, o presente trabalho teve como objetivo determinar a variação espaço-temporal e o aporte fluvial dos nutrientes inorgânicos e íons maiores em rios pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Tijuipe (Uruçuca – Itacaré/Bahia).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Tijuipe situa-se no sul do Estado da Bahia, com uma área de 102,34 Km². Esta bacia está inserida na área da APA Itacaré-Serra Grande e do Parque Estadual Serra do Conduru (IESB, 2005) (Figura 1).

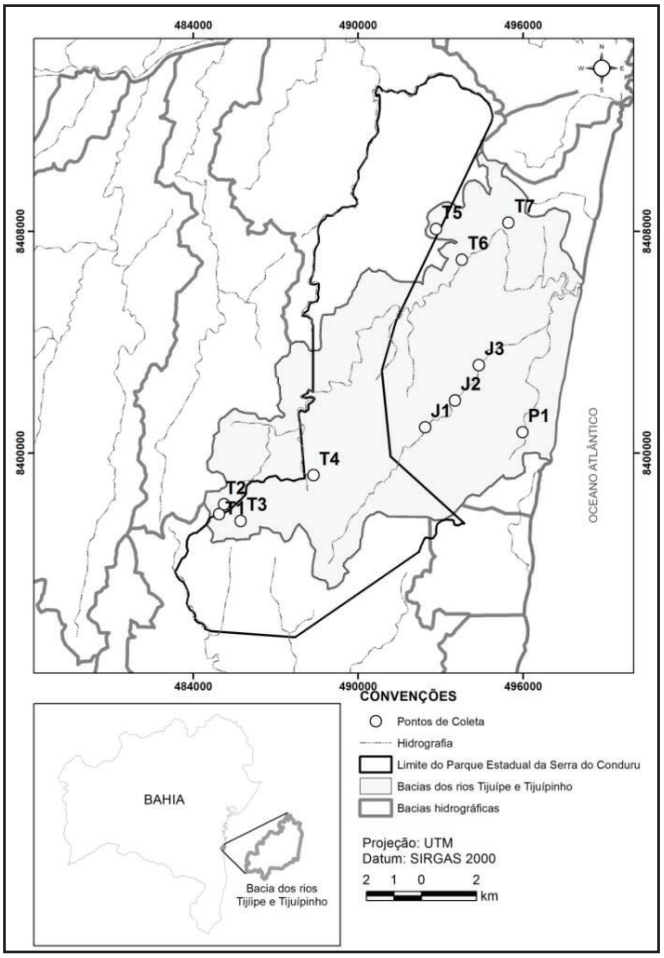


Figura 1 - Pontos de coleta na Bacia hidrográfica do rio Tijuipe em Uruçuca, Bahia (T1 a T7 - Rio Tijuipe; J1 a J3 - Rio Tijuipinho; P1 - Rio Pancadinha)

O clima da região é do tipo Af, conforme o sistema de classificação de Köppen. É um clima quente e úmido, sem estação seca definida, com temperatura média anual em torno de 24ºC. A precipitação pluviométrica é superior a 1.300 mm anuais bem distribuídos e as máximas pluviométricas ocorrem, de modo geral, no período de fevereiro a julho (ASMAR; ANDRADE, 1977; SÁ; ALMEIDA; LEÃO et al., 1982) (Figura 2). Para determinar os meses secos e chuvosos neste estudo, utilizou-se como parâmetro valores de chuva de 90 mm, com os meses superiores considerados chuvosos (agosto, fevereiro, março, abril, maio e julho) e os inferiores como meses secos (setembro, outubro, novembro, dezembro, janeiro e junho).

Os solos na área da bacia variam da nascente até a foz, do Latossolo vermelho-amarelo Distrófico típico, Latossolo vermelho-amarelo distroférrico típico petroplíntico, o Cambiossolo Háplico distrófico e neossolo (IESB, 2005). Segundo Silva (2012), os solos Latossolos vermelho-amarelo desta região, encontrados na maior parte da bacia, tem o predomínio de areia (49%), seguida por silte (35%) e argila (16%).

A formação vegetal na área do PESC é a Floresta Ombrófila Densa Submontana, com a maior porcentagem da área (56,5%) representada por Vegetação Secundária, em estágio "Avançado" de regeneração. A vegetação presente ao longo dos pontos de coleta do rio Tijuipe é do tipo mata secundária em estágio avançado e médio de regeneração além de áreas sob o sistema agroflorestal cacau-cabruca e áreas de pastagem. Já o rio Tijuipinho apresenta maior parte da sua vegetação como mata secundária em estágio inicial e médio de regeneração e como sistema agroflorestal cacau-cabruca. A área do entorno do ponto de coleta do rio Pancadinha apresenta-se como uma zona urbanizada, com a vegetação existente sendo caracterizada como pasto ou área aberta.

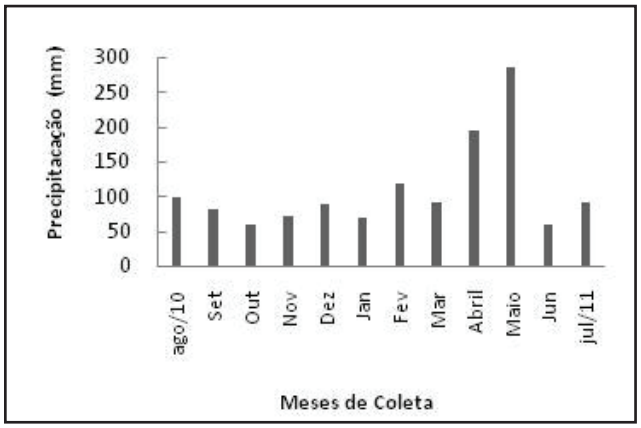


Figura 2 - Precipitação acumulada de 30 dias antes de cada coleta nos meses de agosto/2010 a julho/2011 no município de Itacaré/BA Fonte: PROCLIMA, 2012

PROCEDIMENTO ANALÍTICO

As coletas das amostras de água foram realizadas mensalmente durante o período de agosto de 2010 a julho de 2011. Foram selecionados 11 pontos ao longo da bacia do Rio Tijuipe sendo os pontos T1-T7 localizados no Rio Tijuipe, o maior rio da bacia, os pontos J1-J3 no Rio Tijuipinho e P1 no Rio Pancadinha. Todos os pontos do rio Tijuipe e do Tijuipinho estão localizados dentro da área da APA Itacaré-Serra Grande, exceto o ponto no rio Pancadinha que é o único que está localizado fora da área da APA apresentando residências em suas margens (Figura 1 e Tabela 1).

Em campo foram medidos temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido utilizando equipamentos portáteis (pH/Cond. 340i WTW). As amostras foram filtradas utilizando filtros de fibra de vidro (porosidade 0,7 μm) previamente calcinados a 450 ºC e pesados. O filtrado foi congelado em frascos de polietileno e as análises foram realizadas em um prazo máximo de um mês. O Sólidos Suspensos Totais (SST) foram determinados através da gravimetria após secagem por 24 horas em estufa a 60°C e posterior pesagem dos filtros.

A análise das formas inorgânicas dissolvidas (Na^+, NH_4^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Cl^-, NO_2^-, NO_3^- e SO_4^{-2}) foi realizada através da cromatografia iônica (DIONEX ICS1000) (PFAFF; HAUTMAN; MUNCH, 1997). O fósforo reativo solúvel (PO_4^{3+}) e o silicato (SiO_2) foram determinados por espectrofotometria nos comprimentos de ondas de 880 e 820 nm, respectivamente (CARMOUZE, 1994; GRASSHOFF; EHRARDT; KREMLING, 1983). A concentração do íon bicarbonato (HCO_3^-) foi calculada por um modelo de associações iônicas utilizando o fósforo, silicato, temperatura, alcalinidade e pH com o auxílio do programa CO2SYS.EXE (LEWIS; WALLACE, 1998).

Tabela 1 - Pontos amostrados ao longo da bacia hidrográfica do rio Tijuipe e suas coordenadas geográficas

Pontos de Coleta	Coordenadas Geográfica (UTM)	
T1	484948	8397781
T2	485128	8398129
T3	485731	8397529
T4	488371	8399179
T5	492831	8408071
T6	493781	8406961
T7	495469	8408301
J1	492439	8400907
J2	493531	8401880
J3	494387	8403156
P1	495983	8400731

Todas as variáveis analisadas (parâmetros abióticos, nutrientes e íons maiores) foram submetidas ao teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov ($p<0,05$) e como nenhuma delas apresentou distribuição normal foi então aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para verificar as diferenças existentes para as variáveis em cada ponto de coleta. Para verificar como os pontos de coleta se distribuem temporal e espacialmente foi realizado a Análise de Componentes Principais (ACP) e foi empregado o teste U de Mann-Whitney para determinar as possíveis diferenças temporais existentes entre os períodos seco e chuvoso para os elementos analisados.

RESULTADOS

As variáveis abióticas pH e sólidos suspensos totais (SST) não apresentaram variações significativas entre os rios amostrados, através do teste de Kruskal-Wallis. Os maiores valores de condutividade foram encontrados no Rio Tijuipinho e Pancadinha, não ultrapassando 51 μS cm^{-1} ($p<0,05$). O oxigênio dissolvido variou de 80 a 97 % nos pontos T1 e T7, respectivamente ($p<0,05$), não sendo observadas diferenças entre os rios Tijuipe, Tijuipinho e Pancadinha (Tabela 2).

Em relação ao nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), o nitrato foi a forma predominante em relação ao amônio e ao nitrito em toda a bacia. As maiores concentrações de nitrato foram encontradas nos pontos que correspondem as nascentes do Rio Tijuípe que correspondem aos pontos T1 onde as concentrações variaram de 6,6 a 19,4 μM e T2 variando de 7,8 a 28,9 μM. Nos pontos de J1 a J3 observa-se um aumento nos valores de nitrato no sentido montante-jusante, com valores no ponto J1 que não ultrapassam 1,4 μM ($p<0,05$) (Figura 3).

Tabela 2 - Valores de condutividade (Cond.), pH, saturação de oxigênio (OD %) e sólidos suspensos totais (SST) nos pontos na bacia hidrográfica do rio Tijuipe (Média e ±Desvio)

	Cond. ($\mu S/cm^{-1}$)	pH	OD (%)	SST ($mg\ L^{-1}$)
T1	36,7 ± 3,3[a]	5,6 ±0,3	80,1 ±9,0[a]	1,78 ±2,3
T2	37,1 ± 3,0 [a]	6,3 ±0,5	85,3 ±9,7	0,99 ±0,4
T3	34,7 ± 3,3[a,c]	5,7 ±0,4	78,3 ±10,9[a,c]	1,28 ±0,7
T4	38,2 ± 4,2 [a]	6,1 ±0,5	91,4 ±10,4	1,83 ±1,8
T5	36,3 ± 3,6 [a]	6,0 ±0,4	96,1 ±9,6[d]	1,08 ±0,5
T6	38,4 ± 3,9 [a]	6,0 ±0,5	95,4 ±9,8	1,80 ±0,9
T7	37,5 ± 3,7[a]	6,0 ±0,5	97,1 ±10,2[b]	1,32 ±0,7
J1	41,2 ± 3,7 [d]	5,9 ±0,4	84,5 ±14,9	1,31 ±2,0
J2	39,9 ± 4,7 [d]	6,0 ±0,4	91,5 ±11,7	1,85 ±1,2
J3	40,4 ± 3,8 [d]	6,1 ±0,4	91,3 ±9,3	2,67 ±2,0
P1	51,5 ± 7,2[b]	6,0 ±0,4	90,7 ±12,3	3,92 ±1,7

*Letras diferentes representam diferenças significativas (p<0,05)

O íon amônio apresentou os maiores valores nos pontos T5 e P1, correspondendo aos rios Tijuipe e Pancadinha respectivamente (Figura 3). O nitrito esteve abaixo do limite de detecção do método em todas as campanhas (1 μM).

O fosfato apresentou baixa concentração comparado aos demais nutrientes, com valores médios inferiores a 0,3 μM. Já o silicato apresentou menores concentrações nos pontos a montante de cada rio, sendo mais evidente para o rio Tijuipinho. Além disso, existe uma redução entre os pontos T2 e T4 para o silicato, sendo que estes dois pontos diferiram significativamente entre si (p<0,05) (Figura 3).

As concentrações dos íons maiores apresentaram a seguinte ordem de grandeza $K^+ < SO_4^{2-} < Ca^{2+} < HCO_3^- < Mg^{2+} < Na^+ < Cl^-$ sendo os íons cloreto e sódio predominantes nos três rios amostrados, não sendo observado um padrão de aumento ou diminuição no sentido montante-jusante (Figura 4). No geral, não foram encontradas diferenças significativas entre os pontos de coleta para os íons maiores, com exceção do cálcio e do bicarbonato (p<0,05).

As razões Cl/Na variaram de 0,84 a 1,31 para os pontos J2 e T7, respectivamente, com uma média geral de 1,09 ± 0,12, sendo que os pontos T1, T7 e P1 (1,19, 1,31 e 1,18 respectiva-

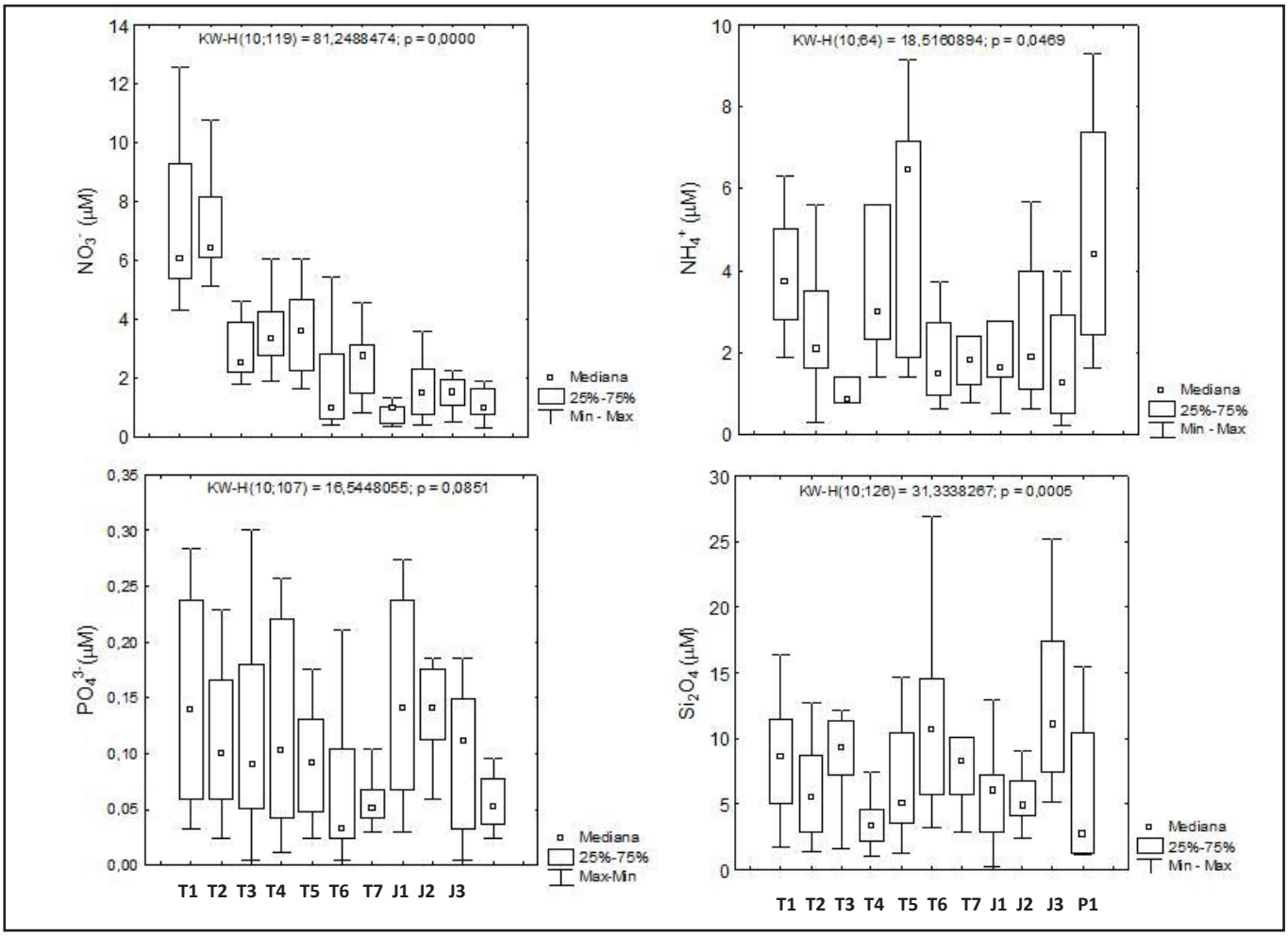


Figura 3 - Distribuição espacial dos nutrientes NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-} e Si_2O_4, ao longo dos pontos de coleta na bacia hidrográfica do rio Tijuipe (Uruçuca, Bahia)

mente) apresentaram razão média acima da água do mar (1,17).

Em relação à Análise do Componente Principal (ACP), os dois primeiros eixos explicam 59,1% da variância total dos dados, com o eixo 1 apresentando 34,8% (auto vetor 5,56) e correlação positiva com as variáveis SO_4^{2-}, Na^+, K^+, Mg^{2+} e Cl^-, e o eixo 2 apresentando 24,3% da variância (auto vetor 3,88), com correlação positiva com a condutividade e o Ca2+ (Figura 5).

Os pontos amostrados encontram-se divididos, com a estação seca no lado direito da ACP (quadrantes II e III), sofrendo maior influência dos íons maiores Na^+, SO_4^{2-} e Cl^- e a estação chuvosa no lado esquerdo (quadrantes I e IV), com maior influência do OD% e HCO_3^- (Figura 5).

Os pontos a montante de cada rio (T1, T2, T3 e J1) para ambas as estações se situaram nos quadrantes inferiores (quadrantes III e IV), com o nitrato tendo maior influência sobre estes pontos no período de seca. Vale ressaltar que o T2 (cheia e seca) é o ponto mais negativos para o eixo 1, sendo influenciado negativamente pelo Ca2+ e a condutividade (Figura 5).

O teste de Mann-Whitney mostrou que entre os nutrientes apenas o nitrato no ponto T4, e o fosfato no ponto T3, apresentaram diferenças significativas entre as estações de seca e de chuva ($p < 0,05$). Para os íons maiores houve diferença significativa entre as estações de seca e de chuva para o Mg2+ nos pontos T1, T2, T3, T6, J2 e P1; para o SO42- nos pontos T3, T4, T5, T6, J3 e para o Cl- nos pontos T1, T4, T5, T6, J3; e para o K+ apenas no ponto T1 ($p < 0,05$).

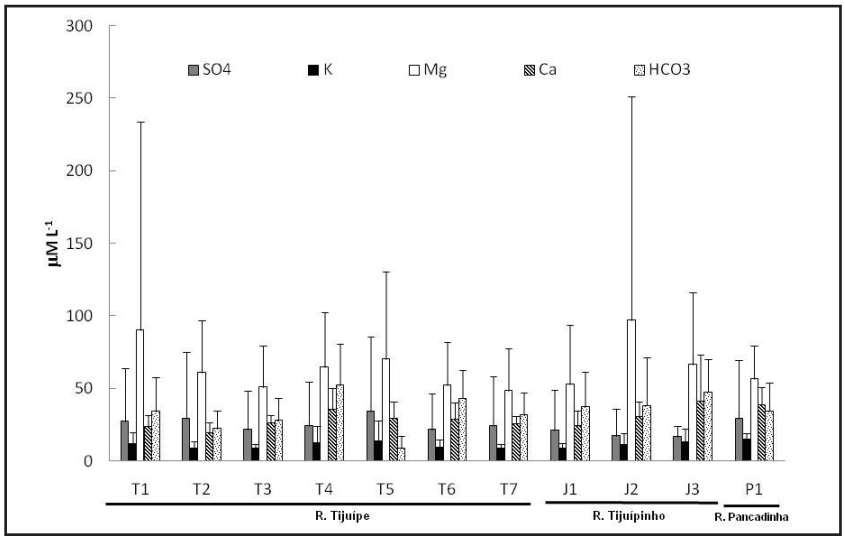


Figura 4 - Distribuição espacial dos íons maiores (SO_4^{2-}, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+} e HCO_3^-) ao longo dos pontos de coleta na bacia hidrográfica do rio Tijuipe (Uruçuca, Bahia)

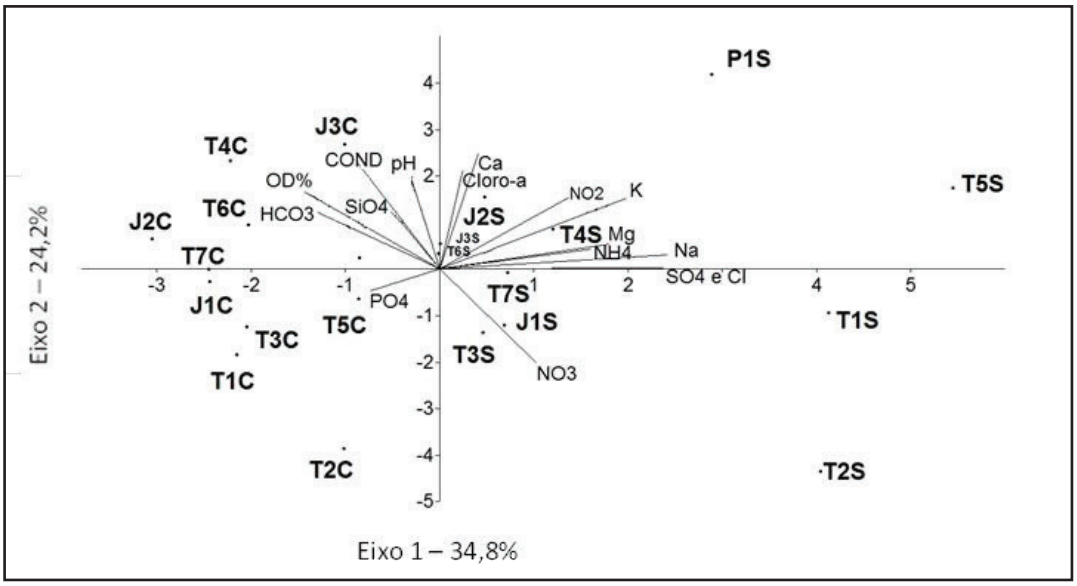


Figura 5 - Análise da Componente Principal para as variáveis abióticas (Condutividade, pH e OD%), nutrientes inorgânicos (NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3+}e Si_2O_4) e íons maiores (Na^+, K^+, Mg^{2+},Ca^{2+},Cl^-, HCO_3^- e SO_4^{2-}) S=seca e C=cheia

DISCUSSÃO

Diversos fatores são responsáveis por alterações que ocorrem ao longo de uma bacia de drenagem, entre eles estão a litologia da região, o tipo de vegetação circundante, o uso do solo e a proximidade com áreas urbanas. No caso da bacia do Rio Tijuipe, era esperado que o ponto P1 localizado no rio Pancadinha apresentasse valores distintos dos demais por estar localizado em uma área mais urbanizada. No entanto, a não ser pelas maiores concentrações de SST e condutividade, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas em relação aos demais pontos localizados em áreas preservadas, sugerindo assim que a influencia das modificações no uso do solo neste caso não altera a biogeoquímica desse rio.

A presença de mata ciliar no entorno da bacia hidrográfica é determinante para o comportamento dos nutrientes nos rios. As matas ciliares são efetivas na remoção de diversos íons e desempenham um papel crucial nas trocas de água e de elementos químicos entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (BURT; PINAY 2005; GREGORY et al., 1991). De acordo com Vidon e Hill (2004), o fluxo de nutrientes em matas ciliares apresenta um forte controle dos fluxos laterais, expressos pelo escoamento superficial e subsuperficial. No presente estudo, o silicato e o nitrato parecem ser regulado pela presença da mata ciliar em alguns pontos de coleta.

A presença da mata ciliar nos pontos a montante de cada rio influencia na menor concentração desses nutrientes nestes locais devido a vegetação exercer uma função de filtro, reduzindo assim a lixiviação deste íon aos corpos d'água (HILL; DEVITO; VIDON, 2014; HUMBORG et al., 2006; MEUNIER et al., 2015). Resultado semelhante foi encontrado por Marques, Oliveira e Machado (2003) no Rio Piraquara, que revelou um considerável incremento nas concentrações de silicato após o rio atravessar áreas onde a vegetação ciliar foi retirada.

Este comportamento não foi observado no Rio Tijuipe onde não houve necessariamente uma redução nos valores desse nutriente da montante e jusante. De acordo com Hill, Devito e Vidon (2014) a eficiência na remoção de nutrientes (principalmente nitrato) pelas matas ciliares estão associadas ao tempo de residência que permite a interação entre a água subterrânea e os sítios de retenção bióticos nos primeiros metros da mata ciliar. A denitrificação pode também ser responsável pelos menores valores encontrados a montante do Rio Tijuipinho. Este processo ocorre com frequência em áreas com lençol freático mais superficial e solos ricos em matéria orgânica associados á baixa perda de N na interface solo-água (HANSON; GROFFMAN; GOLD, 1994)

O rio Tijuipe apresentou os maiores valores de nitrato ao longo de toda a bacia, principalmente nos pontos T1 e T2. Estes pontos estão localizados em riachos de primeira ordem localizado em uma floresta ombrófila cujo tempo de residência da água provavelmente é suficiente para permitir sua interação com a água subterrânea resultando em um incremento nas concentrações de nitrato proveniente da decomposição de matéria orgânica no solo e na água (HILL; DEVITO; VIDON, 2014). É provável que nestes pontos de coleta a entrada de N via água subterrânea exceda a necessidade de N pelo solo e plantas e os processos de perdas de N, tais como, denitrificação, sejam reduzidos.

Resultados similares foram encontrados por Andrade et al. (2011) e Silva et al. (2012) em riachos de áreas preservadas no Sudeste brasileiro, onde o nitrato foi a forma predominante no corpo d'água. Tal comportamento pode ser observado através da ACP onde pode ser verificado que os pontos a montante do rio Tijuipe (T1 e T2), para ambas as estações, mostraram um padrão diferenciado dos trechos médio e final dos rios, sendo encontrados nos quadrantes inferiores (quadrantes III e IV). Este gradiente espacial está associado ao eixo 1, tendo como principal forçante a variável NO_3^-.

A predominância de nitrato, em relação às demais formas de nitrogênio inorgânico dissolvido, ocorre em virtude deste íon possuir maior mobilidade no solo aumentando sua capacidade de ser lixiviado, com consequente aumento nos corpos d'água, além de ser também a forma mais estável de nitrogênio. Temporalmente o nitrato apresentou a maior variação (0,49-9,30 μM) nos meses secos em todos os pontos de coleta, exceção aos pontos T1 e T2 que apresentaram um aumento no aporte nos períodos mais chuvosos respondendo rapidamente a eventos de chuva, sendo facilmente lixiviado em função da intensidade do evento (CHEN; HONG, 2011). Mesmo padrão foi observado por Evans et al. (2014) que atribuiu este comportamento ao aumento das conexões hidrológicas durante o período chuvoso entre as fontes de nitrato que ficaram acumulados nos períodos mais secos nos ecossistemas terrestres.

Outro fator que também pode ter influenciado na concentração de nitrato foi a supersaturação de oxigênio, uma vez que o processo de nitrificação é aeróbio. As altas concentrações de oxigênio, como observado nas águas da bacia, favorecem a presença de formas oxidadas de todos os íons no sistema.

O fósforo foi encontrado em baixas concentrações na maioria dos pontos de coleta. Este elemento representa um dos principais componentes de diversos minerais, tais como, fosfato de cálcio, fosfato de ferro e fosfato de alumínio e se liga facilmente a argilas silicatadas, material húmico, ferro e óxidos de alumínio. Estas ligações químicas inibem a liberação de fósforo do solo e sedimento tornando baixa a disponibilidade deste na coluna d'água (LIKENS, 2010).

A diferença na composição das águas mundiais em relação ao conteúdo iônico refere-se basicamente às concentrações de Ca^{2+}, HCO_3^- e Na^+ (VIEIRA; MOURA; FERREIRA, 2005). Cole (1983) e Wetzel (1991) demonstraram que a tendência mundial obedece à ordem $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+ > K^+$, no entanto, esta sequência pode sofrer alterações em decorrência de características da bacia de drenagem, da composição dos sedimentos aquáticos e da climatologia local.

Os íons Na^+ e Cl^- apresentaram as maiores concentrações entre os íons analisados, para todos os rios da bacia, sendo isto uma característica de rios próximo à costa (GIBBS, 1970).

A razão $Na^+/(Na^+ + Ca^{2+})$ é utilizada para verificar qual é o mecanismo predominante na composição química da água. Quando a razão se aproxima de 1 a chuva é a principal fonte de sais para as águas dos rios, e quando a razão diminui o mecanismo regulador é o intemperismo das rochas pela água subterrânea (DREVER, 1997). A média da bacia hidrográfica

do rio Tijuipe foi de 0,90, deste modo o mecanismo regulador da composição química é a água da chuva. Segundo Lewis Jr. (1981) a precipitação é uma das principais fontes de nutrientes e íons para ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo que a natureza de seus constituintes químicos depende da qualidade da fonte, da direção dos ventos, da proximidade do mar e das atividades do uso do solo.

Além disso, a razão Cl/Na no presente trabalho apresentou um valor médio para a bacia de 1,09 ± 0,12. Esta razão média, quando comparada com a razão da água do mar (1,17) indica um excesso de Na^+, que pode ser oriundo de fontes continentais (BERNER; BERNER, 1987), ou um déficit de Cl^- no ambiente. Resultados semelhantes foram obtidos por Flues et al. (2002) e por Mello (2001) em trabalhos que avaliavam a quantidade de íons presentes na água da chuva no Estado do Paraná e no Rio de Janeiro, respectivamente, onde foi observado um menor valor desta razão devido a influência de fontes continentais. Vale ressaltar que o ponto T1 apresentou valor superior para esta razão (1,19 ± 0,76), possivelmente associado à composição da deposição atmosférica, que pode sofrer influência de fontes marinhas por vários quilômetros no continente, a depender do regime de ventos e do relevo da região.

Através da analise dos dados da ACP é possível perceber a existência de uma separação temporal entre os pontos, com o gradiente sazonal associado ao eixo 2, e influenciado positivamente pelos íons maiores cloreto, sulfato e sódio e negativamente pelo bicarbonato e pelo OD%. Essa correlação entre o período de seca e os íons maiores é devido aos elevados valores encontrados para todos os íons, com exceção do cálcio e do bicarbonato, durante os meses mais secos (outubro e novembro) (Figura 5). Este padrão já era esperado, uma vez que as variações nas concentrações de cátions e ânions estão diretamente relacionadas a flutuações nas vazões dos rios (CAMERON et al., 1995). Segundo Gibbs (1970), o principal mecanismo regulador da química das águas em rios é o intemperismo químico das rochas, que está relacionado com o maior tempo de residência das águas subterrâneas com o substrato rochoso no período de seca, aumentando, assim, aportes via intemperismo químico. Além disso, é no período chuvoso que ocorre a diluição das concentrações dos íons na água dos rios, devido ao maior aporte de água da chuva, que é menos rica em sais. Essa diluição dos íons nos períodos mais chuvosos tem sido observados em estudos em riachos em diversas áreas (HORBE et al., 2005; KAMISAKO et al., 2008, SILVA, 2000; YUSOP; DOUGLAS; NIK, 2006) sendo que esta variação temporal relacionada com a diluição do fluxo de base e/ou das fontes antropogênicas.

CONCLUSÃO

A vegetação de Mata Atlântica localizada na APA Itacaré Serra-Grande e Parque Estadual da Serra do Conduru exerce papel importante na preservação das características geoquímicas da Bacia do Rio Tijuipe. A mata ciliar em alguns pontos de coleta demonstrou eficiência na retenção de nutrientes tais como nitrato e silicato.

A precipitacao ao longo da bacia hidrográfica apresentou influência sobre a concentração dos íons maiores, com os menores valores observados para os meses mais chuvosos, devido ao processo de diluição.Esta relação foi observada através da ACP que revelou que os pontos da bacia hidrográfica encontram-se divididos entre as estações, com os meses de seca sendo influenciados pelos íons Cl^-, Na^+ e SO_4^{3-} e os meses de cheia com influencia do bicarbonato e do OD%.

O rio Pancadinha é o único ponto que possui residências em suas margens e apesar de ter apresentado valores de SST e condutividade superiores aos demais rios, não demonstrou diferenças significativas em relação aos íons analisados indicando que os impactos não alteraram a ciclagem biogeoquímica destes íons.

A bacia hidrográfica do rio Tijuipe possui uma influência direta dos aerossóis marinhos que podem ser confirmados através das maiores concentrações dos íons Cl^- e Na^+ predominantes nos três rios estudados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPESB (Projeto PPP TO 0040/2011 e Bolsa de Mestrado) e CNPq (INCT - TMCOcean) pelo auxílio financeiro e à UESC pela contrapartida para as coletas de campo.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, T. M. B.; CAMARGO, P. B.; SILVA, D. M. L.; PICCOLO, M. C.; VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; JOLY, C. A.; MARINELLI, L. A. Dynamics of dissolved forms of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. *Water, Air, Soil Pollut.*, v. 214, n. 1-4, p. 393-408, Jan. 2011.

ASMAR, S. R.; ANDRADE, M. P. Geografia da Microrregião Cacaueira. Itabuna – BA: Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira – CEPLAC, 1977.

BERNER, E. K.; BERNER, R. A. The Global Water Cycle: geochemistry and environment. In: BERNER, E. K.; BERNER, R. A. Rainwater and Atmospheric Chemistry. New Jersey: Prentice-Hall; Englewood Cliffs, 1987. cap. 3.

BURT, T. P.; PINAY, G. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. *Prog. Phys. Geogr.*, v. 29, n. 3, p. 297-316, Sept. 2005.

BRASIL, Decreto Nº 2186 DE 07 DE JUNHO DE 1993. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Costa de Itacaré/Serra Grande.

CAMERON, E. M.; HALL, G. E. M.; VEIZER, J.; KROUSE, H. R. Isotopic and Elemental hydrogeochemistry of major river system: Fraser River, British Columbia, Canada. *Chem. Geol.*, v.

122, n. 1-4, p. 149-169, May 1995.

CARMOUZE, J. P. O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos: - fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Edgard Blücher; FAPESP, 1994.

CHEN, N.; HONG, H. Nitrogen export by surface runoff from a small agricultural watershed in southeast China: seasonal pattern and primary mechanism. *Biogeochem*., v. 106, n. 3, p. 311-321, Nov. 2011.

COLE, G. A. Textbook of limnology. 3. ed. London: C.V. Mosby, 1983.

DEEGAN, L. A.; NEILL, C.; HAUPERT, C. L.; BALLESTER, M. V. R.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; THOMAS, S. M.; MOOR, E. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger Rivers. *Biogeochem*., v. 105, n. 1-3, p. 53-74, Sept. 2011.

DEFRIES, R.; ESHLEMAN, N. K. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrol. Process*., v. 18, n. 11, p. 2183-2186, Aug. 2004.

DREVER, J. I. The carbonate system and pH control. In: DREVER, J. I. The geochemistry of natural waters: surface and groundwater environments. 3. ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1997. p. 41-68.

EVANS, D. M.; SCHOENHOLTZ, S. H.; WIGINGTON JR, P. J.; GRIFFITH, S. M.; FLOYD, W. C. Spatial and temporal patterns of dissolved nitrogen and phosphorus in surface waters of a multi-land use basin. *Environ. Monit. Assess*., v. 186, n. 2, p. 873-887, Feb. 2014.

FLUES, M.; HAMA, P.; LEMES, M. J. L.; DANTAS, E. S. K.; FORNARO, A. Evaluation of the rainwater acidity of a rural region due to a coal-fired power plant in Brazil. *Atmos. Environ.*, v. 36, n. 14, p. 2397-2404, May 2002.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). *Mata Atlântica Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, 2005. p. 119-132.

GIBBS, J. R. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, v. 170, n. 3962, p. 1088-1090, Dec. 1970.

GRASSHOFF, K.; EHRARDT, M.; KREMLING, K. Methods of seawater analysis. Wheinhein: Verlag Chermie, 1983.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience,* v. 41, n. 8, p. 540-551, Sept. 1991.

HANSON, G. C.; GROFFMAN, P. M.; GOLD, A. J. Symptoms of nitrogen saturation in a riparian wetland. *Ecol. Appl.*, v. 4, p. 750-756, 1994.

HILL, A. R.; DEVITO, K. J.; VIDON, P. G. Long-term nitrate removal in a stream riparian zone. *Biogeochemistry,* v. 121, n. 2, p.425-439, Nov. 2014.

HORBE, A. M. C.; GOMES, I. L. F.; MIRANDA, S. F.; SILVA, M. S. R. Contribuição à hidroquímica de drenagens no Município de Manaus – AM. *Acta Amazonica*, v. 35, n. 2, p. 119-124, abr./jun. 2005.

HOWARTH, R.; ANDERSON, D.; CLOERN, J.; ELFRING, C.; HOPKINSON, C.; LAPOINTE, B.; MALONE, T.; MARCUS, N.; MCGLATHERY, K.; SHARPLEY, A.; WALKER, D. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues Ecol*., v. 7, p. 1-15, Fall 2000.

HUMBORG, C.; PASTUSZAK, M.; AIGARS, J.; SIEDMUND, H.; MORTH, C. M.; ITTEKKOT, V. Decreased silica land–sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment: significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, v. 77, n. 2, p. 265-281, Feb. 2006.

IESB - INSTITUTO DE ESTUDOS SOCIO AMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Conduru (PESC). [S.l.]: IESB, 2005.

KAMISAKO, M.; SASE, H.; MATSUI, T.; SUZUKI, H.; TAKAHASHI, A.; OIDA, T.; NAKATA, M.; TOTSUKA, T.; UEDA, T. Seasonal and Annual Fluxes of Inorganic Constituents in a Small Catchment of a Japanese Cedar Forest near the Sea of Japan. *Water Air Soil Pollut.*, v. 195, n. 1-4, p. 51-61, Nov. 2008.

LEWIS, E.; WALLACE, D. W. R. Program Developed for CO2 System Calculations. ORNL/CDIAC- 105. Oak Ridge, Tennessee: Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, 1998.

LEWIS, Jr., W. M. Precipitation Chemistry and Nutrient Loading by Precipitation in a Tropical Watershed. *Water Resour. Res.*, v. 17, n. 1, p. 169-181, Feb. 1981.

LIKENS, G. E. Biogeochemistry of inland waters. New York: Elsevier, 2010. 745 p.

MARQUES, P. H. C.; OLIVEIRA, H. T.; MACHADO, E. C. Limnological study of Piraquara River (upper Iguaçu basin): spatiotemporal variation of physical and chemical variables and watershed zoning. *Braz. Arch. Biol. Technol.* Int. J., v. 46, n. 3, p. 383-394, June 2003.

MELLO, W. Z. Precipitation Chemistry in the Coast of the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, Brazil. *Environ. Pollut.,* v. 114, n. 2, p. 235-242, 2001.

MEUNIER, J. D.; RIOTTE, J.; BRAUN, J. J.; SEKHAR, M.; CHALIÉ, F.; BARBONI, D.; SACCONE, L. Controls of DSi in streams and reservoirs along the Kaveri River, South India. *Sci. Total Environ*., v. 502, p. 103-113, Jan. 2015.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, Feb. 2000.

PARRON, L. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MARKEWITZ, D. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry,* v. 105, n. 1-3, p. 89-104, Sept. 2011.

PFAFF, J. D.; HAUTMAN, D. P.; MUNCH, D. J. USEPA method 300.1. Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography. Cincinnati, Ohio: National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmrntal Protection Agency, 1997.

PNUMA. Portal do Núcleo da Mata Atlântica. [S.l.: s.n.], 2012. Disponível em: <http://mpnuma.ba.gov.br/index.php?option=com_Content & view=article&id=59&Itemid=75>. Acesso em: 13 abr. 2012.

PROCLIMA, Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste. Disponível em: http://www6.cptec.inpe.br/proclima2/balanco_hidrico/balanco hidrico.shtml. Acesso em Janeiro de 2012.

SÁ, D. F.; ALMEIDA, H. A.; LEÃO, A. C. Fatores Edafoclimáticos Seletivos ao Zoneamento de Cacauicultura no Sudeste da Bahia. *Theobroma*, v. 12, n. 3, p. 169-187, jul./set. 1982.

SILVA, C. F. Hidrogeoquímica fluvial da porção inferior do rio Paraíba do Sul, RJ. 2000. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, 2000.

SILVA, D. M. L.; CAMARGO, P. B.; MCDOWELL, W. H.; VIEIRA, I.; SALOMÃO, M. S. M. B.; MARTINELLI, L. A. Influence of land use changes on water chemistry in streams in the State of São Paulo, southeast Brazil. *Anais Acad. Bras. Ciênc.*, v. 84, n. 4, p. 919-930, dez. 2012.

SILVA, L. P. Dinâmica de nitrogênio em microbacias em remanescentes de mata atlântica (Itacaré-Uruçuca/Ba). 2012. 67 f. Dissertação (Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, 2012.

SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas da Mata Atlântica. [S.l.: s.n.], 2013. Disponível: <http://www.sosma.org.br/14622/divulgados-novos-dados-sobre-a-situacao-da-mata-atlantica/>. Acesso em: 5 jun. 2013.

SYVITSKI, J. P. M.; VÖRÖSMARTY, C. J.; KETTNER, A. J.; GREEN, P. Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science,* v. 308, n. 5720, p. 376-380, Apr. 2005.

VIDON, P. G. F.; HILL, A. R. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *J Hydrol.*, v. 292, n. 1-4, p. 210-228, June 2004.

VIEIRA, M. S.; MOURA, M. A. M.; FERREIRA, J. R. Estudo das variações sazonais e espaciais dos íons dominantes na água e no sedimento da represa de Ibitinga (São Paulo, Brasil - 21°45'S e 48°50'W). *Arq. Inst. Biol.*, v. 72, n. 4, p. 523-534, out./dez., 2005.

WETZEL, R. A. Limnological analyses. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1991.

YUSOP, Z. A.; DOUGLAS, I. B.; NIK, A. R. Export of dissolved and undissolved nutrients from forested catchments in Peninsular Malaysia. *Forest Ecol. Management* v. 224, n. 1-2, p. 26-44, Mar. 2006.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 560 - 570

Vulnerabilidade e risco de contaminação das águas do Sistema Aquífero Serra Geral na Bacia do Rio do Peixe/SC

Vulnerability mapping and risk of water contamination of the Serra Geral Aquifer System in the Rio do Peixe Watershed, Santa Catarina State, Brazil

Andréa Regina de Britto Costa Lopes[1] e Luiz Fernando Scheibe[2]

[1] Dra. Programa de Pós-Graduação em Geografia. Centro de Filosofia e Ciências Humanas.
Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis – SC. Brasil

[2] Prof. Dr. do Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis – SC. Brasil

Recebido: 30/07/14 - Revisado: 10/11/14 - Aceito: 10/05/15

RESUMO

O artigo apresenta uma versão modificada do método GOD (FOSTER et al., 2006), para a medição da vulnerabilidade de aquíferos. O método pondera o grau de confinamento da água subterrânea; a litologia geral dos estratos de cobertura; e a distância até o nível freático ou até o teto do aquífero confinado. A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio do Peixe, situada na região do Médio Oeste de SC, Brasil. Neste estudo, a densidade de lineamentos e a espessura e textura dos solos foram analisadas, em substituição aos descritores do método GOD. Para calcular o risco de contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG), foram obtidas informações sobre o uso da terra. Cruzando o mapa de densidade de lineamentos com o mapa de vulnerabilidade dos solos, foi possível delimitar áreas de maior ou menor vulnerabilidade intrínseca. O mapa do grau do risco de contaminação é o resultado da combinação do mapa de vulnerabilidade intrínseca com o mapa do risco potencial de contaminação. O mapa de vulnerabilidade intrínseca mostra que áreas com maior densidade de fraturas, falhas ou diques, coincidem com as áreas de solos menos espessos e de característica menos argilosa, resultando assim em áreas de alta ou muito alta vulnerabilidade. As áreas com maior potencial de risco de contaminação são ocupadas pelos corpos d'água, as urbanizadas e as cultivadas.

Palavras Chave: *Sistema Aquífero Serra Geral. Método GOD. Vulnerabilidade. Contaminação ambiental. Bacia do Rio do Peixe*

ABSTRACT

The article presents a modified version of the GOD method (FOSTER et al., 2006) for measuring the aquifer vulnerability. The method considers the Groundwater occurrence (degree of confinement); the Overall lithology of cover layers; and the Distance to the water table or to the ceiling of the confined aquifer. The study area is the Rio do Peixe watershed, situated in the Middle West of the State of Santa Catarina, Southern Brazil. In this study, the lineaments density, the thickness and the texture of the soil were analyzed as descriptors of the GOD method. To calculate the risk of contamination of the Serra Geral Aquifer System (SGAS), informations on land use were also obtained. Crossing the maps of lineaments density and soil vulnerability, areas with high eror lower intrinsic vulnerability were delimited. The map of the contamination risk degree is the product of the combination of the intrinsic vulnerability map with the potential contamination risk map. The intrinsic vulnerability map shows that areas with higher density of fractures, faults or dykes, coincide with areas of thinner soils, with less clay, resulting in areas with higher potential contamination risk. Areas with higher potential contamination risk are those occupied by bodies of water, the urbanized and the cultivated areas.

Keywords: *Serra Geral Aquifer System. GOD Method. Vulnerability. Environmental pollution. Rio do Peixe Watershed*

INTRODUÇÃO

Este artigo discute as relações entre recursos hídricos e uso da terra na Bacia do Rio do Peixe/SC, por meio do mapeamento da vulnerabilidade e do risco de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, considerando as limitações das ações públicas e sociais na preservação dos recursos hídricos.

O mapa de vulnerabilidade vai além do mapa de inventários e descreve as áreas que têm potencial para contaminação das águas subterrâneas. Essas áreas são determinadas pela correlação de alguns dos principais fatores, como propriedades geológicas e tipo de solo.

Por outro lado, o mapa de risco mostra as ameaças e a probabilidade de que ocorram riscos de contaminação das águas subterrâneas. O mapa de risco pode, ainda, mostrar as relações custo/benefício; potencial de perda e de outros efeitos socioeconômico potenciais de uma área.

De acordo com Highland e Bobrowsky (2008), mapas de risco usados em conjunto com mapas de uso da terra são valiosos instrumentos de planejamento, contribuindo com uma gestão quali-quantitativa.

Existem maneiras diferentes de avaliar a vulnerabilidade intrínseca e os riscos de uma determinada área, as quais podem ser resultado de coletas diretas a campo ou de forma indireta a partir do uso de ferramentas tecnológicas.

Samake et al. (2010) utilizam o mapeamento da vulnerabilidade para resgatar o potencial de contaminação em aquíferos de meio poroso em áreas de pressão agrícola no Norte da China. Pinheiro, Kosuth e Cernesson (2009) analisaram dados sobre contaminantes associados a pesticidas e seus efeitos na qualidade dos recursos superficiais na bacia do rio Itajaí, Santa Catarina. De Nardin e Robaina (2010) abordam zonas de fragilidade ambiental em uma bacia hidrográfica no Oeste do Rio Grande do Sul.

Peduzzi (2006) aponta que a importância do mapeamento da vulnerabilidade está em prover conhecimento sobre determinada área, uma vez que, de forma geral, a resposta da comunidade e dos governos a eventos adversos tem sido quase sempre com o propósito de mitigar os impactos. Ainda que haja intenção de investir na prevenção, a falta de informações sobre pontos mais vulneráveis, e o limitado tempo e recurso financeiro configuram-se como limitante dos planejadores.

Já com referência a conceituação, Shelton e Prouty (1979 apud HIGHLAND; BOBROWSKY, 2008) tomam os conceitos de suscetibilidade/vulnerabilidade como sinônimos e colocam que o mapa de suscetibilidade/vulnerabilidade vai além do mapa de inventários e deve descrever áreas que têm algum potencial para contaminação, por meio de correlação entre características geológicas e tipo de solo. Os autores apontam ainda que o mapa de risco pode revelar as possíveis ameaças e a probabilidade de que ocorra risco de contaminação da água subterrânea, considerando aspectos tais como o uso da terra de cada área. Este pode, ainda, mostraras relações custo/benefício potencial de perda ou de outros efeitos socioeconômico potenciais de uma área.

De acordo com o Ministério da Integração Nacional (BRASIL, 2000b), a vulnerabilidade pode ser entendida como a condição intrínseca ao corpo ou sistema receptor, podendo ser medida em termos de intensidade dos danos prováveis. Já o Risco é a "medida de danos ou prejuízos potenciais expressos em termos de probabilidade estatística de ocorrência e de intensidade ou grandeza das consequências previsíveis" ou a "relação existente entre a probabilidade de que uma ameaça de evento adverso ou acidente [...] se concretize, com o grau de vulnerabilidade do sistema receptor a seus efeitos".

De acordo com Foster et al. (2006), em hidrogeologia, o conceito de vulnerabilidade começou a ser usado intuitivamente a partir da década de 1970 na França, e de maneira mais ampla na década de 1980. Embora se referisse à suscetibilidade relativa dos aquíferos à contaminação antropogênica, o termo inicialmente era usado sem nenhum objetivo de definição formal. Já na atualidade o conceito de vulnerabilidade do aquífero à contaminação se refere ao conjunto de propriedades intrínsecas dos estratos que separam o aquífero saturado da superfície do solo. Essas propriedades determinam a suscetibilidade de um aquífero sofrer efeitos adversos de uma carga contaminante, aplicada na superfície.

Outro conceito que aparece associado à vulnerabilidade é o de perigo, o qual, conforme Foster et al. (2006), pode ser definido como a probabilidade de que a água subterrânea venha a apresentar concentrações de contaminantes superiores aos valores estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde para a qualidade de água potável. Referenciam ainda que o conceito de perigo, por vezes, é substituído pelo termo risco.

Renfroe e Smith (2011) descrevem que uma combinação de classificação de impacto e de uma classificação de vulnerabilidade pode ser usada para avaliar o risco potencial. Essa matriz de risco pode representar riscos elevados por células vermelhas, riscos moderados pelas células amarelas, e os riscos baixos por células verdes.

Nesta perspectiva, é possível existir um aquífero com um alto índice de vulnerabilidade, mas sem risco de poluição caso não haja carga poluente, ou de haver um risco de poluição excepcional apesar de o índice de vulnerabilidade ser baixo. É, pois, importante precisar a diferença entre vulnerabilidade e risco de poluição. O risco é causado não pelas características intrínsecas do aquífero, mas pela existência de atividades poluentes, fator dinâmico, que pode ser controlado (NANNI et al., 2005).

ÁREA DE ESTUDO

A Bacia do Rio do Peixe (BRP) situa-se na região Meio Oeste do Estado de Santa Catarina, Brasil, (Figura 1) e se insere na Bacia Geológica do Paraná, uma ampla bacia intracratônica que teria se individualizado entre o final do período Siluriano e o início do Devoniano. Esta bacia foi preenchida por sedimentos sucessivos marinhos e continentais, depois recobertos, em evento concomitante com a ruptura do Gondwana e abertura do Atlântico Sul, de idade Juro-Cretácea, por um dos maiores conjuntos vulcânicos do planeta, resultando na denominada Formação Serra Geral (BIZZI et al., 2003; SCHEIBE, 1986).

A Formação Serra Geral é constituída por rochas vulcânicas, resultado de sucessivos derrames continentais, que

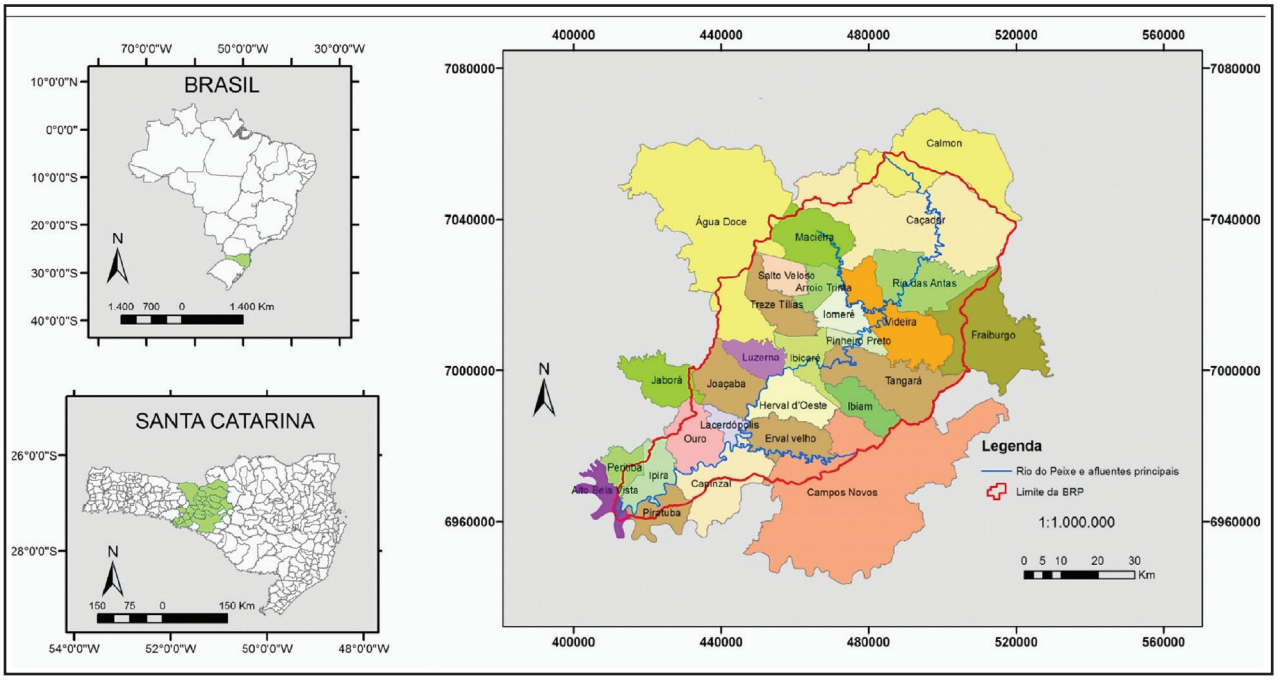


Figura 1 - Localização e municípios integrantes da Bacia do Rio do Peixe/SC
Fonte: Lopes (2012)

constituem, por sua vez, o Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) (SCHEIBE; HIRATA, 2008), aquífero do tipo fraturado que é, atualmente, a principal fonte de águas subterrâneas em toda a região Oeste de Santa Catarina.

De acordo com Pellerin e Vilela (2011) o planalto ocidental de Santa Catarina exibe derrames com espessura média de 30 a 50 m, resultado das diferentes condições de deposição e resfriamento do magma. Apresenta encostas predominantemente convexas, de declividades médias bastante elevadas e níveis de patamares horizontalizados, resultado da erosão diferencial da sequência dos derrames basálticos.

A área de estudo registra ainda direções de fraqueza, principalmente nas direções N30-50W e N40-60E, cuja idade data do período pré-cambriano, reativadas durante e após os processos deposicionais.

O clima, do tipo temperado chuvoso, registra mínima e máxima anuais de 1000 e 2.200mm, e 1100 e 2.613mm, respectivamente, considerando dados dos municípios de Caçador e Videira (anos de 1947 a 2009) (SANTA CATARINA, 2010).

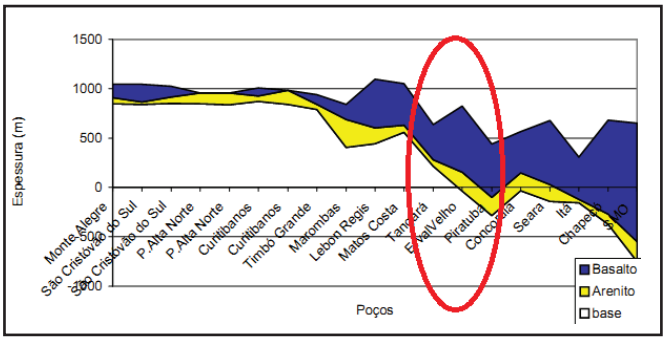
Considerando a interação entre os aspectos da geologia e do clima, a região apresenta um rico sistema de escoamento superficial, cujo principal curso de água é o Rio do Peixe, que dá nome à bacia. O Rio do Peixe nasce na Serra do Espigão (município de Calmon, Norte do Estado), e desemboca no Rio Uruguai, na divisa com o rio Grande do Sul, percorrendo 290 km e drenando uma área de 5.476 km².

Destacamos que Freitas, Caye e Machado (2003) discutem a interconexão entre os Sistemas Aquífero Guarani – SAG - e o Sistema Aquífero Serra Geral - SASG. E que Scheibe (2006) visando acentuar a importância de uma gestão integrada das águas superficiais e subterrâneas, no Projeto Rede Guarani/Serra Geral, propôs denominar de Sistema Aquífero Integrado Guarani/Serra Geral (SAIG/SG) ao conjunto do Sistema Aquífero Guarani (SAG) com o Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) (SCHEIBE; HIRATA, 2011).

As discussões sobre a conexão entre os Sistemas Aquíferos Guarani e Serra Geral também são apresentadas nas considerações de Zanatta e Coitinho (2002), que descrevem variações com relação à geometria desses aquíferos.

Na Bacia do Rio do Peixe, nos municípios de Erval Velho e Piratuba a cobertura de basalto se apresenta mais espessa, sendo o acesso às águas do SAG obtido a profundidades maiores, conforme perfil esquemático apresentado por Zanatta e Coitinho (2002) (Gráfico 1).

Gráfico 1 – Perfil: Espessura das Formações Guarani e Serra Geral em Santa Catarina (elipsoide vermelho assinala área da Bacia do Rio do Peixe)



Fonte: Zanatta e Coitinho (2002)

Como produto da interação entre geologia e clima, a Bacia do Rio do Peixe apresenta solos dos grupos de associações: Cambissolos; Latossolos; solos Litólicos e Terra Bruna/Roxa Estruturada, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de

Solo (SOLOS..., 2004). Foram amostrados pela EMBRAPA os municípios de: Videira, Fraiburgo, Campos Novos, Xaxim, Tangará, Erval Velho, Ibicaré, Jaborá, Rio das Antas, Piratuba, Campos Novos., Ipira, Joaçaba, Caçador, Treze Tílias, Água Doce, Joaçaba e Irani.

MATERIAL E MÉTODOS

Tomando como referência o método de caracterização da vulnerabilidade apresentado por Foster et al. (2006) e, denominado **GOD**, que pondera como descritores: **G**rau de confinamento da água subterrânea; **O**corrência de estratos de cobertura e **D**istância até o lençol freático ou o teto do aquífero confinado, nesta pesquisa, considerando a limitação de informações e as especificidades da área, essencialmente constituída por basaltos com graus diversos de faturamento, sem cobertura sedimentar apreciável, foi necessária uma adaptação do método GOD.

Foram consideradas nesta pesquisa a densidade de fraturas ou lineamentos e as características de textura e profundidade dos solos, que fornecem informações sobre teor de argila e sobre a espessura dos solos "que provocam a atenuação e/ou eliminação dos contaminantes no subsolo [...] justificando-se uma modificação ao método (GODS) [...] como um quarto passo capaz de reduzir a pontuação geral em algumas áreas de alta vulnerabilidade".

Assim, considerando a limitação de informações para o mapeamento da vulnerabilidade intrínseca na Bacia do Rio do Peixe foram analisados os descritores:

Lineamentos, na modalidade densidade, obtidos a partir do Modelo Numérico do Terreno –MNT, de dados de radar Shuttle Radar Topography Mission–SRTM (MIRANDA, 2005), onde cada pixel de 90 x 90 metros apresenta um valor altimétrico).

A escala de trabalho para a caracterização dos lineamentos foi de 1:250.000, e o processo de delimitação considerou o comprimento de cada linha amostrada.

Os valores finais (mapa de densidade de lineamentos) foram convertidos em classes iniciais de vulnerabilidade, e disponibilizados em matriz semafórica, sendo tons em vermelho para vulnerabilidade alta e muito alta; tons de laranja a amarelo para vulnerabilidade moderada; e tons em verde para vulnerabilidade baixa a muito baixa, conforme tabela 1.

Tabela1 – Classes de Vulnerabilidade considerando a densidade e a escala de peso do descritor Lineamento

Descritor	Fator	Escala (Peso)	Vulnerabilidade (Classe)
Lineamento	Densidade	006 a 0,2	MuitoBaixa
		0,3 a 0,7	Baixa
		0,8 a 1,0	Moderada
		1,1 a 2,0	Alta

Solo, considerando os fatores profundidade e textura, a partir dos dados do Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (SOLOS..., 2004).

As propriedades do solo foram subdivididas, quanto ao fator profundidade, nas subclasses disponíveis junto ao Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SOLOS..., 2004).

Se<60cm, valor de 1,0 – muito alta vulnerabilidade, pois oferecem muito baixa atenuação da contaminação dos recursos hídricos subterrâneos;

De 60 a 150 cm, valor 0,8 - vulnerabilidade alta;

Se>1,50 cm, valor 0,5 - vulnerabilidade moderada, pois possuem uma camada maior de solo, na qual as reações bioquímicas se processam melhor, devido ao tempo necessário para transposição da camada de solo pela água.

E quanto o fator textura, nas subclasses:

Média - compreende composições granulométricas com menos que 35% de argila e mais de 15% de areia – valor 0,5, vulnerabilidade moderada;

Argilosa - compreende classes texturais ou parte delas, tendo na composição granulométrica de 35 a 60% de argila – valor 0,3, vulnerabilidade baixa;

Muito Argilosa - compreende a textura muito argilosa, classe com mais de 60% de argila, valor 0,1, vulnerabilidade muito baixa, conforme tabela 2. Registramos que as classificações de tipo de argila se limitam à classificação também empregada pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solo.

Tabela 2 – Escala de peso para cálculo da vulnerabilidade, considerando os fatores profundidade e textura e os respectivos atributos do descritor Solo

Descritor	Fator	Atributo	Escala (Peso)
Solo	Profundidade	<60cm	1,0
		60 a 150cm	0,8
		>150cm	0,5
	Textura	Média	0,5
		Argilosa	0,3
		Muito Argilosa	0,1

Os valores obtidos no mapa de classes de vulnerabilidade, a partir da correlação entre as informações obtidas com o descritor densidade de lineamentos e os do solo, considerando os fatores textura e profundidade, foram disponibilizados em matriz semafórica, onde tons em vermelho aparecem para vulnerabilidade alta e muito alta; tons de laranja a amarelo para vulnerabilidade moderada; e tons em verde para vulnerabilidade baixa a muito baixa.

Já para a determinação do risco de contaminação foi necessário o mapeamento do uso da terra e a atribuição de valores. Esta pesquisa seguiu as diretrizes recomendadas pelo Manual Técnico de Uso da Terra (BRASIL, 2013), e considerou:

• florestas, áreas com menor grau potencial de risco, em virtude do uso não receber insumos agrícolas e não permitir

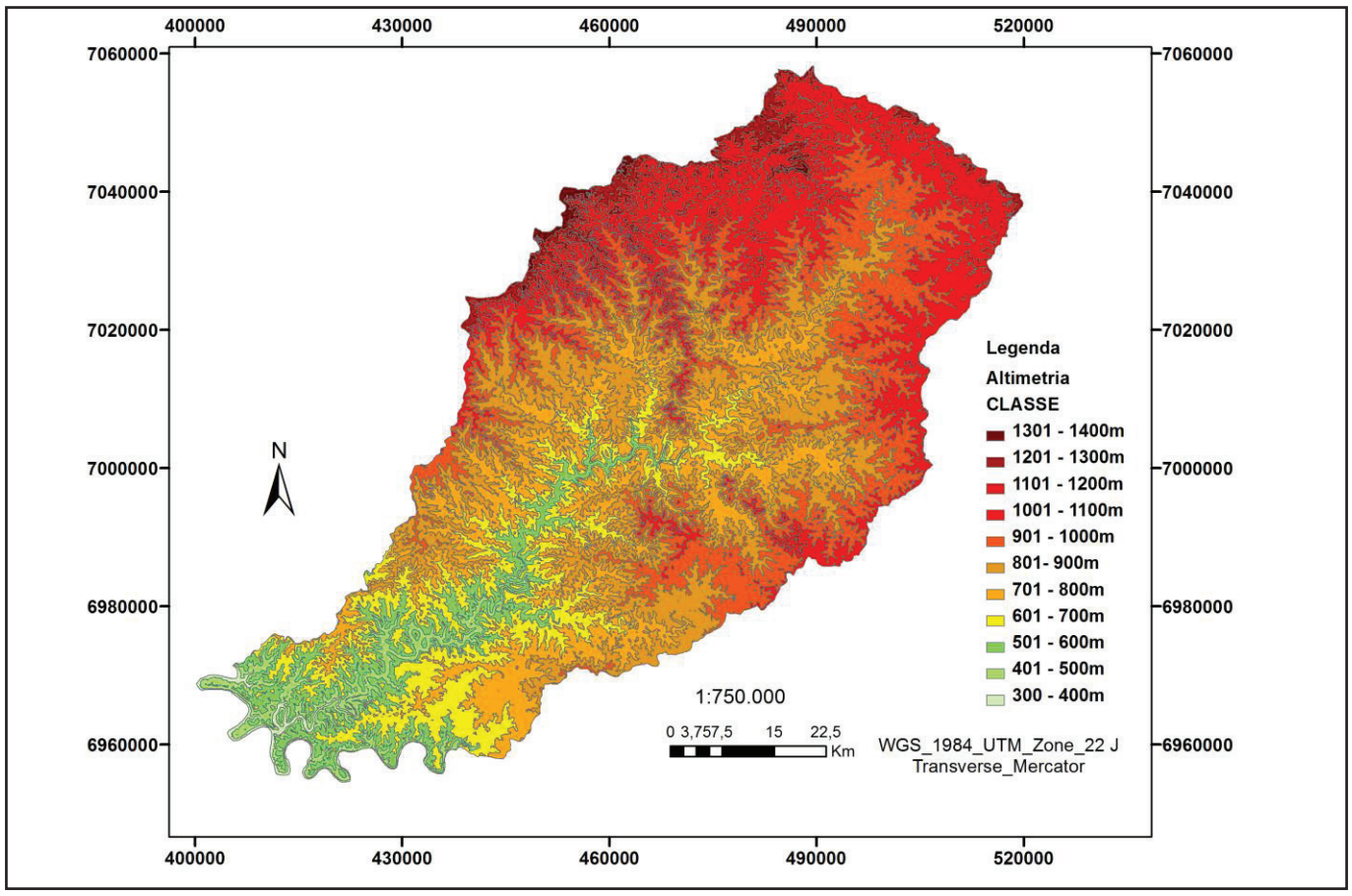


Figura 2 – Mapa de Altimetria da Bacia do Rio do Peixe, SC
Fonte: Lopes (2012)

ocupação humana. Peso 0,1;

• reflorestamentos, áreas com pequeno grau potencial de contaminação, considerando que o manejo requer poucos insumos. Peso 0,2;

• pastagem + solo exposto, áreas com grau potencial elevado, considerando a possibilidade de que podem receber diversos tipos de insumos, inclusive dejetos suínos. Peso 0,8.

• recursos hídricos superficiais, áreas com grau potencial intermediário conforme características sanitárias da região; registra-se grande possibilidade de receber efluentes não tratados. Peso 0,6;

• lavouras, áreas com grau potencial elevado, pois, conforme tipos de cultivo desenvolvido são passíveis de receber quantidade significativa de insumos. Somadas às áreas de produção pecuária, sujeitas a receber dejetos suínos, estes com grande potencial de poluição. Peso 0,8.

• áreas urbanizadas, áreas com maior grau potencial de risco em decorrência da retirada do solo, caracterizado como camada protetora dos recursos hídricos, somada à ausência de sistemas de tratamento de esgoto. Valor 1,0.

Ao se atribuir o valor a cada tipo de uso da terra, esta pesquisa apoiou-se também nas informações divulgadas pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, que revelou que do universo de 202 municípios amostrados, de um total de 293, 79 municípios registraram algum tipo de contaminação na captação superficial de água. Das contaminações mais significativas foram citadas: contaminação por resíduos de agrotóxicos e por esgotamento sanitário (BRASIL, 2000a).

Foi elaborado um mapa de altimetria (Figura 2), evidenciando as variações de altitudes na faixa entre 300 e 1400m, no entanto este fator não foi considerado no presente estudo. Considerações sobre condutividade hidráulica, também não foram incluídas. E devido à escala de trabalho, não foram considerados diretamente os efluentes de criação de animais

Os descritores foram sistematizados em matriz numérica e inseridos em SIG. Para tratamento dos dados foram utilizadas técnicas de geoprocessamento por meio dos softwares IDRISI 32 e ArqGis 9.3.

LIMITAÇÕES DOS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE

Ao se ponderar sobre técnicas de caracterização da vulnerabilidade dos recursos hídricos subterrâneos, deve-se considerar que, em maior ou menor grau, toda água subterrânea é vulnerável à contaminação (FOSTER et al. (2006).

Do ponto de vista científico, os resultados seriam mais consistentes quando se realizasse uma avaliação de vulnerabilidade para cada tipo de contaminante, ou, sendo isso inviável, para cada classe de contaminante ou para cada grupo de atividades separadamente. Entretanto, mapas de vulnerabilidade para cada

tipo específico de contaminante ou grupo de contaminantes geram uma infinidade de representações para cada área, o que dificultaria a análise, exceto para uma avaliação e controle da contaminação difusa. Dessa forma, entende-se que seja mais prudente aplicar um índice de vulnerabilidade único e integrado, de caráter mais geral, do que uma série de índices parciais (FOSTER et al., 2006).

Foster et al. (2006) aponta ainda que aspectos tais como a quantidade e qualidade dos dados, e os recursos humanos e financeiros, devem ser considerados na avaliação da vulnerabilidade de um aquífero.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do cruzamento do mapa de Densidade de lineamentos (Figura 3) com o mapa de Vulnerabilidade dos solos (Figura 4), foi possível delimitar áreas com maior ou menor vulnerabilidade intrínseca, conforme informações apresentadas no mapa de Vulnerabilidade Intrínseca (Figura 5).

O mapa de vulnerabilidade intrínseca mostrou áreas com maior densidade de fraturas, falhas ou diques, coincidindo com as áreas de solos menos profundos, de característica menos argilosa.

Essas áreas podem se constituir em faixas de maior vulnerabilidade do Sistema Aquífero Serra Geral (podendo supostamente, em alguns casos, chegar até o nível do Sistema Aquífero Guarani, pela continuidade vertical das fraturas registradas na área de estudo).

Registramos novamente que esta análise considerou no mapa de vulnerabilidade intrínseca a densidade de lineamentos no lugar de Grau de confinamento e Distância até o lençol freático.

Já o Mapa de risco de contaminação das águas subterrâneas na Bacia do Rio do Peixe/SC (Figura 7) é produto da combinação do mapeamento da vulnerabilidade intrínseca (Figura 5) e do mapa de potencial de risco de contaminação dos recursos hídricos, considerando os principais tipos de cobertura do uso da terra (Figura 6).

No mapa de potencial de risco de contaminação pelos tipos de cobertura do uso da terra os valores variaram de: 1,1 a

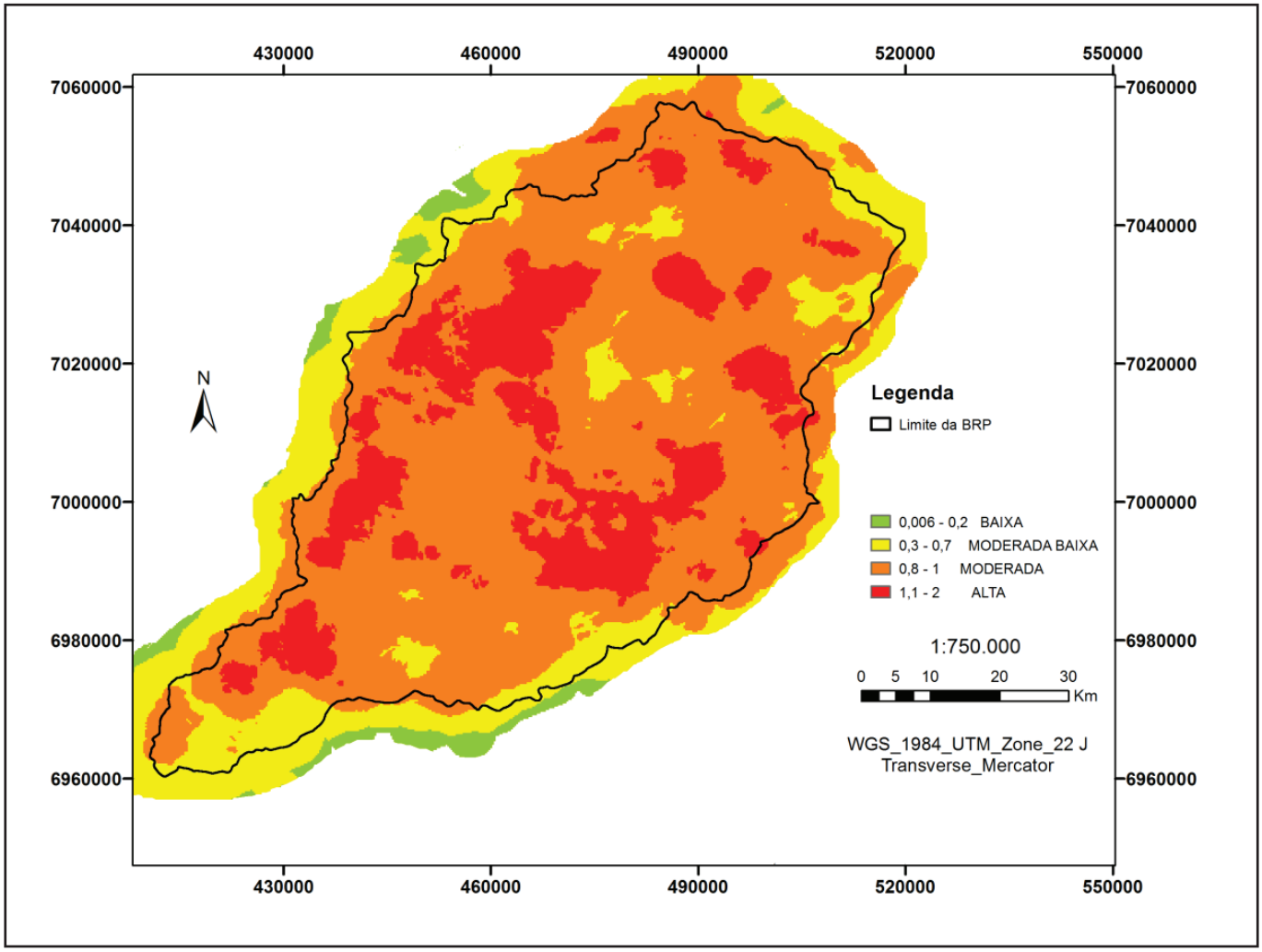


Figura 3 – Mapa de classes de vulnerabilidade para o fator Densidade de lineamentos na Bacia do Rio do Peixe/SC
Fonte: Lopes (2012)

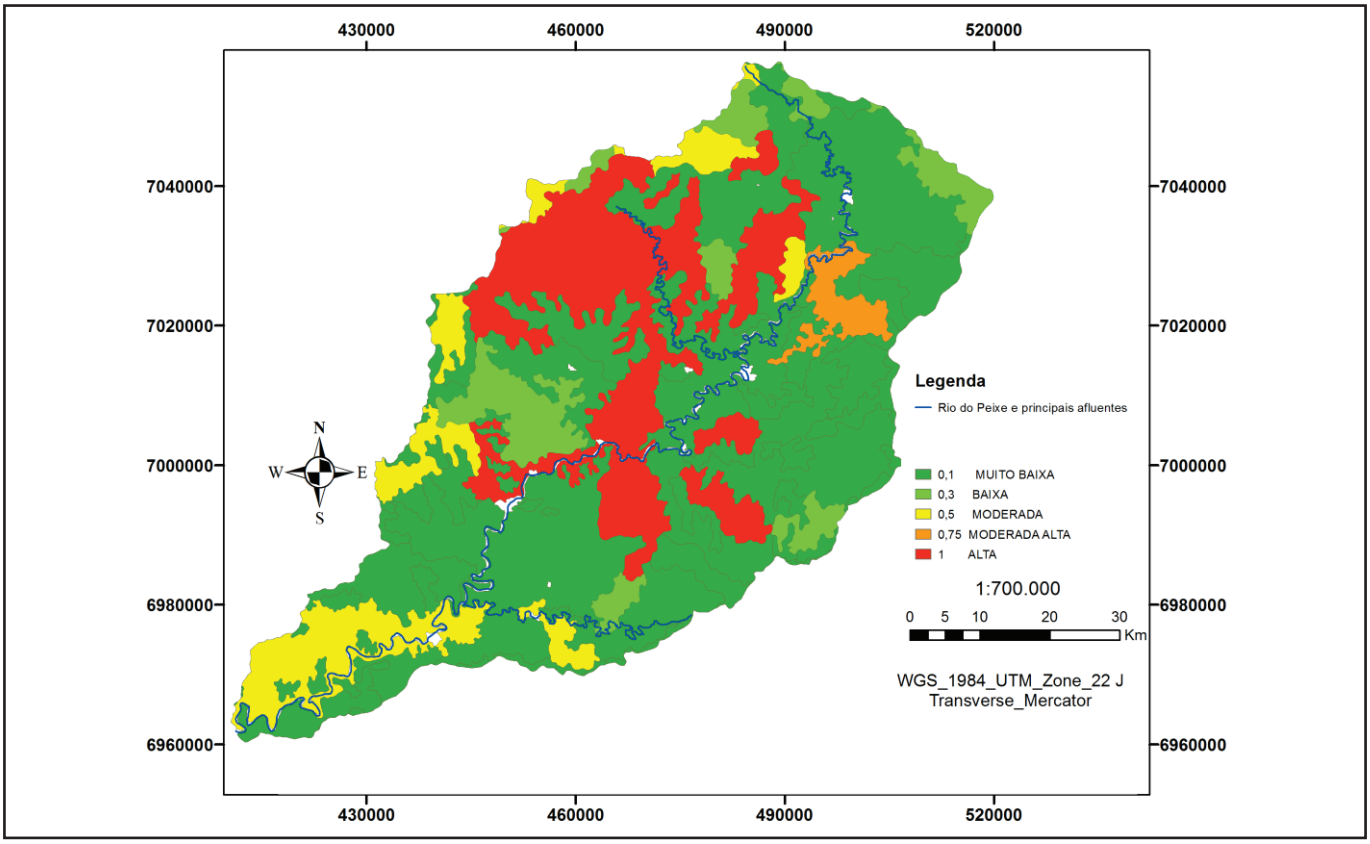


Figura 4 – Mapa de classes de vulnerabilidade do solo, considerando textura e profundidade na Bacia do Rio do Peixe/SC
Fonte: Lopes (2012).

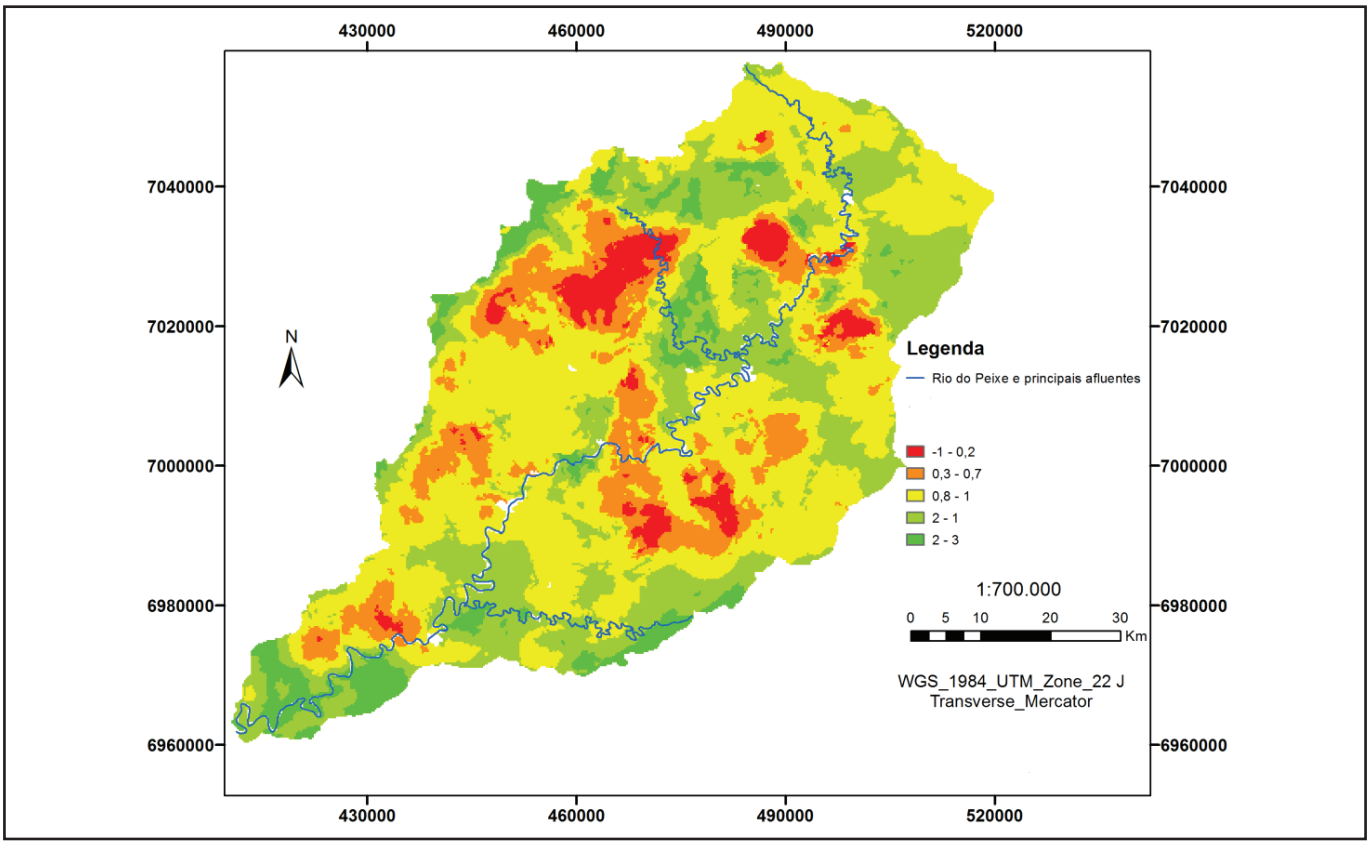


Figura 5 – Mapa de vulnerabilidade intrínseca à contaminação das águas subterrâneas na Bacia do Rio do Peixe/SC
Fonte: Lopes (2012)

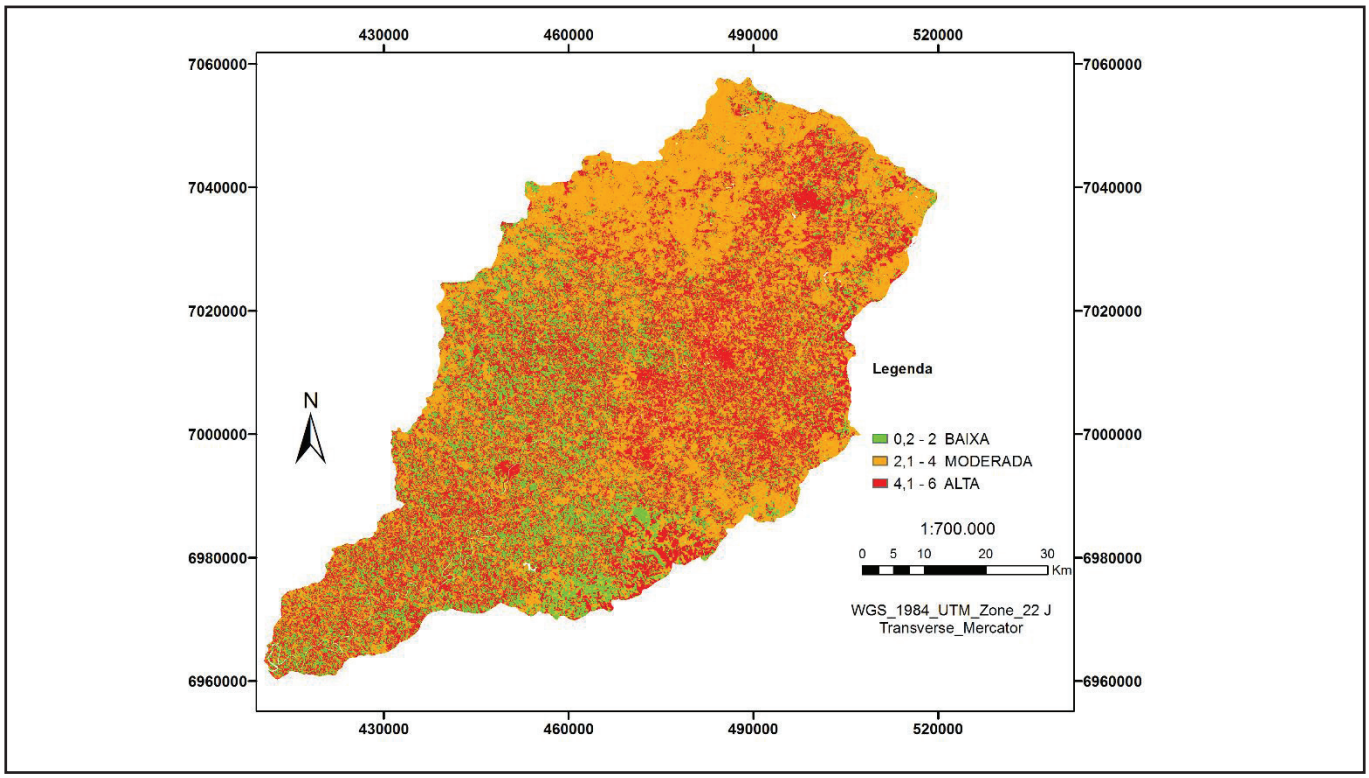


Figura 6 – Mapa de potencial de risco de contaminação dos tipos de cobertura e uso da terra na Baciado Rio do Peixe/SC
Fonte: Lopes (2012)

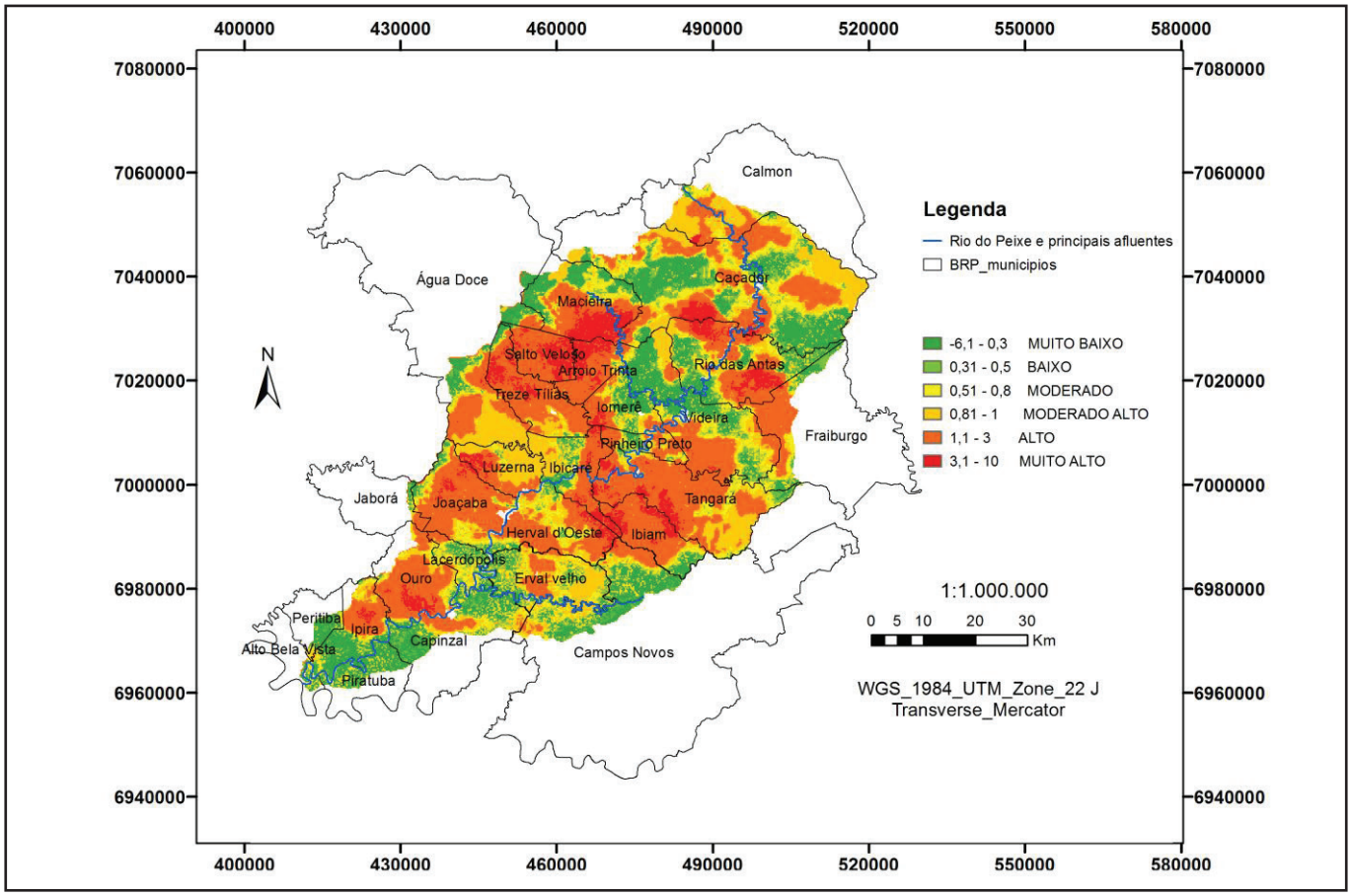


Figura 7 – Mapa de risco de contaminação das águas subterrâneas na Bacia do Rio do Peixe/SC
Fonte: LopeS (2012)

3,0 - Baixo; 3,1 a 4,0 – Moderado; 4,1 a 6,0 – Alto. Este mapa considerou os principais tipos de cobertura do uso da terra que pudessem ser mapeados na escala do estudo a partir de imagens de satélites, para fornecer indicadores de maior risco de contaminação dos recursos hídricos.

O mapa de cobertura dos tipos de uso da terra representou os principais tipos de uso dos anos de 2008/2009. Foram registrados: 216.285 hectares de florestas (39,3%); 167.881 hectares de solo exposto (30,5%); 58.887 hectares de cultivos em diversos estágios de desenvolvimento (10,7%); 50.558 hectares de pastagens (9,2%); 46.904 hectares de reflorestamentos (8,5%); e 1.488 hectares de rios, açudes ou outro recurso hídrico superficial (0,3%). As áreas de solo exposto, bem como parte das áreas de pastagens, podem representar áreas de preparo para cultivos ou áreas de corte de reflorestamento (Tabela 3).

Tabela 3 - Uso da terra na Bacia do Rio do Peixe/SC

- 2008 – Hectares e Porcentagem

Classe	Hectares	%
Urbanização	4983	0.9
Reflorestamento	46904	8.5
Floresta	216285	39.3
Solo exposto	167881	30.5
Cultivos	58887	10.7
Recursos hídricos superficiais	1488	0.3
Pastagem	50558	9.2
Nuvens	2857	0.5
Total	549843	100

Fonte: Lopes, 2012

Todas as informações do mapa de uso da terra foram validadas por observações com registros de coordenadas geográficas coletadas por meio de trabalhos de campo.

No mapa de Risco de contaminação das águas subterrâneas na Bacia do Rio do Peixe/SCas áreas delimitadas como de potencial de risco Alto são aquelas ocupadas pelos corpos hídricos, pela urbanização e pelas lavouras. As áreas dos corpos hídricos (rios, lagoas, reservatórios) em conjunto com as áreas urbanizadas foram consideradas de alto potencial de risco em virtude dos municípios da bacia, tanto na área urbana quanto rural, não possuírem sistemas de tratamento de efluentes: nesses espaços os efluentes resultantes de atividades industriais (especialmente, agroindústrias) ou urbanas acabam por atingir os recursos hídricos superficiais com pouca ou nenhuma desinfecção. As áreas de cultivos (assim como as de solos expostos) foram igualmente consideradas de alto potencial em razão de a literatura referenciar casos de intoxicação e a significativa presença de insumos químicos na produção agrícola (CARVALHO; NODARI; NODARI, 2009).

As áreas classificadas como de potencial Moderado, incluíram áreas de pastagens (com algum tipo de insumo). E as áreas delimitadas como de potencial de risco Baixo foram aquelas ocupadas por florestas, onde não ocorrem lançamentos de efluentes (sejam agrícola ou industrial), e as áreas destinadas ao reflorestamento com pequeno manejo de insumos.

A partir dessas considerações, o mapa de risco de contaminação das águas subterrâneas na Bacia do Rio do Peixe/SC (Figura 7) é apresentado nas categorias de valores: - 6,1 a - 0,3 como Muito Baixo Risco; - 0,31 a 0,5, como Baixo Risco; 0,51 a 0,8 como Risco Moderado; 0,81 a 1 como Risco Moderado Alto; 1,1 a 3 como Risco Alto e 3,1 a 10 como Muito Alto Risco. Da mesma forma que o mapa de vulnerabilidade intrínseca, apresenta suas classes em matriz semafórica.

As análises referentes à vulnerabilidade intrínseca e do risco de contaminação das águas subterrâneas a partir desta adaptação do método GODS, revelaram que o descritor lineamentos teve um importante peso quanto à classificação dos graus – Alto, Moderado e Baixo - uma vez que as áreas registradas como de maior densidade de lineamentos se repetiram também como de maior vulnerabilidade intrínseca.

CONCLUSÕES

O mapeamento da vulnerabilidade e do risco, dentro das limitações da escala, mostrou-se hábil para espacializar áreas de maior ou menor vulnerabilidade e risco na área de estudo.

Da mesma forma, pode, ainda, oferecer orientações quanto à ocupação e uso da terra, considerando aspectos de proteção das águas subterrâneas do SASG.

A metodologia utilizada apresentou-se adequada ao desenvolvimento do trabalho. O uso de geotecnologias se mostrou eficiente como ferramenta de análise na espacialização e distribuição dos recursos naturais, no uso da terra e no diagnóstico preliminar dos mapeamentos dos tipos de uso da terra, mapeamento da vulnerabilidade e do risco.

Da mesma forma, o uso de um sistema de informação geográfica, a partir de dados sobre características físicas e distribuição dos tipos de solos, usos da terra, foi capaz de sintetizar e relacionar informações sobre a bacia. Outros mapas podem ser gerados, a partir de novos cruzamentos, podendo, assim, produzir outras informações que também orientem no processo de tomada de decisão e ou conhecimento das limitações e possibilidades de uma gestão integrada, de forma a subsidiar meios mais sustentáveis de exploração da terra.

AGRADECIMENTOS

Ao Projeto Rede Guarani/Serra Geral (www.rgsg.org.br) e ao CNPq N° 556644/2009-3, pela concessão da bolsa de pesquisa através do Edital MCT/CNPq/CT-Hidro nº 22/2009, e bolsa de Pesquisador II.

REFERÊNCIAS

BIZZI, L. A.; SCHOBBENHAUS, C.; VIDOTTI, R. M.; GONÇALVES (Ed.). *Geologia, tectônica e Recursos Minerais do Brasil.* Brasília: CPRM, Serviço Geológico do Brasil, 2003. Disponível em: <www.cprm.gov.br/publique;media.capII.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2010.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociência. Coordenação de Recursos naturais e Estudos Ambientais. *Manual técnico de uso da terra.* 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <http://loja.ibge.gov.br/manual-tecnico-de-uso-da-terra.html>. Acesso em: 18 out. 2013.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2000a. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/esgotamento_sanitario/esg_sanitario50.shtm>Acesso em: 18 jan. 2010.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Defesa Civil. *Política Nacional de Defesa Civil*. Brasília: [s.n.], 2000b. Disponível em: <http://www.disaster-info.net/PED-Sudamerica/leyes/leyes/suramerica/brasil/sistemnac/Politica_Nacional_Defensa_Civil.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2010.

CARVALHO, M. M. X. de; NODARI, E. S.; NODARI, R. O. Avanço no Uso de Agrotóxicos e das Intoxicações Humanas em Santa Catarina. *Rev. Bras. Agroecologia*, v. 4, n. 2, p. 2762-2766, nov. 2009. Disponível em: <http://www.aba-agroecologia.org.br/revistas/index.php/rbagroecologia/article/view/8781>. Acesso em: 20 out. 2010.

DE NARDIN, D.; ROBAINA, L. E. S. Zoneamento Geoambiental no Oeste do Rio Grande do Sul: um estudo em Bacias Hidrográficas em processo de arenização. *Soc. Natureza*, v. 22, n. 3, p. 487-502, dez. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/sn/v22n3/06.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2011.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D; D'ELIA, M; PARIS, M. *Proteção da qualidade da água subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais.* São Paulo: Servmar – Serviços Técnicos Ambientais, 2006. Banco Mundial. Edição brasileira.

FREITAS, M. A.; CAYE, B. R.; MACHADO, J. L. F. (Org.) PROESC: diagnóstico dos recursos hídricos subterrâneos do oeste do Estado de Santa Catarina – Projeto Oeste de Santa Catarina. Porto Alegre: CPRM/SDM-SC/SDA-SC/EPAGRI, 2003.

HIGHLAND, L. M.; BOBROWSKY, P. *O manual de deslizamento* - um guia para a compreensão de deslizamentos. Contribuição e tradução: Paulo R. Rogério e Juarês José Aumond. Reston, Virginia: U.S.: Geological Survey, 2008. Disponível em: <www.gfdrr.org/sites/gfdrr/files/publication/Deslizamentos_M5DS.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2010.

LOPES, A. R. B. C. *Recursos hídricos e uso da terra na bacia do Rio do Peixe/SC, mapeamento das áreas de vulnerabilidade e risco de contaminação do sistema aquífero Serra Geral.* 2012. Tese (Doutorado) - Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Porto Alegre, 2012.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). *Brasil em Relevo*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 18 jan 2010.

NANNI, A. S.; FREITAS, M. A.; TEDESCO, M. A.; BINOTTO, R. B. Vulnerabilidade natural e risco de contaminação do aquífero Serra Geral pela suinocultura na região das missões - RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. *Anais*... [S.l.: s.n.], 2005. Disponível em: <www.dpi.inpe.br/spring/portugues/arquivos_publicacoes/xvi_sbrh.pdf>. Acesso em: 12 maio 2012.

PEDUZZI, F. The disaster risk index: overview of a quantitative approach. In: BIRKMANN, J. (Ed.). *Measuring vulnerability to natural hazards*. New York: United Nations University Press, 2006. p. 171-181. Disponível em:<www.ipcc.ch/pdf/special./SREX-Chap2_FINAL.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2010.

PELLERIN, J. R. G. M.; VILELA, J. H. *Relatório de vistoria geológica-geomorfológica*: município de Coronel Freitas/SC. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres – CEPED UFSC, 2011. Coordenador do Projeto: Prof. Antônio Edésio Jungles.

PINHEIRO, A.; KOSUTH, P., CERNESSON, F. Desenvolvimento de um Indicador de Risco de Contaminação das Águas Superficiais por Pesticidas: Aplicação a Bacia do Itajaí - Brasil. *RBRH*: revista brasileira de recursos hídricos, v. 14, n. 1, p. 5-14, jan./mar. 2009. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/52c6de5a6712e9c68278856c2e1b7d34_bb0a6de9365d6cdb64fb5905087d7d2c.pdf>. Acesso em: 20 jan. 20110.

RENFROE, N. A.; SMITH, J. L. *Threat/Vulnerability Assessments and Risk Analysis*. Washington, DC: National Institute of Buiding Sciences, 2011. Disponível em: <http://www.wbdg.org/resources/riskanalysis.php>. Acesso em: 19 out. 2011.

SAMAKE, M.; TANG; Z. H.; HLAING, W.; M'BUE, I.; Kasereka, K. Assessment of groundwater pollution potential of the datong basin, Northern China. J. *Sustainable Develop*., v. 3, n. 2, June 2010. Disponível em: <http://ccsenet.org/journal/index.php/jsd/article/view/6331>. Acesso em: 20 ago. 2011.

SANTA CATARINA. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. *Mapas digitais de Santa Catarina*. Florianópolis: EPAGRI/CIRAM, 2010. Estação:

Concórdia, Campos Novos, Joaçaba, Caçador, Videira e Campos Novos. Disponível em: <http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/>. Acesso em: 22 fev. 2012.

SCHEIBE, L. F. Geologia de Santa Catarina. *Geosul*, ano 1, n. 1, p. 7-38, 1986.

SCHEIBE, L. F. O sistema aquífero integrado Guarani-Serra Geral em Santa Catarina: uma contribuição para a educação ambiental. In: COLÓQUIO DE EDUCAÇÃO: A FORMAÇÃO DO EDUCADOR NO SÉCULO XXI - EDUCAÇÃO AMBIENTAL E HUMANIZAÇÃO, 2006, São Miguel Do Oeste. *Anais*... São Miguel do Oeste: Editora UNOESC, 2006.

SCHEIBE, L. F.; HIRATA, R. O contexto tectônico dos sistemas aquíferos Guarani e Serra Geral em Santa Catarina: uma revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15., 2008, Natal. *Anais*... Natal: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2008. v. 1.

SCHEIBE, L. F.; HIRATA, R. O Sistema Aquífero Integrado Guarani/Serra Geral (SAIG/SG) em Santa Catarina e os recursos hídricos da Bacia do Rio do Peixe. In: TREVISOL, J. V.; SCHEIBE, L. F. (Org.). *Bacia hidrográfica do Rio do Peixe*: natureza e sociedade. Joaçaba: Unoesc, 2011.

SOLOS do Estado de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. 1 CD-ROM.; mapa color. - (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento; n. 46). Anexo mapa Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de Santa Catarina. Escala: 1:250.000.

ZANATTA, L. C.; COITINHO, J. B. L. Utilização de Poços Profundos no Aquífero Guarani para Abastecimento Público em Santa Catarina. CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., 2002, Florianópolis, SC. *Anais*... 2002. [S.l.: s.n.], 2002. p. 1-16. Disponível em: <aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22740>. Acesso em: 01 out. 2009.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 571 - 582

Comparação de Modelos para Determinação Indireta da Curva de Retenção de Água no Solo: Aplicação em Solos da Bacia do Arroio Taboão, RS

Comparing models for indirect determination of the soil water retention curve: a case study in soils of the Taboão creek basin, RS.

Tirzah M. de Melo[1]; Sônia Souza Franco Bretanha[2]; Margarita Pereira[3]; Nilza Maria dos Reis Castro[4]; José Antônio Saldanha Louzada[5] e Marquis Henrique Campos de Oliveira[6]

[1,2] Professora Assistente, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas , Pelotas. Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS Brasil

tirzahmelo@hotmail.com; bretanha@terra.com.br

[3]Doutoranda em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS Brasil

mmepereira@gmail.com

[4,5] Professor(a) Associado(a), Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS Brasil

nilza@iph.ufrgs.br; louzada@iph.ufrgs.br

[6] Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul., RS Brasil

mhenriquee@hotmail.com

Recebido: 07/08/14 - Revisado: 23/10/14 - Aceito:02/06/15

RESUMO

O conhecimento da capacidade de retenção de água no solo é de fundamental importância para o estudo dos processos físicos envolvidos no sistema solo-água. Sua representação é feita através da curva de retenção, obtida em laboratório, com a utilização de equipamentos específicos e amostras deformadas ou indeformadas, ou diretamente no campo, com o emprego de tensiômetros e medidores de umidade. O procedimento mais tradicional consiste em determiná-la em laboratório utilizando amostras indeformadas e a Câmara de Richards. Apesar de consagrado, este ensaio com esse equipamento tem como inconveniente o tempo necessário para realizá-lo. Para evitar este problema, diferentes metodologias vêm sendo propostas visando a obtenção da curva de retenção de forma indireta, a exemplo das funções de pedotransferência. O objetivo desta pesquisa foi avaliar o desempenho de dois métodos dessa natureza a partir da comparação de seus resultados com os resultados da metodologia clássica. Os métodos avaliados foram o de Arya & Paris (1981) e os dois modelos propostos por Walczak et al. (2006). A base de dados foi constituída de 78 amostras indeformadas coletadas em nove tipos de solos, sendo oito deles argilosos, na bacia do arroio Taboão na região do município de Pejuçara – Rio Grande do Sul. Os resultados obtidos mostraram que todos os modelos analisados subestimaram sistematicamente as umidades dos solos em relação às obtidas em laboratório. Em 65 % das amostras analisadas, os modelos de Walczak et al. (2006) apresentaram desempenhos superiores ao modelo de Arya & Paris (1981).

Palavras Chave: *Funções de pedotransferência. Câmara de Richards. Sistema solo-água.*

ABSTRACT

Soil capacity of retaining water is fundamentally important for physical processes studies involved with the soil-water system. Its representation is made by means of the retention curve, obtained in laboratory, with the use of specific equipments and collected samples, or indirectly in the field, employing tensiometers. The most common procedure consists in determining the retention curve in laboratory utilizing undisturbed samples and the Richards Chamber. Despite being well established, this method has the drawback of being time-consuming. In order to avoid this shortcoming, different methodologies have been proposed to permit obtaining the retention curve indirectly, being the pedotransfer functions some examples of them. The objective of this research was to evaluate the performance of two methods of this nature comparing their results to those obtained with the classic methodology. The evaluated methods were that of Arya & Paris (1981) e the two models proposed by Walczak et al. (2006). The data base was constituted of 78 undisturbed samples collected from nine soil types, being eight of them clayey soils, in the Taboão stream basin, in the region of the city of Pejuçara - state of Rio Grande do Sul. The obtained results have showed that all models systematically underestimated the soil moistures when compared to those measured in laboratory. In 65 % of the analyzed samples, the models proposed by Walczak et al. (2006) provided better performances than the model of Arya & Paris (1981).

Keywords: *Pedotransfer Functions. Richards Chamber. Soil-Water System*

INTRODUÇÃO

A retenção de água no solo é uma propriedade que pode ser descrita pela dependência entre a umidade e o potencial matricial (WALCZAK et al., 2006), sendo a curva de retenção a função que descreve essa dependência (Vieira, 2006). Sua determinação geralmente é feita em laboratório utilizando-se métodos experimentais como o do funil de placa porosa, mesa de tensão ou câmaras de pressão (Câmara de Richards) (EMBRAPA, 1997).

Devido às dificuldades experimentais e ao longo tempo envolvido nessas determinações, têm-se observado um crescente interesse por métodos indiretos de estimativa da capacidade de retenção da água nos solos (ARYA et al., 1999; PACHEPSKY; RAWLS, 1999). Há na literatura a divulgação de inúmeros trabalhos desenvolvidos nessa direção, entre os quais destacam-se as funções de pedotransferência.

Essa expressão foi introduzida por Bouma (1989) para padronizar outros termos anteriormente utilizados com a mesma finalidade, e com o significado de transformar dados disponíveis em dados necessários. As primeiras tentativas para o desenvolvimento de funções desse tipo remontam do início do século XX e, à medida que evoluíram, passaram a indicar uma tendência de estudos envolvendo métodos indiretos para as décadas seguintes. Atualmente, as funções de pedotransferência são largamente utilizadas em diferentes áreas de estudo, sendo em geral de três tipos: classe (BAKER; ELLISON, 2008), as quais estimam um valor médio das propriedades hidráulicas do solo para cada classe textural; pontual (GHANBARIAN -ALAVIJEH; MILLÁN, 2010), as quais estimam diretamente a umidade ou condutividade hidráulica em valores discretos de potenciais; e paramétrica (SANTRA; DAS, 2008), as quais estimam os parâmetros empíricos da curva de retenção de um modelo definido a priori. Ainda podem ser classificadas como empíricas ou conceituais. As primeiras usam dados taxonômicos rotineiramente disponíveis, como percentuais de areia, silte ou argila, conteúdo de matéria orgânica, entre outros. As funções conceituais, ou semi-físicas, se valem das relações entre a distribuição do tamanho das partículas e a distribuição do tamanho dos poros (MOHAMMADI; VANCLOOSTER, 2011).

Arya e Paris (1981) propuseram uma função de pedotransferência baseada na similaridade entre as curvas de distribuição do tamanho de partículas e as curvas de retenção de água no solo, podendo ser classificada como contínua e conceitual, integrada ao programa Qualisolo. Outra função mais recente foi desenvolvida por Walczak et al. (2006), onde a relação entre umidade do solo e potencial matricial é estabelecida em função dos parâmetros físicos do solo estatisticamente mais relevantes, entre eles a porosidade, as frações granulométricas e a densidade, sendo classificada como contínua e empírica, separada em dois modelos, nomeados aqui como modelo M1 e modelo M2. Ambas utilizam unicamente propriedades da fase sólida do solo.

O objetivo desta pesquisa foi avaliar o desempenho dessas funções propostas por Arya & Paris (1981) (programa Qualisolo) e por Walczak et al. (2006) (modelos M1 e M2) ao estimarem de forma indireta as curvas de retenção de nove tipos de solos localizados na bacia do arroio Taboão, Pejuçara/RS. Como referência para essa avaliação foram usados os resultados obtidos em laboratório com o emprego da Câmara de Richards e amostras indeformadas de solo.

METODOLOGIA

Área de Estudo

A área de estudo desta pesquisa localiza-se na bacia hidrográfica do arroio Taboão, situada no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, no município de Pejuçara, em torno da latitude 28° 25' 24"S e longitude 53° 39' 21"0 com 449 m de altitude. Esta bacia pertence à bacia do rio Uruguai como indicado na figura 1. A bacia do Taboão apresenta área de drenagem de 78 km^2, considerando o exutório da bacia na estação fluviométrica (lat -28,439719, long -53,741561) e tem no município de Pejuçara seu maior núcleo urbano.

O município possui uma área de 414,14 km^2 que abran-

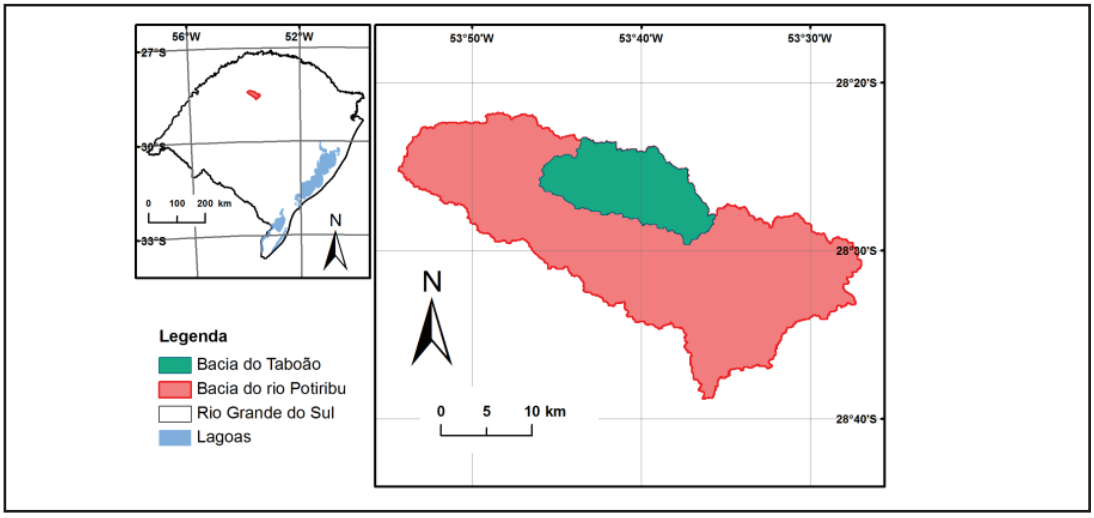


Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do arroio Taboão, noroeste do Estado do Rio Grande do Sul
Fonte: adaptado de Oliveira et al. (2011)

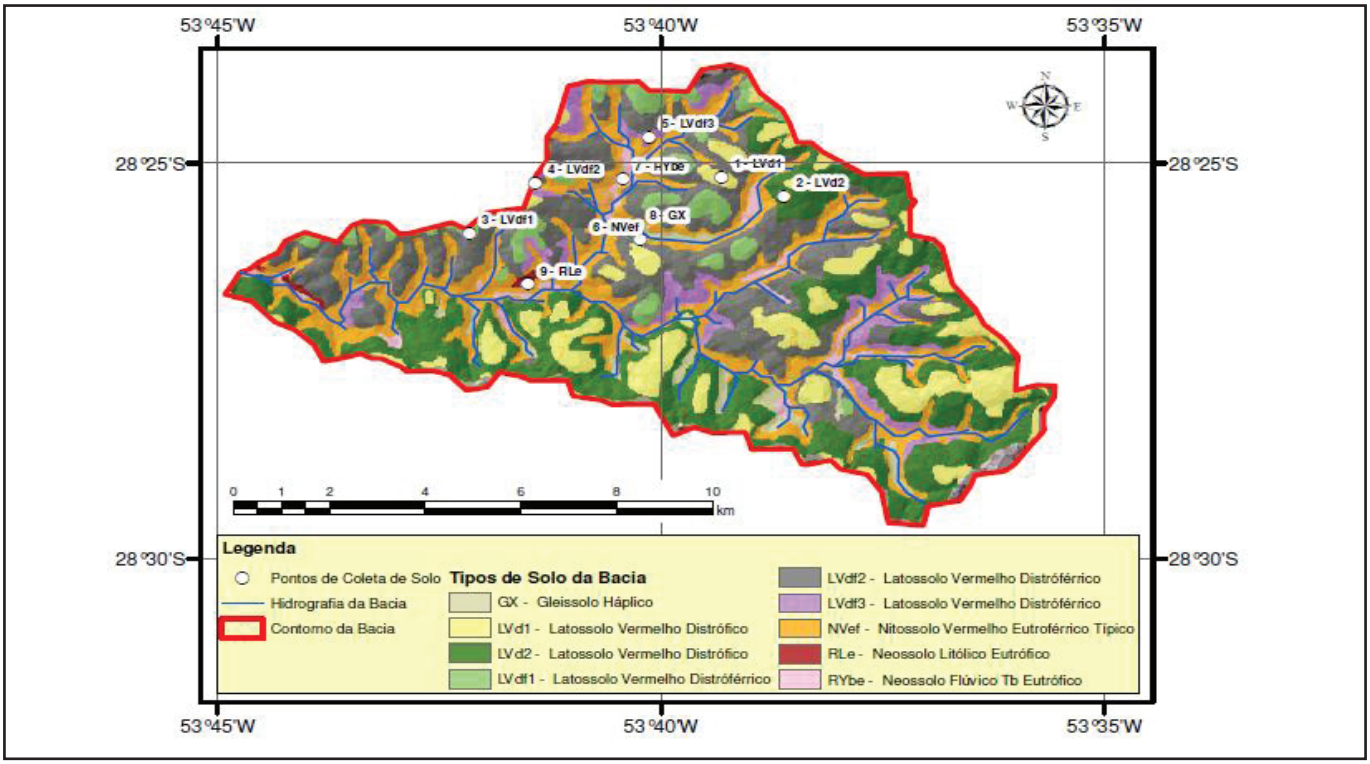


Figura 2 - Solos predominantes e localização dos pontos amostrados na bacia hidrográfica do arroio Taboão, Pejuçara/RS. Fonte: Adaptação de Carvalho et al. (1990), os quais realizaram o levantamento dos solos presentes na bacia e a identificação das unidades de mapeamento, sendo atualizado para a nova classificação dos solos (EMBRAPA, 2006)

ge mais de 90 % da área da bacia do Taboão (VIERO, 2004). O arroio Taboão é afluente do rio Potiribu, o qual por sua vez tem sua foz junto ao rio Ijuí, nas proximidades do município de Ijuí, conforme ilustra a figura 1. Esta bacia se localiza sobre o planalto médio basáltico que se estende entre as altitudes de 420 e 700 m. A declividade da bacia do Taboão é compreendida entre 3 e 10 %, podendo atingir até 15 %, sendo este relevo caracterizado como suave ondulado ou coxilhas (CASTRO, 1996; CASTRO et. al. 1999).

A bacia do Taboão é considerada representativa desta região do planalto basáltico, por apresentar formação geológica, solos, relevo e clima muito característicos de toda esta região (Bordas & Borges, 1990). O principal uso do solo é a agricultura (58 %), sendo o cultivo de soja e milho no verão e aveia e trigo no inverno. Os tipos de solos predominantes na bacia do arroio Taboão são: Latossolos (LVd1, LVd2, LVdf1, LVdf2, LVdf3), Neossolos (RYbe, RLe), Nitossolos (NVef) e Gleissolos (GX) (Figura 2).

Coleta das amostras de solo

Para cada tipo de solo, foram coletadas 3 amostras na parte média de cada uma das camadas de 0-0,25 m (superfície), 0,25-0,50 e 0,50-1 m, com exceção do solo RLe para o qual não foram obtidas amostras a 0,50-1 m. Portanto, um total de 78 amostras foi coletado, sendo representativas dos solos apresentados na figura 2. As coletas foram feitas utilizando cilindros metálicos vazados de 5,3 cm de diâmetro e 2,9 cm de altura, que, devidamente acondicionados, foram transportados para o laboratório onde foram determinadas as curva de retenção com a Câmara de Richards. Paralelamente foram realizadas 78 coletas, nos mesmos pontos e nas mesmas camadas, de amostras deformadas para determinação das curvas granulométricas.

Modelo proposto por Arya & Paris (1981) - Qualisolo: desenvolvimento e aplicação

O modelo de Arya e Paris (1981) determina de forma indireta a curva de retenção de água no solo a partir da sua similaridade com a curva de distribuição do tamanho de partículas (PERAZA, 2003). As equações que constituem o modelo, apresentadas a seguir, foram resolvidas com o emprego do sofware Qualisolo (VAZ et al., 1999; NAIME et al., 2001, 2004). O potencial mátrico (ψ_i, cm) é relacionado com o raio do poro (r_i, μm) através da equação de capilaridade.

$$\psi_i = \frac{2\sigma \cos\beta}{\rho_w g r_i} \quad (1)$$

onde σ é a tensão superficial na interface ar-água (σ = 0,0728 Nm-1), β é o ângulo de contato entre a água e a superfície da parede sólida (β = 0), ρ_w (1000 kg m^{-3}) é a densidade da água e g é a aceleração da gravidade (g = 9,81 m.s^{-2}). O cálculo da umidade com base na massa (θ) a partir da distribuição do ta-

manho das partículas contabiliza a contribuição de cada fração através da equação:

$$\theta = \phi \sum_{i=0}^{1} w_i \quad (2)$$

onde θ ($m^3\ m^{-3}$) é a porosidade e w_i (kg kg^{-1}) é a i-ésima fração de massa de solo. No Qualisolo cada fração é calculada por meio de uma função sigmoidal ajustada aos dados de distribuição de tamanhos das partículas do solo. A porosidade do solo é estimada pela expressão $\theta = 1 - (\rho_s/\rho_p)$ onde ρ_p ($kg.m^{-3}$) é a densidade das partículas do solo, considerada a mesma para todas as frações de massa w_i e ρ_s ($kg.m^{-3}$) é a densidade do solo. O raio dos poros (r_i) é determinado a partir do raio das partículas(R_i) , considerando o empacotamento de partículas esféricas e um fator de escalonamento (α), que corrige a estimativa para solos estruturados por meio da equação:

$$r_i = R_i \sqrt{4en_i^{1-\alpha}/6} \quad (3)$$

onde n_i é o número de partículas da classe i e e é a razão de vazios (volume de poros/volume de partículas). No Qualisolo, $\alpha = 0{,}947+0{,}427.e^{(-\theta/0{,}129)}$ (VAZ et al., 2005). As equações para cálculo de n_i e adotadas no modelo de Arya e Paris (1981) são apresentadas a seguir.

$$n_i = \frac{3w_i}{4\pi R_i^3 \rho_p} \quad (4)$$

$$e = \frac{\rho_p - \rho_s}{\rho_s} \quad (5)$$

O potencial mátrico do solo é calculado pela combinação das equações 1, 3, 4 e 5:

$$\psi_i = \frac{2\sigma}{\rho_w g R_i \sqrt{\frac{2(\rho_p - \rho_s)}{3\rho_s}\left(\frac{3w_i}{4\pi R_i^3 \rho_p}\right)^{1-\alpha}}} \quad (6)$$

Os pares de valores que compõem a curva de retenção são então obtidos pela aplicação das equações 2 e 6. As curvas granulométricas necessárias para aplicação do modelo foram obtidas no laboratório de sedimentos do Instituto de Pesquisas Hidráulicas - IPH utilizando o método das peneiras até o diâmetro de 0,063 μm (areias) e o método da pipeta para obtenção das frações de silte, sendo a fração de argila obtida por cálculo (CAUDURO; DORFMAN, 1986). As frações silte e argila referem-se às faixas de 0,063 a 0,004 mm e <0,004 mm, respectivamente.

As amostras de solo foram submetidas a um pré-tratamento com água destilada e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) para eliminação da matéria orgânica e posteriormente à dispersão química utilizando Calgon (hexametafosfato de sódio [$Na_{16}P_{14}O_{43}$] e carbonato de sódio [$NaCO_3$]) combinado com agitação mecânica em um agitador horizontal com esferas de vidro por um período de 12 h. As 78 curvas de distribuição granulométrica obtidas foram reduzidas a 26 curvas, através da granulometria média entre as três repetições de cada camada de solo.

Modelos propostos por Walczak et al. (2006) M1 e M2: desenvolvimento e aplicação

Os modelos propostos por Walczak et al. (2006) relacionam a umidade do solo com os respectivos potenciais matriciais pelas propriedades da fase sólida do solo. Inicialmente foram desenvolvidos a partir de uma base de dados representada por oito solos do sudoeste da Espanha (clima mediterrâneo) e posteriormente verificados com solos de clima temperado da Polônia. Os resultados considerados satisfatórios dessa etapa teoricamente demonstraram a possibilidade de aplicá-los em outros solos que não aqueles que os originaram.

Na construção dos modelos, os seguintes parâmetros foram inicialmente considerados por Walczak et al. (2006): porosidade total obtida a partir da densidade das partículas e da densidade do solo ($P1_{tot}$, % vol); porosidade total obtida a partir da curva de retenção ($P2_{tot}$, % vol); densidade do solo (Bd, g cm^{-3}); frações granulométricas nas seguintes faixas: 2,0-0,2 mm (F1, %), 0,2-0,02 mm (F2, %), 0,02-0,002 mm (F3, %); teor de carbono orgânico (C, %); teor de carbonato de cálcio ($CaCO_3$, %); pH (H_2O); área da superfície das partículas (Sg, $cm^2\ g^{-1}$); e peso médio estatístico do diâmetro das partículas do solo (D, mm).

Foram determinadas as correlações parciais de cada uma destas propriedades com a umidade do solo (θ). As que apresentaram maior correlação ($0{,}88 < R < 0{,}96$) foram definidas para compor os dois modelos de Walczak et al. (2006) descritos a seguir, obtidos por regressão linear múltipla:

$$\theta_P^1 = a_o + a_1 F1 + a_2 F2 + a_3 P1_{tot} \quad (7)$$

$$\theta_P^2 = b_o + b_1 F1 + b_2 F2 + b_3 Bd \quad (8)$$

onde θ_P^1 e θ_P^2 são os conteúdos de água preditos pelo modelo (%) e a_0, a_1, ..., b_2 e b_3 são constantes. As equações 7 e 8 mostram que as maiores correlações foram obtidas com propriedades da fase sólida, no caso a porosidade, a densidade e as frações granulométricas. Essas equações foram aqui denominadas, respectivamente, de modelos M1 e M2, e os valores utilizados para aplicá-los estão apresentados nas Tabelas 1 e 2. As umidades resultantes das aplicações correspondem aos potenciais matriciais relacionados na Tabela 1.

As porosidades apresentadas na Tabela 2 foram obtidas a partir da relação $ø = 1 - (\rho_s/\rho_p)$, sendo que a densidade das partículas foi considerada constante para todas as amostras de solo e igual a 2,65 g cm^{-3}. As densidades foram determinadas com

Tabela 1 - Coeficientes dos modelos M1 e M2

Potencial Matricial (kPa)	Coeficientes M1				Coeficientes M2			
	a_o	a_1	a_2	a_3	b_o	b_1	b_2	b_3
0,1	-17,18	-0,121	-0,0727	1,184	103,04	-0,0968	-0,0578	-45,36
0,32	-16,146	-0,132	-0,08	1,159	101,04	-0,0968	-0,0578	-44,4
1	-14,207	-0,144	-0,093	1,115	99,01	-0,122	-0,0797	-42,73
1,96	-11,783	-0,153	-0,109	1,057	95,54	-0,1323	-0,0965	-40,49
3,2	-8,698	-0,161	-0,124	0,975	90,24	-0,1424	-0,113	-37,3
9,80	2,207	-0,312	-0,192	0,736	76,48	-0,3018	-0,1866	-27,83
31	10,395	-0,337	-0,265	0,543	64,89	-0,3323	-0,2641	-20,3
490	20,506	-0,289	-0,297	0,159	36,31	-0,2907	-0,3015	-5,83
1470	16,849	-0,259	-0,278	0,187	35,19	-0,2601	-0,2815	-6,7

Fonte: Walczak et al. (2006)

Tabela 2 - Densidade (Bd), porosidade total ($P1_{tot}$), teores de areia, Silte e argila utilizados nos modelos M1 e M2 de Walczak et al. (2006)

Solo	*P* (m)	*Bd* (g cm^{-3})	$P1_{tot}$ (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Solo	*P* (m)	*Bd* (g cm^{-3})	$P1_{tot}$ (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
	0-0,25	1,49	44	27	13	60	**NVef**	0-0,25	1,42	46	19	16	65
LVd1	0,25-0,5	1,47	45	24	12	64		0,25-0,5	1,50	43	13	11	76
	0,5-1,0	1,39	48	17	8	75		0,5-1,0	1,43	46	10	11	79
LVd2	0-0,25	1,74	34	33	13	54	**RYbe**	0-0,25	1,35	49	28	21	51
	0,25-0,5	1,48	44	24	9	67		0,25-0,5	1,34	49	18	20	62
	0,5-1,0	1,44	46	20	10	70		0,5-1,0	1,25	53	22	19	60
LVdf1	0-0,25	1,71	36	17	19	64	**GX**	0-0,25	1,60	40	33	19	48
	0,25-0,5	1,61	39	15	11	74		0,25-0,5	1,55	42	19	14	68
	0,5-1,0	1,58	40	12	13	75		0,5-1,0	1,45	45	22	23	55
LVdf2	0-0,25	1,81	32	34	17	49		0-0,25	1,44	46	49	12	39
	0,25-0,5	1,59	40	18	14	68	**RLe**	0,25-0,5	1,62	39	41	10	49
	0,5-1,0	1,50	43	22	23	55							
LVdf3	0-0,25	1,38	48	18	16	66							
	0,25-0,5	1,37	48	21	19	60							
	0,5-1,0	1,35	49	21	18	61							

P - camada do solo; *Bd* - densidade do solo; P_{ltot} - porosidade total; Areia: diâmetro entre 2,0 a 0,0625 mm; Silte: diâmetro entre 0,0625 a 0,004 mm; Argila: diâmetro < 0,004 mm

as mesmas amostras que foram usadas na Câmara de Richards. Embora os modelos tenham sido originalmente desenvolvidos para outras faixas granulométricas já referidas anteriormente, os próprios autores (WALCZAK et al., 2006) e também Nemes e Rawls (2006) relataram bons resultados quando os modelos foram aplicados considerando areia, silte e argila caracterizadas por faixas granulométricas distintas das originais.

Os dados da Tabela 2, utilizados para gerar as 26 curvas de retenção pelos modelos M1 e M2, foram obtidos a partir de valores médios das três repetições das frações granulométricas, porosidade e densidade.

Convém ressaltar que estes modelos, M1 e M2 são empíricos, baseados em equações de regressão linear correlacionando algumas propriedades físicas do solo (densidade, porosidade e textura) com a retenção de água no solo. Já o software Qualisolo utiliza equações de base física considerando diferentes parâmetros para representar a textura do solo de forma mais detalhada como raio dos poros, razão de vazios, etc.

Análise Estatística

Para avaliação do desempenho dos modelos, tendo como referência as curvas obtidas com o método clássico, foram utilizados os três coeficientes estatísticos relacionados a seguir: coeficiente de correlação de Pearson (*r*); coeficiente de concordância (*d*) (WILLMOTT, 1982) e coeficiente de desempenho (*c*) do modelo (CAMARGO; SENTELHAS, 1997). Os mesmos coeficientes foram usados por Lima et al. (2012) para avaliar o desempenho de sondas multisensores de capacitância para medição de umidade gravimétrica em Latossolos do cerrado.

O coeficiente de correlação de Pearson (*r*) (equação 9) varia de -1 a 1 e indica o grau de relação linear entre duas variáveis, no caso as umidades estimadas pelos modelos e as umidades obtidas em laboratório.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2}} \quad (9)$$

Onde *r* é o coeficiente de correlação de Pearson; *n* é o número de amostras; x_i e y_i são os valores das variáveis x e y_i ; $\overline{x}$ e $\overline{y}$ e são as médias dos valores de x e y.

O coeficiente de concordância (*d*) de Willmott (1982) (equação 10) varia de 0 a 1 e indica o grau de afastamento dos valores estimados pelos modelos em relação aos obtidos experimentalmente, ou seja, avalia a relação entre a linha de tendência linear gerada entre valores estimados (modelos) e observados (laboratório) e a reta 1:1.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(|P_i - \overline{O}|) + (|O_i - \overline{O}|)^2} \quad (10)$$

Onde *d* é o coeficiente de concordância de Willmott (1982); P_i é o valor estimado; O_i é o valor experimental e $\overline{O}$ é a média dos valores experimentais.

O índice de desempenho (*c*) de Camargo e Sentelhas (1997) (equação 11) corresponde ao produto dos dois índices anteriores.

$$c = r.\ d \quad (11)$$

Onde *c* é o índice de desempenho; r é o coeficiente de correlação de Pearson e *d* é o coeficiente de concordância de Willmott (1982). As faixas de valores do índice *c* indicativas do desempenho do modelo são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Critério de desempenho do modelo

Índice de Desempenho (*c*)	Desempenho
> 0,85	Ótimo
0,76 - 0,85	Muito bom
0,66 - 0,75	Bom
0,61 - 0,65	Mediano
0,51 - 0,6	Ruim
0,41 - 0,50	Muito ruim
< 0,4	Péssimo

Fonte: Camargo e Sentelhas (1997)

Como as pressões aplicadas nos ensaios com a Câmara de Richards não foram coincidentes com os potenciais matriciais resultantes dos modelos, todas as curvas estimadas foram utilizadas como entrada no aplicativo RETC (van GENUCHTEN et al., 1991), o que permitiu ajustar o modelo proposto por van Genuchten (1980) a cada uma delas. Isso se fez necessário pelo tipo de funções utilizadas nesse trabalho, que se caracterizam por apresentarem resultados em potenciais matriciais específicos. Assim sendo, a análise estatística foi feita com base nas equações que passaram a representar as curvas estimadas analiticamente e nas curvas experimentais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As curvas de retenção (Figura 4) geradas pelos três modelos avaliados em geral subestimaram os teores de umidade nas três camadas consideradas, com exceção do solo NVef para o qual foram obtidos resultados mais satisfatórios e do solo GX para a camada de 0,25-0,5 m, sendo este último para os modelos M1 e M2. As maiores diferenças ocorreram nos solos LVdf1, LVdf2, LVdf3 e RLe. Todas as simulações com o modelo M2 forneceram umidades mais elevadas que o M1. Para o solo NVef observou-se que o programa Qualisolo (Q) gerou melhores estimativas das umidades para as menores potenciais matriciais (6 e 10 kPa) enquanto que os modelos M1 e M2 estimaram melhor para as altas tensões (101 e 303 kPa).

A Tabela 4 apresenta a análise estatística de desempenho dos modelos. Os coeficientes de correlação de Pearson (r), de concordância (WILLMOTT, 1982) e de desempenho (CAMARGO; SENTELLHAS, 1997) indicam que os modelos M1 e M2 foram superiores ao de Arya e Paris (1981) em 65 % dos casos, sendo que entre eles, o modelo M2 foi melhor que o M1 para todos os solos, exceto para o solo RYbe na camada de 0,50-1 m. Avaliando os piores desempenhos dos três modelos, percebe-se que o modelo de Arya e Paris (1985) resultou em mais casos com desempenhos muito ruim ou péssimo (13 casos), seguido do modelo M1 (9 casos).

Observa-se também que quando um dos modelos de Walczak et al. (2006) apresentou um bom desempenho, o de Arya e Paris (1981) teve desempenho insatisfatório, e vice-versa. Em geral, bons resultados foram obtidos pelos modelos M1 e M2 para os solos LVd2, LVdf1, LVdf2, LVdf3 e RLe, embora para algumas camadas não tenha sido verificado o mesmo comportamento das umidades obtidas pelo método clássico.

Em artigos recentes Nascimento et al. (2010), Mohammadi e Vanclooster (2011) e Rezaee et al. (2011) também compararam curvas de retenção de água no solo obtidas pelo modelo de Arya e Paris (1981) com as curvas obtidas em laboratório. Os primeiros autores avaliaram o comportamento do modelo em um solo de textura arenosa (Neossolo Quartzarênico) localizado em Petrolina - PE, e constataram que as umidades foram superestimadas quando comparadas com os valores de laboratório, o contrário do ocorrido neste trabalho onde os solos analisados são argilosos.

Já Mohammadi e Vanclooster (2011) testaram o modelo para 42 solos de diferentes classes texturais com teores médios de areia e argila de 22,5% e 26,4%, respectivamente. Eles obtiveram, em alguns casos, resultados que também subestimaram os valores de umidade na região da curva correspondente aos maiores potenciais matriciais. Rezaee et al. (2011) mostraram que os resultados do modelo são fortemente dependentes dos valores adotados para o parâmetro de escala α. Os autores identificaram que a estimativa de α, como é feita no Qualisolo, induz que os valores de umidade sejam subestimados tanto para valores altos como para valores baixos de potencial matricial.

Em outros artigos, Lamorski et al. (2008) e Wahren et al. (2012) avaliaram os modelos propostos por Walczak et al. (2006) (M1 e M2). Os primeiros desenvolveram "máquinas de suporte vetorial" e as compararam com os modelos de Walczak

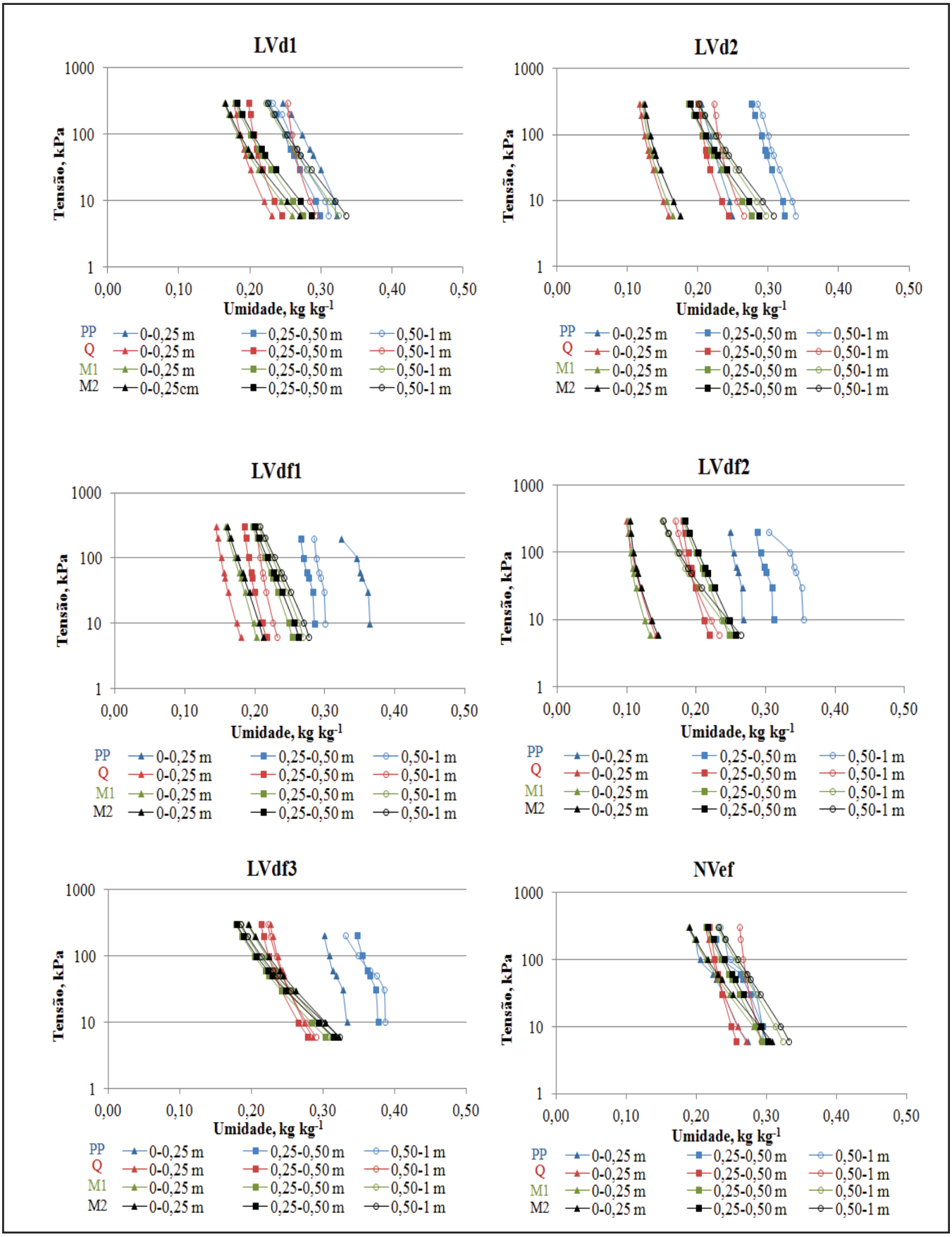


Figura 4 - (continua...) Curvas de retenção de água obtidas por diferentes métodos. PP-Câmara de Richard (laboratório); Q-Qualisolo (Arya e Paris (1981); M1 e M2-modelos 1 e 2 (Walczak et al., 2006)

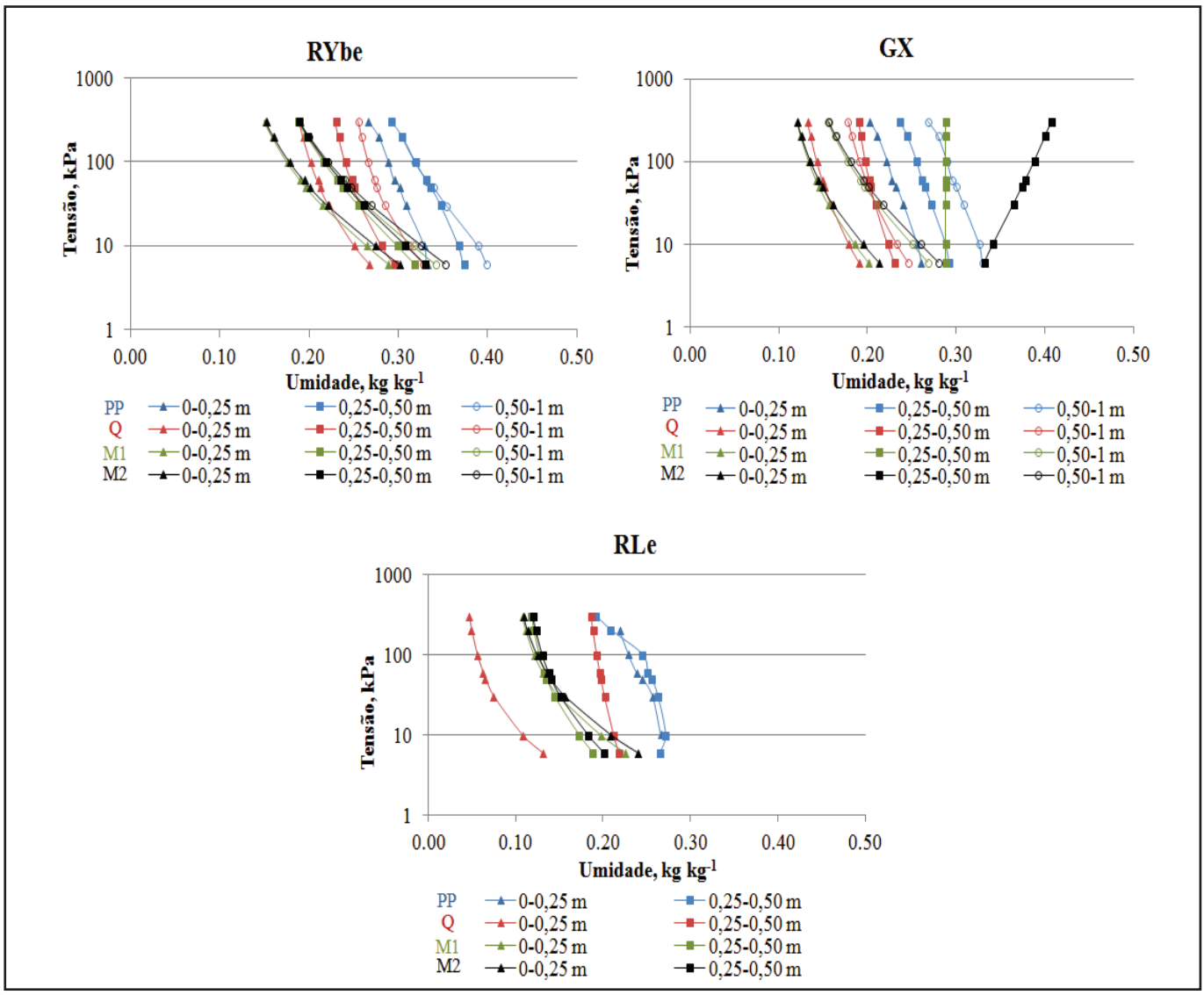


Figura 4 - (continuação). Curvas de retenção de água obtidas por diferentes métodos. PP-Câmara de Richard (laboratório); Q-Qualisolo (Arya & Paris (1981); M1 e M2-modelos 1 e 2 (Walczak et al., 2006)

et al. (2006) e com redes neurais para determinação de curvas de retenção.

Os valores de R^2 obtidos a partir dos resultados dos modelos de Walczak et al. (2006) foram substancialmente superiores aos outros dois métodos utilizados. Essa constatação vai ao encontro dos resultados obtidos nesse trabalho, onde os modelos M1 e M2 se mostraram superiores ao modelo de Arya e Paris (1981). Wahren et al. (2012) testaram três funções de pedotransferência, incluindo os modelos de Walczak et al. (2006), para obtenção de informações espaciais do solo na forma de mapas, relacionando suas propriedades físicas com seus usos. Todos os modelos forneceram resultados considerados válidos quando da estimativa da umidade do solo em capacidade de campo.

A figura 5 apresenta as relações entre o desempenho do modelo e as propriedades do solo obtidas experimentalmente para todos os solos e camadas consideradas. Para o programa Qualisolo (Q) não foi verificada nenhuma correlação do desempenho do modelo com as propriedades físicas do solo (frações granulométricas, porosidade, densidade). Já para os modelos M1 e M2 observou-se que os melhores desempenhos foram obtidos para as amostras de solo com menores densidades (consequentemente com maiores porosidades), baixos teores de areia e altos teores de argila. A fração silte não altera o desempenho de nenhum dos modelos testados e por isso seu gráfico foi aqui omitido ($R^2 < 0,1$). Os maiores coeficientes de ajuste da regressão linear foram obtidos para porosidade (R2 = 0,58) e para densidade ($R^2 = 0,59$).

Uma razão para este resultado é que a porosidade é um importante parâmetro para contabilizar a grande variação de umidade para potenciais mais próximos à saturação (fluxo nos macroporos), uma vez que o armazenamento de água nesta faixa mais úmida da curva de retenção é fortemente governado pela estrutura do solo e não pela textura. Por outro lado, esta última influencia mais fortemente o fluxo de água nos micro e mesoporos sob potenciais mais negativos (MERMOUD; XU, 2006). Como nos gráficos da Figura 4 estão representados apenas os potenciais até 1000 kPa (≈ 1 atm), isto explica por-

Tabela 4 - Coeficiente de correlação de Pearson (*r*), coeficiente de concordância (*d*), índice de desempenho (*c*) e desempenho (Camargo & Sentelhas, 1997) para as curvas de retenção de água no solo obtidas pelos modelos utilizados

Solo	*P* (m)	r^0	r^1	r^2	d^0	d^1	d^2	c^0	c^1	c^2	Desempenho[0]	Desempenho[1]	Desempenho[2]
LVd1	0-0,25	0,926	0,984	0,983	0,458	0,509	0,557	0,42	0,50	0,55	muito ruim	muito ruim	ruim
	0,25-0,50	0,926	0,988	0,987	0,458	0,609	0,659	0,42	0,60	0,65	muito ruim	ruim	mediano
	0,50-1	0,973	0,993	0,993	0,960	0,941	0,950	0,93	0,94	0,94	ótimo	ótimo	ótimo
LVd2	0-0,25	0,973	0,975	0,976	0,834	0,284	0,300	0,81	0,28	0,30	muito bom	péssimo	péssimo
	0,25-0,50	0,958	0,990	0,989	0,209	0,629	0,683	0,20	0,62	0,68	péssimo	mediano	bom
	0,50-1	0,972	0,992	0,991	0,236	0,765	0,812	0,23	0,76	0,80	péssimo	muito bom	muito bom
LVdf1	0-0,25	0,949	0,992	0,994	0,729	0,358	0,381	0,69	0,36	0,38	bom	péssimo	péssimo
	0,25-0,50	0,986	0,989	0,991	0,516	0,526	0,567	0,51	0,52	0,56	ruim	ruim	ruim
	0,50-1	0,992	0,988	0,990	0,120	0,600	0,647	0,12	0,59	0,64	péssimo	ruim	mediano
LVdf2	0-0,25	0,987	0,956	0,966	0,535	0,244	0,257	0,53	0,23	0,25	ruim	péssimo	péssimo
	0,25-0,50	0,991	0,995	0,995	0,054	0,491	0,527	0,05	0,49	0,53	péssimo	muito ruim	ruim
	0,50-1	0,479	0,986	0,985	0,473	0,472	0,514	0,23	0,47	0,51	péssimo	muito ruim	ruim
LVdf3	0-0,25	0,995	0,989	0,988	0,465	0,794	0,825	0,46	0,79	0,82	muito ruim	muito bom	muito bom
	0,25-0,50	0,990	0,986	0,985	0,263	0,709	0,742	0,26	0,70	0,73	péssimo	bom	bom
	0,50-1	0,944	0,986	0,985	0,334	0,755	0,783	0,31	0,74	0,77	péssimo	bom	muito bom
NVef	0-0,25	0,984	0,990	0,989	0,991	0,726	0,768	0,97	0,72	0,76	ótimo	bom	muito bom
	0,25-0,50	0,984	0,994	0,994	0,990	0,774	0,837	0,97	0,77	0,83	ótimo	muito bom	muito bom
	0,50-1	0,957	0,994	0,994	0,905	0,996	0,978	0,87	0,96	0,97	ótimo	ótimo	ótimo
RYbe	0-0,25	0,960	0,979	0,978	0,459	0,586	0,620	0,44	0,57	0,61	muito ruim	ruim	mediano
	0,25-0,50	0,954	0,988	0,987	0,445	0,792	0,814	0,42	0,78	0,80	muito ruim	muito bom	muito bom
	0,50-1	0,964	0,984	0,983	0,791	0,814	0,813	0,76	0,80	0,80	muito bom	muito bom	muito bom
GX	0-0,25	0,984	0,973	0,974	0,852	0,337	0,355	0,84	0,33	0,35	muito bom	péssimo	péssimo
	0,25-0,50	0,984	0,994	- 0,993	0,749	0,541	0,128	0,74	0,54	-0,13	bom	ruim	péssimo
	0,50-1	0,981	0,985	0,984	0,282	0,537	0,578	0,28	0,53	0,57	péssimo	ruim	ruim
RLe	0-0,25	0,993	0,956	0,957	0,618	0,357	0,391	0,61	0,34	0,37	mediano	péssimo	péssimo
	0,25-0,50	0,868	0,960	0,962	0,874	0,315	0,334	0,76	0,30	0,32	muito bom	péssimo	péssimo

0 Qualisolo (Arya & Paris (1981); 1 Modelo M1 (Walczak et al., 2006); 2 Modelo M2 (Walczak et al., 2006); P: camada do solo

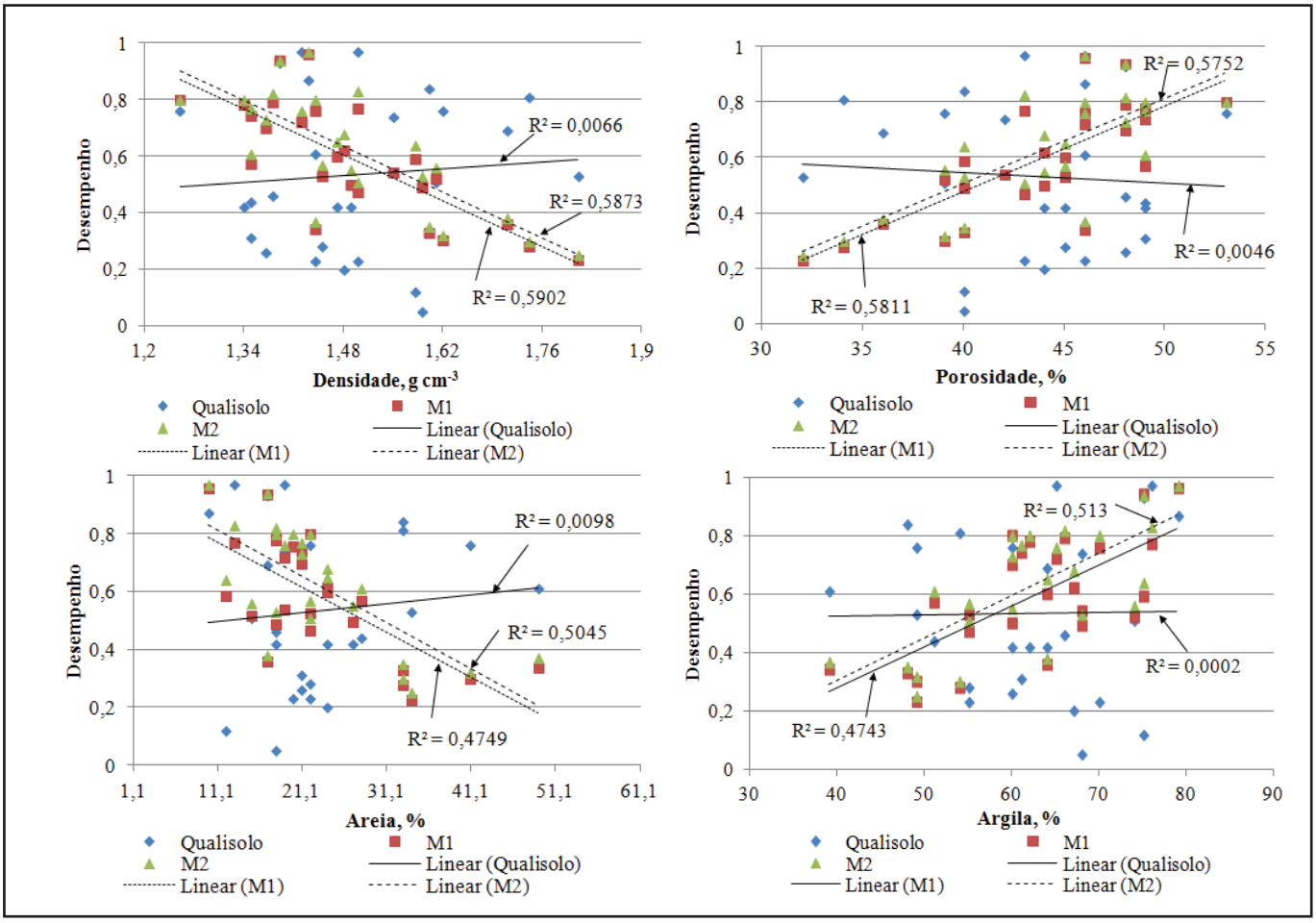


Figura 5 - Comportamento do desempenho dos modelos com relação às propriedades físicas do solo

que não foi encontrado nenhum padrão de forte correlação do desempenho dos modelos com as frações granulométricas. Esta análise pode ser confirmada também pela Tabela 2, onde verifica-se não haver nenhuma correlação entre a porosidade dos dados e a textura do solo.

A baixa correlação do software Qualisolo (Q) com as propriedades físicas analisadas sugere que as relações matemáticas utilizadas neste modelo não fazem uma boa associação entre as características dos solos e a curva de retenção. Além disso, para todos os modelos aqui analisados, algumas características importantes do solo não foram incorporadas aos mesmos, tais como matéria orgânica e pH. O teor de matéria orgânica, por exemplo, não considerado de forma explícita nos modelos avaliados nesse trabalho, é considerado importante em várias outras funções de pedotransferência devido a um aumento na capacidade de retenção de água (AHUJA et al., 1985; BRADY, 1989; RAWLS et al., 2003). Adicionalmente, alguns autores que incorporaram aos seus modelos a umidade de saturação obtiveram melhores ajustes (BΦRGESEN et al., 2008; SANTRA; DAS, 2008; MANYAME et al., 2007).

Por outro lado, enquanto o modelo de Walczak et al. (2006) (M1 e M2) é caracterizado por parâmetros totalmente empíricos, o modelo de Arya e Paris (1981) (Qualisolo-Q), mesmo que tendo embasamento físico, ao introduzir o parâmetro de escala α, deixa de ser integralmente conceitual. A presença de parâmetros empíricos torna os modelos dependentes das bases de dados que foram utilizadas para calibrá-los e testá-los (SCHAAP et al., 2004).

De maneira geral, os resultados indicam que o modelo M2 é melhor do que o M1, e que os piores desempenhos foram obtidos pelo modelo de Arya e Paris (1981). Uma possível causa para o melhor desempenho do modelo M2 com relação ao M1 é que o primeiro emprega a densidade do solo, enquanto que o segundo utiliza a porosidade. A influência destes dois parâmetros sobre as estimativas da curva de retenção de água no solo foi analisada por Melo e Pedrollo (2015) para 228 solos ao redor do mundo contidos no banco de dados UNSODA, utilizando redes neurais artificiais (RNAs). Na análise de sensibilidade realizada pelos mesmos, verificou-se que a densidade do solo é a propriedade do solo que mais influenciou o desempenho dos modelos testados. Enquanto a densidade do solo melhorou a eficiência do modelo em até 46%, a porosidade contribuiu com no máximo 17,8%. Isto corrobora que o modelo M2 pode ser superior ao M1 devido às diferentes influências que cada uma destas propriedades tem sobre as estimativas da curva de retenção de água.

CONCLUSÕES

Em geral, tanto o modelo de Arya e Paris (1981) quanto o de Walczak et al. (2006) subestimam as umidades para a faixa de potenciais matriciais analisada (até 1000 kPa), com exceção do solo NVef para o qual resultados mais satisfatórios foram obtidos.

Em 65 % das amostras analisadas os modelos M1 e M2 forneceram desempenhos superiores ao modelo de Arya e Paris (1981), sendo que entre eles, o modelo M2 foi melhor que o M1 para todos os solos, exceto para o solo RYbe na camada de 0,50-1 m. Para todas as simulações o modelo M2 calculou valores de umidade maiores do que o modelo M1, o que fez com que seus resultados tenham sido mais próximos dos obtidos em laboratório.

Os desempenhos dos modelos M1 e M2 estão bem relacionados com as propriedades físicas do solo, sendo este comportamento mais acentuado para a estrutura do solo (porosidade e densidade) do que para a textura (frações de areia e argila). Porém para a fração silte, nenhuma correlação foi encontrada. Já para o modelo de Arya e Paris (1981) nenhuma correlação foi encontrada nem para a estrutura ou para a textura do solo.

Também verificou-se que os modelos de Walczak et al. (2006) tiveram bom desempenho em solos argilosos, ainda que em suas formulações as frações de argila não são consideradas diretamente.

Comparando os modelos, pode-se concluir que nenhum deles foi considerado satisfatório para todos os solos em todas as profundidades consideradas. Além disso, os modelos testados M1 e M2 representaram adequadamente a curva de retenção de água no solo, fornecendo resultados comparáveis e até superiores aos obtidos pela metodologia clássica (modelo de ARYA e PARIS, 1981).

REFERÊNCIAS

AHUJA, L.R.; NANEY, J.W.; WILLIAMS, R.D. Estimating soil water characteristics from simpler properties or limited data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 49, p. 1100-1105, 1985.

ARYA, L.M.; PARIS, J.F. A physico-empirical model to predict soil moisture characteristics from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 45, p. 1023-1030, 1981.

ARYA, L.M.; LEIJ, F.J.; VAN GENUCHTEN, M.T.; SHOUSE, P.J. Scaling parameter to predict the soil-water characteristic from particle-size distribution data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 63, p. 510-519, 1999.

BAKER, L.; ELLISON, D. Optimisation of pedotransfer functions using an artificial neural network ensemble method. *Geoderma*, v. 144, p. 212-224, 2008.

BORDAS, M.P.; BORGES, A.L. Escolha de bacias representativas e experimentais para estudo da erosão no planalto basáltico sul-americano. In: CONGRESSO BRASILEIRO E ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 8., Londrina, 1990. *Anais*... Londrina, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1990. p.15-16

BΦRGESEN, C.D; IVERSEN, B.V.; JACOBSEN, O.H.; SCHAAP, M.G. Pedotransfer functions estimating soil hydraulic properties using different soil parameters. *Hydrol. Process,* v. 22, p. 1630-1639, 2008.

BOUMA, J. Using soil survey data or quantitative land evaluation. In: STEWART, B.A., ed. *Advance in soil science*. New York: Springer-Verlag New York, 1989. v. 9.

BRADY, N.C. *Natureza e Propriedades do Solos*. 7ª ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 898 p.

CAMARGO, A.P.; SENTELHAS, P.C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil. R. Bras. *Agrometeorol.*, v. 5, p. 89-97, 1997.

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

CASTRO, N.M.R. Ruissellement et l'érosion sur des bassins versants de grandes cultures du plateau basaltique au sud du Brésil. 1996. 224f. Tese (Doutorado) – ULP (Rio Grande do Sul), Strasbourg, 1996.

CASTRO, N.M.R.; AUZET, 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. Hydrol. Proc., v. 13, p. 1623-1628, 1999.

CAUDURO, F. A.; DORFMAN, R. Manual de Ensaios de Laboratório de Campo para Irrigação e Drenagem. Colab. José Bofill Santaló. Porto Alegre: PRONI: IPH - UFRGS, 1986. 216 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de Métodos de Análise de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileira do classificação de solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-SPI, 2006. 306p.

GHANBARIAN-ALAVIJEH, B.; MILLÁN, H. Point pedotransfer functions for estimating soil water retention curve. Int. *Agrophysics*, v. 24, p. 243-251, 2010.

LAMORSKI, K.; PACHEPSKY, Y.; STAWINSKI, C.; WALCZAK, R.T. Using support vector machines to develop pedotransfer functions for water retention of soils in Poland.

Soil Sci. Soc. Am. J., v. 72, p. 1243-1247, 2008.

LIMA, J.E.F.W.; SILVA, E.M., KOIDE, S.; SANTOS, R.M. Avaliação do desempenho de sonda de capacitância no monitoramento da umidade de Latossolos do cerrado em condições de campo. R. Bras. Rec. Hídric., v. 17, p. 23-32, 2012.

MANYAME, C.; MORGAN, C.L.; HEILMAN, J.L.; FATONDJI, D.; GERARD, B.; PAYNE, W.A. Modeling hydraulic properties of sandy soils of Niger using pedotransfer functions. Geoderma, v. 141, n. 3-4, p. 407-415, 2007.

MELO, T.M.; PEDROLLO, O.C. Artificial Neural Networks for Estimating Soil Water Retention Curve Using Fitted and Measured Data. Applied and Environmental Soil Science, 2015, Article ID 535216, 16 pages, 2015.

MERMOUD, A.; XU, D. Comparative analysis of three methods to generate soil hydraulic functions. Soil Till. Res., v. 87, p. 89-100, 2006.

MOHAMMADI, M.H.; VANCLOOSTER, M. Predicting the soil moisture characteristic curve from particle size distribution with a simple conceptual model. Vadose Zone J., v. 10, p. 594-602, 2011.

NAIME, J.M.; VAZ, C.M.P.; MACEDO, A. Automated soil particle size analyzer based on gamma-ray attenuation. Computers Electron. Agric., v. 31, p. 295-304, 2001.

NAIME, J.M.; SHINYA, V.T.; VAZ, C.M.P. Programa para estimativa indireta da curva de retenção da água no solo. Comunicado Técnico 60. São Carlos, 2004.

NASCIMENTO, P.S.; BASSOI, L.H.; PAZ, V.P.S.; VAZ, C.M.P.; NAIME, J.M.; MANIERI, J.M. Estudo comparativo de métodos para a determinação da curva de retenção de água no solo. Irriga, v. 15, p. 193-207, 2010.

NEMES, A.; RAWLS, W.J. Evaluation of different representations of the particle-size distribution to predict soil water retention. Geoderma, v. 132, p. 47-58, 2006.

OLIVEIRA, G.G.; PEDROLLO, O.; CASTRO, N.M. R. Metodologia de análise de sensibilidade e exclusão de variáveis de entrada em simulação hidrológica por redes neurais artificiais (RNAS): resultados preliminares. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XIX. 2011, Maceió. Anais... Maceió, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2011. p.1-19.

PACHEPSKY, Y.; RAWLS, W. Accuracy and reliability of pedotransfer functions as affected by grouping soils. Soil Sci. Soc. Am. J., v. 63, p. 1748-1757, 1999.

PERAZA, J.E.S. Retenção de Água e Pedofunções para Solos do Rio Grande do Sul. 2003. 118f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

RAWLS, W.J.; PACHEPSKY, Y.A.; RITCHIE, J.C.; SOBECKI, T.M.; BLOODWORTH, H. Effect of soil carbon on soil water retention. Geoderma, v. 116, p. 61-76, 2003.

REZAEE, L.; SHABANPOUR, M.; DAVATGAR, N. Estimating the soil water retention curve from soil particle size distribution using the Arya and Paris model for Iranian soils. Turk J. Agric. For., v. 35, p. 649-657, 2011.

SANTRA, P.; DAS, B.S. Pedotransfer functions for soil hydraulic properties developed from a hilly watershed of Eastern India. Geoderma, v. 146, p. 439-448, 2008.

SCHAAP, M.G.; NEMES, A.; VAN GENUCHTEN, M. T. Comparison of models for indirect estimation of water retention and available water in surface soils. Vadose Zone J., v. 3, p. 1455-1463, 2004.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., v. 44, p. 892-898, 1980.

VAN GENUCHTEN, M.T.; LEIJ, F.J.; YATES, S.R. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. Riverside, CA, 1991. 93p.

VAZ, C.M.P.; IOSSI, M.F.; NAIME, J.M.; MACEDO, A.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; COOPER, M. Validation of the Arya and Paris water retention model for Brazilian Soils. Soil Sci. Soc. Am. J., v. 69, p. 577-583, 2005.

VAZ, C.M.P.; NAIME, J.M.; MACEDO, A. Soil particle size fractions determined by gamma-ray attenuation. Soil Sci., v. 164, p. 403-410, 1999.

VIEIRA, M.L. Propriedades físico-hídrico-mecânicas do solo e rendimento de milho submetido a diferentes sistemas de manejo. 2006. 115f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2006.

VIERO, A.C. Análise da geologia, geomorfologia e solos no processo de erosão por voçorocas: bacia do Taboão, RS. 2004. 129f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

WAHREN, F.T.; TARASIUK, M.; MYKHNOVYCH, A.; KIT, M.; FEGER, K.H.; SCHWÄRZEL, K. Estimation of spatially distributed soil information: dealing with data shortages in the Western Bug Basin, Ukraine. Environ. Earth Sci., v. 65, p. 1501-1510, 2012.

WALCZAK, R.T.; MORENO, F.; STAWINSKI, C.; FERNANDEZ, E.; ARRUE, J. L. Modeling of soil water retention curve using soil solid phase parameters. J. Hydrol., v. 329, p. 527-533, 2006.

WILLMOTT, C.J. Some comments on the evaluation of model performance. Bull. Am. Meteorol. Soc., v. 63, p. 1309-1313, 1982

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 583 - 593

Mapeamento das Ações de Gestão dos Recursos Hídricos no Âmbito de um Comitê de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica

Mapping water managent actions in Santa Maria River Watershed Committe, RS

Vinicius Ferreira Dulac[1] e Rafael Cabral Cruz[2]

[1] Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil
vfdulac@gmail.com

[2] Laboratório Interdisciplinar de Pesquisas em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Pampa, RS, Brasil
rafaelcabralcruz@gmail.com

Recebido: 17/08/14 - Revisado: 24/10/14 - Aceito:17/03/15

RESUMO

O cultivo de arroz irrigado por inundação consiste na principal atividade econômica da Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria, RS, tomada como estudo de caso no presente artigo. O referido cultivo possui ampla ocupação tanto em suas cabeceiras como a montante de sedes municipais, apresentando potenciais conflitos com o abastecimento público. Historicamente, a bacia apresenta um amplo número de ações e articulações institucionais com vistas à gestão da escassez hídrica. Neste artigo objetiva-se avaliar a relação entre o discurso dos representantes do Comitê de Bacia do rio Santa Maria e a efetividade dos processos de gestão das águas. Para tanto, acompanhou-se as reuniões do órgão e aplicou-se a ferramenta de Mapeamento Conceitual para articular a representação visual de redes de ideias das atas das reuniões plenárias a partir de técnicas de estatística multivariada. A análise compreende um período de sete anos (2008-2014). O método utilizado auxiliou a análise integrada das questões, os temas preponderantes, tomada de decisões e a efetividade das ações. Espera-se que os resultados da análise possam auxiliar os Comitês e os demais órgãos integrantes do Sistema Estadual de Recursos Hídricos na auto-avaliação de suas ações e no direcionamento de sua gestão.

Palavras Chave: *Política de recursos hídricos. Participação social. Mapas conceituais*

ABSTRACT

Irrigated rice with continuous flooding is main economic product of Santa Maria river watershed and is largely present near to headwaters region, also above municipal water supply system. Historically, the watershed presents large number of management water scarcity actions and institutional articulation. This paper aims to evaluate the speeches of Santa Maria Comitte social agents of watershed case study. Their speech was related with management water process effectiveness. Therefore, it was applied the concept mapping method, which was used to organize and to articulate the visual representation of networks of ideas, by using multivariate statistics techniques. The period of analyses refers to seven years (2008-2014). Despite the large amount of ideas, the method assisted in the analysis of preponderant themes, inter-relationships, decision-making and effectiveness of actions. It is expected that the results of the analysis may assist the Committee in self-assessment of its actions and the direction of its management.

Keywords: *Water policy. Social participation. Concept maps*

INTRODUÇÃO

Os Comitês de Bacia Hidrográfica constituem-se como espaço político de integração entre os setores usuários, a população e o poder público no processo de tomada de decisões no âmbito da gestão das águas. Tal espaço de participação, de cooperação e de construção de alianças é, também, um espaço de conflitos que emergem em virtude dos interesses, diferentes posições na escala social e política, das formas de resistência, organização e participação (SARAVANAN; MCDONALD; MOLLINGA, 2009). Fracalanza, Campos e Medeiros (2009) compreendem o Comitê de Bacia como parte de um sistema de gestão das águas centrado na noção de poder social que medeia as relações entre Estado e sociedade civil também por conflitos.

Assim, apresenta-se como uma questão fundamental: como fazer com que os conflitos diversos, as soluções e as ações de gestão possam ser integrados? Os elementos chave para avaliar a integração da gestão de recursos hídricos relacionam-se às questões referentes a relações de poder, negociação e conflitos, tendo em vista especialmente o contexto multissetorial em que as questões relativas aos recursos hídricos estão envolvidas.

Neste ambiente de gestão, as interações entre os agentes de vários níveis, conforme mostra Saravanan (2008), ocorrem em contexto específico e são influenciadas por processos históricos, pelo contexto social e por fatores ecológicos. Diante disto, a avaliação do processo de gestão torna-se complexa uma vez que múltiplas são as questões a serem abordadas. Segundo Kane e Trochim (2007), um dos principais desafios deste tipo de análise é identificar e organizar estas questões para orientar efetivamente a análise.

Ao encontro desta necessidade, o método de Mapeamento Conceitual (MC), proposto inicialmente por Trochim (1989), pode ser definido como uma técnica que se propõe a organizar e articular de forma objetiva a representação visual de redes de ideias. A estrutura do mapa promove uma síntese dos dados coletados, seguido de um quadro conceitual (framework) que possibilita examinar padrões tanto de resultados quanto da avaliação do andamento de processos. Os resultados permitem aos agentes envolvidos a geração de uma imagem com suas metas, seus objetivos ou seus propósitos. Ressalta-se que o mapeamento pode ser aplicado sobre diversos tipos de fontes de dados: ex: narrativas textuais, entrevistas abertas ou fechadas e brainstorms sobre determinado tema.

A literatura em que se observou a aplicação do referido método apresenta um enfoque no desenvolvimento de um quadro conceitual para avaliação e planejamento institucional, bem como de políticas e de programas específicos. Como exemplo, cita-se as pesquisas de Anderson et al. (2006), Bedi (2006), Jackson e Trochim (2002), Kane e Trochim (2007), McLinden (2012) e Nardelli e Griffith (2003), este último aplicado para avaliar a implantação da Política Florestal no Brasil.

Não foram localizados estudos que utilizaram esta técnica de mapeamento conceitual em um organismo gestor de bacia hidrográfica. No entanto, há diversos outros métodos de desenvolvimento do MC. Novak e Cañas (2008), por exemplo, descrevem um método em que pessoas constroem à "mão-livre" diagramas nos quais as principais ideias e/ou conceitos são articuladas hierarquicamente. Este método tem sido aplicado para avaliação, acompanhamento e compartilhamento da aprendizagem e de informações, tanto no âmbito da educação formal como em corporações, sendo comumente denominado de mapeamento mental ou mapeamento cognitivo.

O método inicialmente desenvolvido e descrito por Trochim (1989) difere do método de Novak e Cañas (2008) por incorporar técnicas quantitativas de estatística multivariada ao processo intrinsecamente qualitativo de construção dos MC. Contudo os dois métodos de mapeamento convergem quanto a sua utilidade na síntese e estruturação de problemas, principalmente em verificar as inter-relações de aspectos políticos-institucionais e ambientais, indo ao encontro de uma abordagem sistêmica e facilitando a abordagem teórico-conceitual.

Observa-se que o método de mapeamento cognitivo tem sido comumente utilizado como subsídio a elaboração de Sistemas de Suporte a Decisão (SSD) na gestão dos recursos hídricos. Foram observadas algumas pesquisas que utilizaram esta técnica: Costa e Ensslin (2011), Laura (2004), Medeiros (2011) e Oliveira (2006). Os principais resultados obtidos consistiram: i) na estruturação e análise integrada da influência das questões relacionadas aos recursos hídricos e suas interfaces junto aos setores usuários da água; ii) na avaliação dos principais aspectos a serem considerados pelos tomadores de decisão no âmbito de uma determinada ação, programa ou projeto. Por outro lado os supracitados estudos observaram algumas desvantagens do ponto de vista pragmático, bem como sobre o tempo necessário para a interpretação e síntese dos resultados dos mapas cognitivos, considerando a multi-disciplinariedade e multiplicidade dos temas que normalmente emergem.

No presente artigo optou-se por desenvolver uma pesquisa junto a um Comitê de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica como referência – no caso o Comitê de Bacia do rio Santa Maria – RS (CBHSM). O objetivo desta pesquisa consiste em avaliar a relação entre o discurso dos representantes do Comitê da Bacia tomada como estudo de caso e a efetividade dos processos de gestão das águas.

Foram efetuadas análises comparativas e integradas entre dois biênios de gestão do Comitê. A pesquisa foi complementada com informações sobre a situação atual do Comitê (até agosto de 2014) em relação aos processos de gestão mapeados com a análise estatística.

A Gestão das Águas no Estado do Rio Grande do Sul

A Lei Estadual nº 10.350 de 30 de dezembro de 1994 (RIO GRANDE DO SUL, 1994b) instituiu o Sistema Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (SERH). A matriz institucional do SERH tem a Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA/RS) como órgão de governo gestor do sistema e o Departamento de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul (DRH/RS) como órgão gestor dos recursos hídricos (administração direta). O Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH/RS) é configurado como a instância máxima de regulamentação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos e dos conflitos pelo uso da água, caso não

haja resolução na instância regional, referente aos Comitês de Bacia (CBH). O CRH/RS tem a competência de tornar legais as decisões dos Comitês e aprovar investimentos do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FHR/RS).

Em maior escala de descentralização, os Comitês têm função deliberativa e poderes para decidir sobre as questões da Política de Recursos Hídricos, devendo congregar usuários da água, poder público, representantes políticos e entidades atuantes na respectiva Bacia.

Também estão previstas as Agências de Região Hidrográfica (ARH) para prover assistência técnica e administrativa aos seus Comitês e ao SERH. Porém as mesmas não foram ainda implantadas no Estado. Assim, o DRH/RS têm assumido suas funções, por exemplo, no que se refere à elaboração dos Planos de Bacia.

A Fundação de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) é responsável pela operacionalização da outorga pelo uso da água para diluição de efluentes, determinação do enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, bem como a vazão ecológica. A outorga para captação direta ou para armazenamento hídrico é atribuição do DRH/RS.

Para fins de gerenciamento dos recursos hídricos, o Estado do RS, que tem uma área de 281.784 km² (3% do território nacional), foi dividido em 26 (vinte e seis) Bacias, inseridas em 03 (três) Regiões Hidrográficas (Uruguai, Guaiba e Litorânea, conforme Resolução CRH/RS nº 04/2002 (RIO GRANDE DO SUL, 2002)). Estão previstas uma ARH para cada Região. Em cada Bacia foi instalado um CBH, sendo que os primeiros foram instalados anteriormente a Lei Estadual de Recursos Hídricos. Por exemplo, o Comitê da Bacia do rio dos Sinos e Comitê do rio Gravataí foram instalados respectivamente em 1988 e 1989. O Comitê de Bacia do Rio Santa Maria, objeto de análise do presente estudo foi instalado em 1994.

Em relação à implantação dos instrumentos de gestão, apenas a bacia do rio Gravataí possui o Plano de Recursos Hídricos completo, o qual consiste nas Fases de Diagnóstico e Prognóstico, Enquadramento e Plano de Ações. Outras 12 (doze) bacias possuem até a Fase de Enquadramento completa. Dentre estas se encontra a Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria (BHSM) com Enquadramento homologado pela Resolução CRH nº 15/2005 (RIO GRANDE DO SUL, 2005b). Os cursos de água enquadrados da BHSM podem ser observados em FEPAM (2013). Atualmente o Estado do RS tem 8 (oito) Planos de Bacia (na totalidade de suas Fases) em licitação/licitados desde 2013 (DRH, 2014), o que demonstra um avanço na implementação da PERH no Estado nestes últimos anos.

Já a outorga teve sua implantação iniciada no ano de 1999. Sua implementação é predominantemente cartorial (em 88% das Bacias do RS) e consiste em uma análise racional e de consistência com base em dados da demanda (MEIER, 2011). Por outro lado, em bacias onde a demanda se aproxima da disponibilidade, que é o caso de 03 (três bacias), dentre elas a BHSM, esta implantação ocorre sustentada pelo balanço hídrico. Porém ainda em caráter precário devido ao fato de que podem ser revogadas a qualquer momento. Especialmente em eventos de estiagem que ocasionem risco ao abastecimento humano.

Embora alguns estudos já tenham sido efetuados para simulação da cobrança, este instrumento ainda não foi implantado no Estado. Isto pode ser atribuído a sua característica de dependência dos demais instrumentos de gestão efetivamente implantados, bem como, a questões políticas e polêmicas de sua implantação.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria (BHSM) localiza-se na fronteira sudoeste do Estado do RS. Possui uma área de 15.740 km² e abrange sete municípios: Bagé, Dom Pedrito, Lavras do Sul, Santana do Livramento, Rosário do Sul, São Gabriel e Cacequi (Figura 1).

A população que reside dentro da bacia (IBGE, 2010) é de aproximadamente 184.000 pessoas, o que representa 2,5% da população do Estado. Deste total, 85% residem em áreas urbanas e 15% em áreas rurais. A densidade demográfica pode ser considerada baixa (9,4 hab/km²) em relação à média do Rio Grande do Sul (37,9 hab/km²).

A Bacia caracteriza-se especialmente pela atividade agropecuária, com várzeas ocupadas por rotação de pastagem natural e lavoura de arroz irrigado (FORGIARINI, 2006). A partir da expansão da lavoura orizícola (cultura 100% irrigada), que iniciou sua implantação na década de 60, se intensificaram tanto o associativismo entre os irrigantes como os conflitos pelo uso da água (ARNEZ, 2002; CBHSM, 2014). Estes conflitos também se relacionam com o histórico de estiagens severas, referentes ao déficit hídrico em anos secos (CRUZ; SILVEIRA, 2007).

Cruz e Dewes (2006) destacam que as mediações dos conflitos estiveram sempre presentes na agenda do CBHSM. Exemplo disso foi a Deliberação nº 01/2005 do CBHSM que estabeleceu regras e limites para suspensão da irrigação de lavouras nas áreas de influência da captação de água da Companhia Rio-Grandense de Saneamento (CORSAN) nas cidades de Dom Pedrito e Rosário do Sul. Essa deliberação foi homologada pela Resolução do CRH/RS nº 11/2005 (RIO GRANDE DO SUL, 2005a). Como se observa na figura 1, as sedes desses municípios situam-se nas margens do rio Santa Maria. Na área de drenagem das regras de captação também se encontram balneários públicos.

Também cabe destacar o histórico de atuação deste Comitê no nível técnico e político com viés no planejamento e na estrutura administrativa de obras de engenharia hídrica e em ações não estruturais em recursos hídricos. Ainda nos primeiros anos de atuação do CBHSM, em que o Sistema de Recursos Hídricos tinha como órgão do governo a Secretária de Obras Públicas e Saneamento (SOP-RS), destaca-se a contratação pelo CRH/RS do Plano de Utilização dos Recursos da BHSM (BOURSHEID ENGENHARIA LTDA, 1996) e do Programa de Recuperação e Desenvolvimento da BHSM (BOURSCHEID ENGENHARIA LTDA, 1997). Estes estudos, em conjunto com SOP/Euroestudios e Novotecni (2003), contaram com a participação social através do Comitê e subsidiaram as decisões do órgão tanto no que diz respeito à eleição de prioridades de intervenções estruturais e não estruturais na bacia, quanto ao

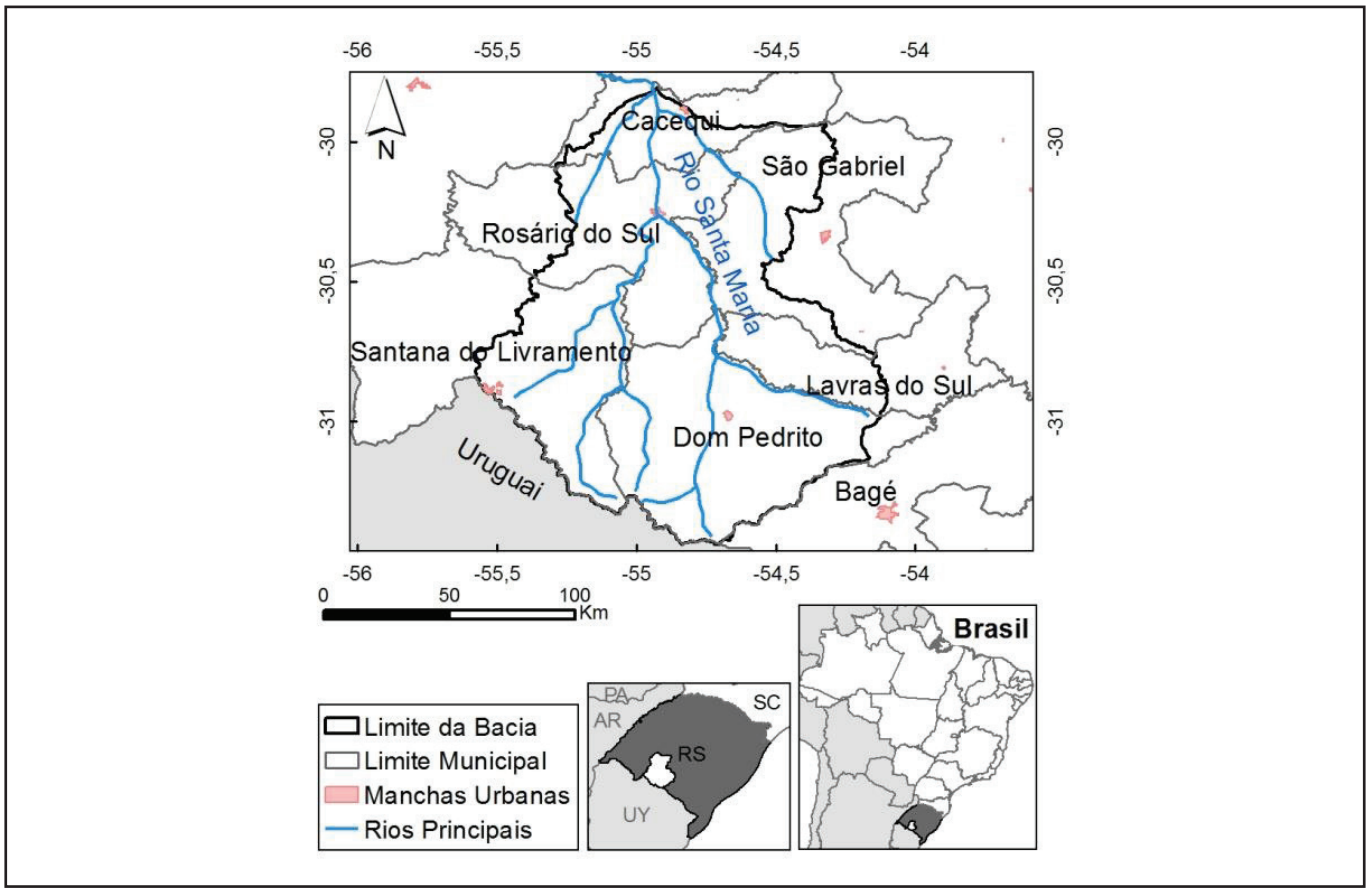


Figura 1 – Localização da bacia do rio Santa Maria

Obs: Sistema de Projeção: WGS 1984

estabelecimento de arranjos políticos-institucionais e operacionais para efetivar seus resultados.

Assim, as reuniões do Comitê foram pautadas, desde a sua criação por políticas, programas e estudos contratados pelo Estado referentes à: planejamento da outorga pelo uso da água, enquadramento e cobrança, bem como, estudos de diagnóstico e caracterização da região. Atualmente esta em elaboração o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Santa Maria, iniciado em novembro de 2013. No âmbito do Plano está prevista a consolidação do Diagnóstico, a retomada do Enquadramento, a definição de critérios de outorga e cobrança e a elaboração do Plano de Ações a fim de atingir o Enquadramento.

Comitê de Bacia do rio Santa Maria

O histórico do CBHSM pode ser verificado em CBHSM (2014) e em Silveira et al. (1998). Sua formação se deu a partir de um movimento da sociedade em função de situações de escassez hídrica, conflitos pelo uso da água e ambientais.

No dia 1º de fevereiro de 1994 o órgão foi criado pelo Decreto Estadual nº 35.103/1994 (RIO GRANDE DO SUL, 1994). O Comitê constitui-se de 40 entidades componentes com as seguintes distribuições: usuários da água (40%), população da bacia (40%) e órgãos da administração direta, estadual e federal (20%).

As categorias e entidades representantes eleitas podem ser verificadas em CBHSM (2014). Nota-se a predominância da categoria da Produção Rural, com o preenchimento total das 06 (seis) vagas de titulares e seus respectivos suplentes. Nos primeiros anos as reuniões eram trimestrais, no ano de 2000 passaram a ser bimestrais e, desde 2004, mensais. As eleições para escolha da diretoria e dos membros representantes ocorrem a cada dois anos. Até julho de 2014 ocorreram 158 reuniões e 08 biênios de gestão no CBHSM. Para fins de manutenção e administração do Comitê o governo do Estado prevê o repasse anual de R$ 50.000,00.

Metodologia

A partir da narrativa textual das atas do Comitê foram selecionadas as variáveis de análise, denominadas de ideias. O período de seleção das ideias abrangeu dois biênios de gestão do órgão, em ordem o 7º e o 8º biênio. A 7º gestão iniciou em março de 2008 e terminou em fevereiro de 2010, englobando 17 atas (Ata nº 97 a nº 114). Já a 8º gestão compreendeu o período entre março de 2010 e maio de 2012 com 18 atas (Ata nº 115 a nº 133). As atas estão disponibilizadas no site do órgão (CBHSM, 2014).

Inicialmente, foram selecionadas com base em uma análise de conteúdo as ideias relativas aos Instrumentos de Gestão e Gerenciamento dos Recursos Hídricos (n=433). As ideias selecionadas referem-se tanto a demandas e reivindicações

quanto a avaliações e opiniões sobre resultados de processos. Estes aspectos não foram distinguidos para o processo de seleção e síntese das ideias. A análise foi complementada para 2014, a partir da leitura das atas e acompanhamento das atividades do Comitê.

A partir da seleção das variáveis ideias, aplicou-se o método de Mapeamento Conceitual (TROCHIM, 1989). A representação da rede de ideias obtida com o método foi utilizada para auxiliar na avaliação da relação entre o discurso dos representantes do Comitê da Bacia e a efetividade dos processos de gestão das águas.

Em suma, a metodologia aplicada neste trabalho envolveu cinco etapas principais:

1) Sistematização da amostra de análise: definição de critérios e classificação das ideias específicas sobre processos relativos à gestão e ao gerenciamento dos recursos hídricos.

2) Numeração e disposição das ideias selecionadas na etapa anterior em uma matriz quadrada ou simétrica de similaridade binária (n x n), que consiste no dado de entrada de análises multivariadas que objetivam plotar a dispersão dos dados ao longo de dois ou mais eixos. Onde n é a ordem da matriz e refere-se ao número de ideias. Cada célula (a_{ij}) contém o número zero (0) ou o numero um (1) baseado na avaliação da similaridade entre as ideias. Se duas ideias "a" e "b" são consideradas similares (em termos de propósito ou conteúdo/significado), a célula "a.b", conterá o valor um (1). Se duas ideias "a" e "b" não são classificadas juntas o valor da célula será zero (0). Além disso, como a matriz é simétrica o valor da célula "a.b." será o mesmo na célula "b.a". Este processo foi efetuado apenas pelo pesquisador, desta forma os mapas gerados são uma perspectiva particular do mesmo.

3) Análise dos dados da matriz simétrica de similaridade: dentre os métodos de ordenação possíveis em estatística multivariada optou-se pelo método de análise de componentes principais (ACP) para criar coordenadas (x,y) a partir de uma medida de associação (neste caso as covariâncias) entre as ideias. Cada ponto (x,y) representa uma ideia e pode ser posicionado em um gráfico bidimensional. Quanto maior a covariância entre dois pontos mais próximos eles estarão localizados no gráfico.

4) Análise de agrupamento de ideias em função de suas posições (x,y) no gráfico bidimensional: delimitou-se grupos de ideias de acordo com suas similaridades. Deste modo, se as ideias representadas pelos pontos estão próximas no espaço dimensional e são similares em termos de conteúdo, os pontos formam um agrupamento. Tais grupos permitem sintetizar a complexidade dos processos de gestão avaliados. Tal avaliação é um processo interpretativo que envolve encontrar um ponto intermediário entre unir muitas ideias que devem ser mantidas em separado ou gerar muitos grupos que podem tornar a interpretação excessivamente detalhada, dificultando-a (MCLINDEN, 2012).

5) Avaliação e síntese dos processos de gestão discutidos no Comitê: neste ponto observa-se a existência de um amplo leque de possibilidades de abordagem, conforme se observa em Kane e Trochim (2007). No presente artigo utilizou-se de forma combinada duas possibilidades de aplicação dos MC's apresentadas no supracitado artigo: a síntese do conteúdo da base de dados (neste caso as atas) e o exame dos padrões de resultantes.

Em síntese, a análise efetuada nesta etapa levou em consideração: i) a evolução dos temas de pauta nas discussões no Comitê, em termos de frequência de ocorrência e nível de articulação com outros temas. Por exemplo, foram realizadas inferências sobre os assuntos que se mantiveram ou não preponderantes em termos de pauta ao longo do tempo; ii) estágio atual do processo de gestão dos recursos hídricos no âmbito das principais ações e deliberações do Comitê. Neste ponto analisa-se quais decisões foram levadas ou não a efeito, bem como o nível de implementação do processo em relação à evolução dos debates no Comitê.

Destaca-se que a concepção básica das técnicas de ordenação em estatística multivariada é reduzir um grande número de variáveis inter-relacionadas em um menor número de eixos, denominados, no caso da ACP, de Componentes Principais (CP). Os eixos dos CP's são ortogonais entre si e explicam uma diferente fração da variabilidade total observada entre os dados da amostra (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Como normalmente os primeiros CP's representam um percentual significativo da variação dos dados, os mesmos podem ser utilizados como amostra para representar de forma gráfica a variação total do conjunto analisado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram analisados e produzidos Mapas Conceituais para dois biênios de gestão do CBHSM, denominados 7º (2008-2010) e 8º biênio (2010-2012) de gestão.

A tabela 1 apresenta a descrição dos agrupamentos formados e organizados conforme sua similaridade. Nesta tabela pode-se verificar a distribuição quantitativa das ideias.

Nos dois MC's, os dois primeiros componentes explicam a maior parte da variabilidade dos dados. Porém destaca-se que as variações dos componentes 3 até o 6 também auxiliaram na verificação da composição dos agrupamentos. A tabela 2 apresenta a variação dos componentes para os dois MC's produzidos.

Nota-se um percentual de explicação maior dos primeiros CP's da 8ª gestão em relação a amostra da 7ª gestão. Isto pode ser atribuído a maior similaridade entre a população amostral da matriz, resultado de um aprofundamento maior nas discussões de alguns temas de pauta. Também, observa-se que o percentual cumulativo limite da variância situa-se entre 60% e 71%, os quais se encontram abaixo do limite adotado por alguns autores (de 80% a 90%), segundo Jollife (2002). Contudo, segundo o mesmo autor quanto maior é o tamanho da amostra a tendência é adotar percentuais menores. De fato, no presente estudo utilizou-se um número de variáveis (122 no 7º biênio de gestão e 311 no 8º biênio) superior ao observado em outros estudos similares (destacados no item de Introdução), nos quais a população amostral situa-se entre 50 e 100 variáveis. Destaca-se a importância de reduzir ao máximo o tamanho amostral a fim de facilitar a análise, principalmente para eliminar a necessidade de analisar mais do que 02 (dois) CP's. Posteriormente, nas figuras 2 e 3 são apresentados os Mapas Conceituais produzidos neste estudo.

Tabela 1 - Descrição e frequência dos agrupamentos de ideias similares

Agrupamento	Ideia representativa	Frequência(%)/ Biênio	
		7ª	8ª
Cadastro de usuários e outorga	"....solicitou a reabertura do prazo a fim de que alguns produtores pudessem se regularizar..."	30%	24%
Licenciamento ambiental	"Questionou sobre o assunto da "Corticeira" *Erithryna cristagalli*."	11%	8%
Incerteza demanda - Revisão cadastro	"Disse ter regularizado todas as demandas do DRH até o mês de abril, perguntando qual a necessidade de se fazer o recadastramento".	10%	Não há
Implantação plena instrumentos de gestão	"....que deveria o Comitê manifestar-se, por escrito, sobre demandas compensatórias, como o Plano de Bacia, monitoramento quali/quantitativo, instrumentos de cobrança, etc."	8%	Não há
Integração sistemas de outorga e licenciamento ambiental	"[...] licenciamentos ambientais, sabe-se que um dos motivos do atraso é a questão das outorgas e alvarás, sendo uma situação que o órgão ambiental tem que dar resposta".	Não há	7%
Outorga coletiva e autogestão	"Cada seção hidrológica deveria formar uma associação ou condomínio de usuários, com uma ou várias ARTs garantindo as outorgas."	7%	22%
Plano de bacia	"Uma das metas a buscar é o Plano de Bacia, necessário para o desenvolvimento de projetos a serem desenvolvidos."	Não há	15%
Risco déficit hídrico	"Registrou sua preocupação quanto ao fato de o rio "não ter corrido" por dois meses no último verão."	7%	2%
Acordos locais	"É necessário aplicar os acordos locais agora devido aos efeitos da seca na Bacia"	7%	6%
Enquadramento	"[...] se tem notícias de que os critérios utilizados para o enquadramento da Bacia do rio Santa Maria, foram diferentes dos critérios utilizados para a Bacia do rio Ibicuí".	Não há	4%
Acompanhamento qualidade das águas	"....balneabilidade das praias em Dom Pedrito e Rosário do Sul, que, até a presente data ainda não foram oficialmente liberadas pela FEPAM, trazendo prejuízos..."	6%	2%
Monitoramento hidrológico	"...requisito básico à implantação de outros instrumentos de gestão...estes projetos de monitoramento estão no DRH-RS já de longa data que precisam ser acelerados."	6%	3%
Gestão das águas das barragens	"Em discussão [A Associação de Usuários da Água da Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria (AUSM) como operadora dos canais das barragens e como possível agência de bacia][...]; foi aprovado por unanimidade".	Não há	4%
Pesquisas científicas	"Noticiou novas pesquisas na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), já aprovadas, na área de gestão dos recursos hídricos...".	5%	Não há
Incerteza da oferta	"Diante de todas estas e outras variáveis que foram levantadas por diversos membros, até mesmo pela própria oferta de água ao longo do ano, é consenso que os produtores devem investir em reservas próprias..."	3%	Não há
Integração entre Instrumentos de Gestão	"Falou também sobre a cobrança que considera a Outorga e o Enquadramento como uma forma de induzir o uso racional da água".	Não há	2%
Informações sobre a Bacia	"Fez sua sugestão quanto à necessidade do Comitê dedicar a divulgação de seus trabalhos com o uso de um site de divulgação com todas as informações"	Não há	1%
	TOTAL	100%	100%

Tabela 2 – Variância (%) dos Autovalores dos Componentes Principais

CP (nº)	7º biênio de gestão		8º biênio de gestão	
	Variância (%)	Variância acum. (%)	Variância (%)	Variância acum. (%)
1	28,63	28,63	37,08	37,08
2	15,10	43,74	23,97	61,05
3	6,16	49,89	3,22	64,27
4	3,65	53,55	3,16	67,43
5	3,16	56,70	2,19	69,62
6	2,95	59,65	1,74	71,36

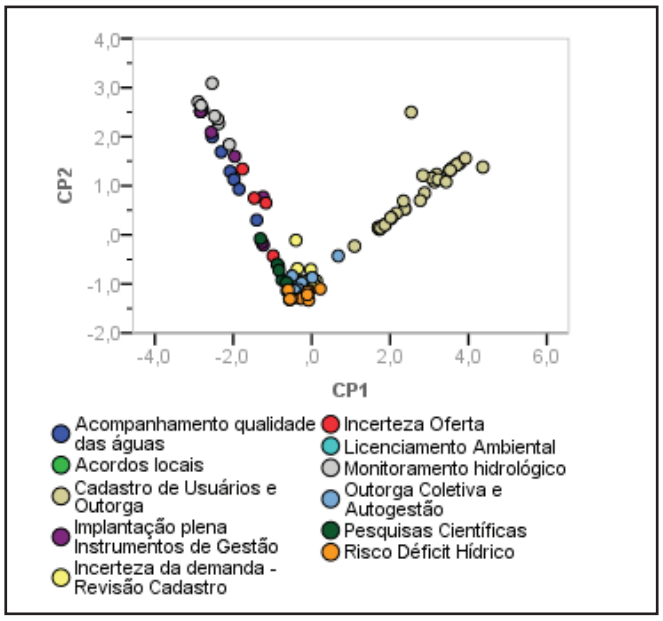


Figura 2 – Escores dos Componentes Principais 1 e 2 do mapeamento conceitual do 7º biênio gestão (2008-2010)

A figura 2 apresenta a plotagem das ideias do 7º biênio de gestão (2008-2010). Nota–se que o CP 1 polariza ("a leste no gráfico") ideias sobre o processo de cadastramento de usuários da água e emissão de outorgas. Deste modo, delimita-se um grupo de ideias similares, denominado Cadastro de usuários e outorga. A avaliação de similaridade do conteúdo entre as ideias localizadas no polo oposto (a "oeste") do CP 1 permitiram a formação de outros cinco agrupamentos: Monitoramento hidrológico, Incerteza oferta, Acompanhamento qualidade das águas, Implantação plena instrumentos de gestão e Pesquisas científicas. Estes, bem como o agrupamento Cadastro de usuários e outorga foram polarizados no Mapa Conceitual, pois dispõem de ideias com maiores covariâncias. Isto significa que estas ideias

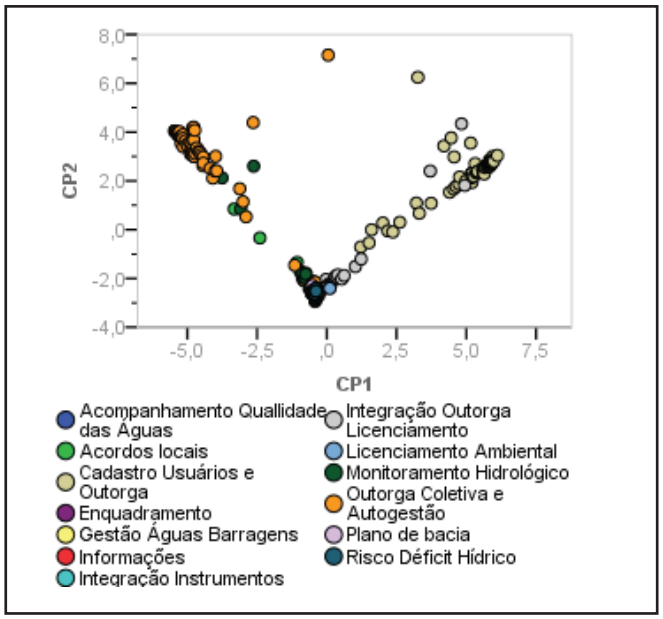


Figura 3 – Escores dos Componentes Principais 1 e 2 do mapeamento conceitual do 8ª biênio de gestão (2010-2012)

foram mais frequentemente associadas com outras (atribuição do "número 1" na matriz de entrada original).

Já ao centro da figura 2, distribuem-se ideias com baixas covariâncias. Em função desta baixa covariância os agrupamentos resultantes foram se consolidando e suas respectivas ideias se aproximando no espaço dimensional nos MC produzidos pelos CP's posteriores (CP's 1 e 4, 1 e 5, 1 e 6, 2 e 3, e assim por diante). No total foram obtidos 11 agrupamentos para o 7º biênio de gestão.

No biênio de gestão cronologicamente seguinte (8º biênio – 2010-2012), foram obtidos treze agrupamentos de ideias, como se observa na figura 3. Nesse biênio alguns assuntos também foram polarizados junto aos dois primeiros CP's. Em relação ao biênio anterior observa-se a manutenção da polarização do grupo Cadastro de usuários e outorgas, que também apresenta a maior frequência.

A principal mudança observada entre os dois MC's (7º e 8º biênio) está relacionada com o agrupamento Outorga coletiva e autogestão, pois o mesmo aumentou significativamente sua frequência de 7% para 22%. Esta mudança é ainda mais significativa uma vez que as ideias deste agrupamento são similarmente conceituais às ideias de outros três agrupamentos da 8ª gestão: Monitoramento hidrológico (3%), Gestão águas barragens (4%) e Acordos locais (6%). Pode-se mencionar também o incremento no percentual e enfoque mais específico do Enquadramento (4%) e do Plano de bacia (16%) na 8ª gestão (Figura 3), ao passo que na 7ª gestão (Figura 2) os assuntos eram tratados de forma genérica (agrupamento Implantação plena dos instrumentos de gestão (8%)).

O motivo pelo qual o agrupamento Plano de Bacia apresenta uma alta frequência na 8ª gestão (em ordem o terceiro) pode ser atribuído ao fato de que a partir de 2010 o Estado do RS passou a contratar diversos Planos de Bacia. A principal natureza das ideias associadas a este agrupamento refere-se à necessidade de contratação do Plano da BHSM. O termo de referencia do Plano foi publicado em janeiro de 2013. Desde o inicio de sua elaboração em novembro de 2013 o estudo tem sido pauta permanente no Comitê.

Interessante observar o avanço das discussões no âmbito do Licenciamento Ambiental, com a emergência de um novo grupo na 8ª gestão, referente à Integração Licenciamento e Outorga. O Comitê atua no licenciamento ambiental posicionando-se em relação a prazos e procedimentos, articulando-se com entidades representativas do setor agrícola (FEDERARROZ, IRGA, FARSUL e FETAG, entre outras). Isto respalda sua inserção em um campo que é mais específico da Política Estadual de Meio Ambiente. Desse modo podemos verificar que o Comitê atua na interface de duas políticas: a do meio ambiente e a dos recursos hídricos.

Em comparação com as atas do 7º biênio de gestão, percebeu-se no biênio seguinte o avanço das discussões de medidas mais práticas e técnicas nas reuniões. Isto foi acompanhado de um maior detalhamento da narrativa das atas. Ainda, a partir de narrativas mais detalhadas foi possível detectar com mais clareza os processos de negociação e as abordagens técnicas e políticas tratadas, bem como as inter-relações entre os temas. Dentre os principais aspectos que se observa na análise com-

parativa entre os biênios destaca-se: i) o Comitê, ao articular o processo de cadastramento e outorgas incrementou seu know -how e capital social sobre este processo de gestão da demanda; e ii) as estratégias para administração da oferta passaram a ser discutidas quanto ao modelo de gestão e não mais em caráter apenas reivindicativo como no primeiro período de gestão do Comitê analisado (7ª gestão, 2008-2010).

Na tabela 3 observa-se a evolução das discussões no âmbito do Comitê e a situação de implementação dos processos. Notadamente, a característica de autogestão no âmbito da administração das águas na Bacia tem sido ampliada ao longo do tempo. Tal processo teve início em 2005, com os acordos locais entre irrigação e abastecimento (RIO GRANDE DO SUL, 2005b).

Tabela 3 - Relação entre os discursos e a efetividade dos processos

Ações	Evolução das Discussões	Impacto dos Discursos
Cadastro de Usuários e Outorgas	Ampliação das ações pelo Comitê.	Cadastro adequado para a estimativa da demanda [1]
Barragens [2]	Da construção para a gestão da infraestrutura.	Elaboração de planos e estudos.
Regras de Captação - Acordos Locais	Inicio em 2005, com aprimoramento dos critérios.	Comissões atuantes. Os acordos têm sido acionados.
Monitoramento Hidrológico	Discussão sobre o modelo com ênfase na autogestão.	Ampliação do debate sobre a fiscalização e monitoramento.

[1] O percentual de erro no cadastro de 3,5% (ata do Comitê de Bacia do Rio Santa Maria nº 130) é aceitável para fins de balanço hídrico.

[2] Atualmente existem duas barragens financiadas pelo Fundo Estadual de Recursos Hídricos do Rio grande do Sul e pelo Programa Nacional de Aceleração do Crescimento em construção na Bacia. A discussão sobre como será a gestão da distribuição das águas tem sido alicerçada em conceitos de autogestão

Dentre as ações de articulação institucional desenvolvida no período da 8ª gestão destaca-se a instituição de uma comissão para negociar com o DRH/RS uma proposta de outorgas coletivas por sub-bacia. No mesmo período, o Comitê articula-se junto a Associação de Usuários da Água da Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria (AUSM), pleiteando que a referida Associação administre e opere a infraestrutura das barragens de usos múltiplos dos arroios Jaguari e Taquarembó, no contexto da autogestão pelos próprios usuários. O parecer técnico da Comissão Permanente de Assessoramento do CBHSM nº 01/2013 contém 25 pontos de análise desta questão (CBHSM, 2014).

Quanto às ações sobre o cadastramento de usuários, verifica-se que especialmente partir de 2008 o Comitê torna-se um articulador do cadastro de usuários para emissão de outorgas. Ao longo do processo de cadastramento e emissão de outorgas evidenciou-se um aumento gradativo no número de usuários cadastrados.

De forma geral, no âmbito dos instrumentos de gestão o assunto preponderante no Comitê constitui-se na outorga pelo uso da água, fato que pode ser observado nos Mapas Conceituais produzidos neste trabalho. Porém, apesar de amplamente discutida no Comitê, as ações de gestão se restringem a medidas não econômicas no âmbito da distribuição das águas. Estas medidas envolvem: i) regras de eficiência do uso da água: normas para controle da captação de água (tempo e volume de água) que constam nas Portarias de Outorga emitidas pelo DRH/RS; ii) aumento da capacidade do sistema hídrico: as intervenções diretas do poder público através da construção de duas barragens de grande porte (Taquarembó e Jaguari) e ; iii) regras de racionamento: os denominados "acordos locais" entre irrigação e abastecimento público (RIO GRANDE DO SUL, 2005a).

A questão das barragens como solução para o aumento da disponibilidade hídrica tomou historicamente um amplo espaço de pauta nas reuniões do Comitê particularmente de 2006 até 2010, ano em que foram aprovados os recursos para construção das barragens do Taquarembó e Jaguari. Esta questão de pauta pode ser tida como a fonte propulsora do Comitê que se mantém politicamente ativo com elevado índice de participação das entidades diretamente envolvidas com a questão. Por outro lado, o domínio desta questão nas pautas pode ter sido o motivo do afastamento de algumas entidades, notadamente setores não irrigantes, que não tiveram força política para colocar suas questões em pauta.

Neste sentido destaca-se a articulação inter-setorial da qual o Comitê faz parte a partir da integração do Sistema de Recursos Hídricos e a Política de Irrigação, mais especificamente junto ao Plano de Estadual Irrigação de Usos Múltiplos da Água (PIUMA/RS). Como exemplo pode-se mencionar a formação dos Territórios de Irrigação e Usos Múltiplos da Água (TIUMAS), que se referem a unidades de gestão de irrigação. A BHSM está inscrita tendo como território a área do Sistema de Barragens Taquarembó/Jaguari, que corresponde a 7,4% da área da Bacia.

CONCLUSÃO

A partir da análise da relação entre os discursos das atas e a efetividade dos processos de gestão das águas, foi possível concluir que o padrão dos temas de pauta se manteve entre os dois biênios de gestão analisados. No entanto, notaram-se evoluções significativas na discussão de medidas práticas e técnicas de temas mais específicos no segundo biênio de gestão analisado. Os resultados sobre o cadastro de usuários se ampliaram, as comissões locais de abastecimento se mantiveram atuantes. O licenciamento ambiental apresentou-se de forma integrada com a outorga no 8º biênio, mostrando a evolução das discussões. Houve um enriquecimento das abordagens sobre o modelo de outorga no âmbito de um processo autogestionário, por exemplo. Ainda, a presente análise mostrou que a incerteza da oferta hídrica consiste em um fator crítico na bacia, tendo em vista as restrições de liberação de novos volumes a serem outorgados por parte do DRH/RS.

Em relação aos agrupamentos com baixa frequência nota-se que se referem principalmente a questões sobre o en-

quadramento, cobrança e a agência de bacia. Os mesmos são resultados de ideias isoladas nos dois biênios e não apresentaram evolução significativa. Estes agrupamentos representam processos centrais para o ciclo de planejamento e gestão dos recursos hídricos, no entanto ainda se mostram incipientes nas reuniões do Comitê.

Quanto à aplicabilidade do método de Mapeamento Conceitual observa-se que foi possível sistematizar as ideias referentes a processos mais diretamente ligados aos instrumentos de gestão na bacia, o que facilitou a análise. Mesmo com uma grande quantidade de variáveis analíticas (as ideias), o método cumpriu com seus objetivos quanto a mostrar os temas preponderantes, seus inter-relacionamentos e os desdobramentos das discussões, estratégias, tomadas de decisão e efetividade das ações.

Dentre outras possibilidades de abordagem a partir dos Mapas Conceituais estão: i) a criação de um modelo lógico de avaliação a partir de variáveis como: o desenvolvimento dos processos, seus resultados e efeitos; ii) os membros do Comitê podem participar ativamente da construção do Mapa Conceitual de modo a se ter uma maior validação dos agrupamentos de ideias. Além disso, a estrutura do Mapa pode orientar a formulação de entrevistas direcionadas, bem como a hierarquização de ações a serem financiadas pela cobrança pelo uso da água para atingir as metas de enquadramento, por exemplo.

Espera-se que os resultados da análise possam auxiliar o Comitê e os demais órgãos integrantes do Sistema Estadual de Recursos Hídricos na auto-avaliação de suas ações e no direcionamento de sua gestão. Ainda, entende-se que os resultados desta pesquisa podem ser aproveitados no âmbito de outros Comitês e demais espaços participativos. Principalmente a partir da tomada de conhecimento do método de Mapeamento Conceitual e suas possibilidades de utilização, bem como pela análise do ambiente de gestão em que se insere o Comitê do rio Santa Maria. Como se pode depreender da análise de resultados, configura-se em um Comitê articulado em diversos níveis governamentais e que tem sido utilizado como efetivo espaço institucional com vistas a governabilidade.

AGRADECIMENTOS

Ao Comitê de Bacia do rio Santa Maria, pelo auxílio com as informações, receptividade nas reuniões e oportunidade de acompanhar e analisar a gestão desenvolvida pela instituição. Aos membros da banca pelas contribuições ao estudo, ao CNPq, que deu suporte ao projeto REPRESBAC, e, por fim, a CAPES pela bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, L. A.; GWALTNEY, M. K.; SUNDRA, D. M.; BROWNSON, R. C.; KANE, M.; CROSS, A. W.; MACK, R.; SCWARTZ, R.; SIMS, T.; WHITE, C. R. Using concept mapping to develop a logic model for the Prevention Research Centers Program. *Prev. Chronic Dis*., v. 3, n. 1, p. 1-9, 2006. Jan. Disponível em: <www.cdc.gov/pcd/issues/2006/jan/05_0153.htm> Acesso em: 10 Nov. 2012.

ARNÉZ, F. A. *Análise de critérios de outorga do uso da água na bacia do Rio Santa Maria, RS. 2002*. 162 f. Dissertação. (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

BEDI, R. P. Concept mapping the client's perspective on counseling alliance formation. *J. Counseling Psychol*., v. 53, n. 1, p. 26-35, Jan. 2006.

BOURSCHEID ENGENHARIA LTDA. *2ª Etapa do Plano de utilização dos recursos hídricos da bacia do rio Santa Maria- RS*. Relatório No. 1- Cenário Atual. Porto Alegre: Secretaria de Obras Públicas, Saneamento e Habitação. Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, Conselho de Recursos Hídricos (CRH/RS), 1996. v. 1.

BOURSCHEID ENGENHARIA LTDA. *Programa de Recuperação e Desenvolvimento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria* - Caracterização do Programa. Porto Alegre: Secretaria de Obras Públicas, Saneamento e Habitação. Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, Conselho de Recursos Hídricos (CRH/RS), 1997.

CBHSM - COMITÊ DE GERENCIAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTA MARIA. *Atas de reuniões*. Santa Maria: CBHSM, 2014. Disponível em <http://www.comiteriosantamaria.com.br> Acesso em: 10 jul. 2014.

COSTA, T.; ENSSLIN, L. Uso de mapas cognitivos no apoio a decisão na vazão ambiental: caso de estudo rio São Francisco. *Rev. Recursos Hídricos*, v. 32, n. 2, p. 17-29, nov. 2011.

CRUZ, J. C.; DEWES, R. Estratégia evolutiva de outorga de uso da água: caso de usuários hidroagrícolas no Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Gestão Água América Latina*, v. 3, n. 1, p. 5-16, jul./dez. 2006.

CRUZ, J. C.; SILVEIRA, G. L. Disponibilidade hídrica para outorga (I): avaliação por seção hidrológica de referência. *Rev. Gestão Água América Latina*, v. 4, n. 2, p. 51-64, jul./dez. 2007.

DRH/RS - DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS. Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. *Oficina de Contextualização do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria*. São Gabriel, RS: DRH, 2014.

FEPAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER RIO GRANDE DO SUL. *Qualidade Ambiental* – Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria. Santa Maria: FEPAM, 2013. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/monitor_agua_u70.asp>. Acesso em: 5 jul. 2014.

FORGIARINI, F. R. *Modelagem da cobrança pelo uso da água bruta para aplicação em escala real na bacia do rio Santa Maria*. 2006 142

f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

FRACALANZA, A. P.; CAMPOS, V. N.; MEDEIROS, Y. D. Governança das águas da região metropolitana de São Paulo (Brasil) – o caso do Comitê da bacia hidrográfica do Alto Tietê. In: JACOBI, P. R.; SINISGALLI, P. A. (Org.). *Dimensões político institucionais da governança da água na América Latina e Europa*. São Paulo: Annablume, 2009. p. 57-83.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Censo Demográfico 2010*. Brasília/DF: IBGE, 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 4 maio 2012.

JACKSON, K. M.; TROCHIM, W. M. K. Concept mapping as an alternative approach for the analysis of open-ended survey responses. *Organizational Res. Method*s, v. 5, n. 4, p. 307-336, Oct. 2002.

JOLLIFE, I. *Principal Component Analysis*. New York: Springer, 2002. Disponível em: <http://books.google.com.br/books/about/Principal_Component_Analysis.html?id=_olByCrhjwIC&redir_esc=y> Acesso em: 10 abr. 2013.

KANE, M.; TROCHIM, W. *Concept mapping for planning and evaluation*. Thousand Oaks – California: SAGE, 2007.

LAURA, A. A. *Um método de modelagem de um sistema indicador de sustentabilidade para gestão dos recursos hídricos-MISGERH*: o caso da bacia do Sinos. 2004. 519 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, R. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier, 1998.

MCLINDEN, D. Concept maps as network data: analysis of a concept map using the methods of social network analysis. *Evaluat. Program Plann.*, v. 36, n. 1, p. 40-48, Feb. 2012.

MEDEIROS, D. F. *Resolução de conflitos na gestão dos recursos hídricos*. 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

MEIER, M. A. *A conjuntura dos instrumentos da política estadual de recursos hídricos do Estado do Rio Grande do Sul*. 2011. 252 f. Dissertação (Mestrado em Geografia e Geociências) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

NARDELLI, A. M.; GRIFFITH, J. J. Mapeamento conceitual da visão de sustentabilidade de diferentes atores do setor florestal brasileiro. *Rev. Árvore*, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 241-256, mar./apr. 2003.

NOVAK, J. D.; CAÑAS, A. J. *The theory underlying concept maps and how to construct and use them*. Florida: Institute for Human and Machine Cognition, 2008. (Technical report IHMC CmapTools).

OLIVEIRA, O. F. *Modelo para negociar alternativas de gestão de bacias: o caso do Programa Pró-Dilúvio em Porto Alegre-RS. 2006*. 128 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho de Recursos Hídricos. *Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº11 de 04 de julho de 2005*. Aprova a deliberação 01/2005 do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria. [S.l.: s.n.], 2005a. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CRH%2011-2005.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2013.

RIO GRANDE DO SUL. *Decreto Estadual nº 35.103 de 1º de fevereiro de 1994*. Cria o Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria e aprova o seu estatuto. 1994a. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid_Tipo=TEXTO&Hid_TodasNormas=13898&hTexto=&Hid_IDNorma=13898>. Acesso em: 23 fev. 2013.

RIO GRANDE DO SUL. *Lei nº 10.350 de 30 de dezembro de 1994*. Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. DOE, Brasília, DF, 1 fev. 1994b.

RIO GRANDE DO SUL. *Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 15 de 05 de setembro de 2005*. Aprova o enquadramento das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria. [S.l: s.n.], 2005b.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho de Recursos Hídricos. *Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nº 04 de 09 de maio de 2002*. Institui a Divisão Hidrográfica do Estado. [S.l: s.n.], 2002. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolução%20CRH%2004-2002.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2013.

SARAVANAN, V. S. A systems approach to unravel complex water management institutions. *Ecological Complexity*, v. 5, n. 3, p. 202-215, Sept. 2008.

SARAVANAN, V. S.; McDONALD, G. T.; MOLLINGA, P. P. Critical review of integrated water resource management: moving beyond polarised discourse. *Natural Resources Forum*, v. 1, n. 33, p. 76-86, 2009.

SILVEIRA, G.L et. al.. Comitê de gerenciamento da bacia hidrográfica do rio Santa Maria: histórico da formação In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1., 1998, Gramado/RS. *Anais eletrônicos*... Gramado/RS: ABRH, 1998. Disponível em: <http://www.geocities.ws/singreh/Web/S12/24.pdf> Acesso em: 06 jul. 2014.

SOP/EUROESTUDIOS & NOVOTECNI. *Estudos de Viabilidade do Programa de Recuperação e Desenvolvimento da bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria, no Estado do Rio Grande do Sul*: relatório final. Porto Alegre: Governo da Espanha, Governo do Estado do Rio Grande do Sul, RS e Secretaria de Obras Públicas e Saneamento, RS, 2003.

TROCHIM, W. M. K. An introduction to concept mapping for planning and evaluation. *Evaluation Program Plann*., v. 12, n. 1, p. 1-16, 1989.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 594 - 604

Monitoramento e modelagem hidrológica de plano de infiltração construído em escala real

Monitoring and modelling hydrologic of plan infiltration built in real scale

Natalia Tecedor[1]; Ademir Paceli Barbassa[2]; Rodrigo Moruzzi[3] e Luciana Márcia Gonçalves[4]

[1] Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, São Carlos – SP

natytecedor@hotmail.com

[2,4] Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia Civil, São Carlos – SP

barbassa@ufscar.br; lucianamg@ufscar.br

[3] Engº Civil, Mestre e Doutor em Engenharia Civil, Professor do Curso de Engenharia Ambiental

DEPLAN/ICGE/UNESP, Rio Claro – SP

rmoruzzi@r.unesp.br

Recebido: 21/09/14 - Revisado: 13/11/14 - Aceito: 27/04/15

RESUMO

Neste trabalho objetivou-se monitorar e modelar um plano de infiltração, construído em escala real, para manejo de águas pluviais com área de 3.001 m². Foram monitorados a precipitação, a vazão de entrada e o nível de água no interior do plano. Os equipamentos foram calibrados por meio de ensaios de campo com o esvaziamento controlado, por meio do descarregamento de 9,3 m³ de água em ensaios em triplicada. Foram monitorados 32 eventos de chuvas, sendo que destes 7 apresentaram registros de lâmina. O método de PULS foi empregado para modelagem. O modelo foi calibrado empregando condutividade hidráulica variável e constante. Na etapa de calibração os valores de R^2 médios foram de 0,75 e 0,72 respectivamente. Na validação obtiveram-se valores de R^2 de 0,71 para duas condutividades. Os tempos de esvaziamento, em torno de 25 min, foram explicados pelas altas taxas e áreas de infiltração. Os valores médios observados de tempo de retardo variaram em média 5,9 min; de tempo de pico em média 28,3 min e do tempo de escoamento na superfície do plano em média 12,2 min. Os resultados indicaram que o método de PULS pode ser aplicado com restrições, tendo em vista as vazões iniciais calculadas pelo PULS foram maiores que as observadas. Tal fato foi atribuído aos baixos valores de lâminas de água registrados e as irregularidades topográficas no plano gramado, os quais incorreram em imprecisão na relação nível de água e volume inicial.

Palavras Chave: *Técnicas compensatórias. Plano de infiltração. Método de PULS*

ABSTRACT

The purpose of this study was to monitor and later model the flow along an infiltration plane, built in real scale, for rain water management area of 3001 m². Rainfall, inflow and water depth of flow over the inclined plane were monitored. The equipment employed for measurement was calibrated in triplicate through field measurements under conditions of controlled drainage of 9.3 m³ volume of water poured over the plane. 32 events were monitored of which only seven produced measurable water depth. The inclined plane was calibrated by PULS' method considering constant and variable hydraulic conductivity obtaining mean R^2 of 0.75 and 0.72. In the validation process, R^2 of 0.71 was obtained for both cases. The drainage times of around 25 minutes were explained by the high rates of infiltration and the area of the plane. Observed average lag times was 5,9 min; times to peak 28,3min and flow time over the plane from 12,2 min. It was observed that the initial calculated water levels were superior to those observed, because there were flooded area, but the depth-area-volume ratio calculated by PULS did not adhere with observed data.

Keywords: *Compensatory techniques. Infiltration plan. Method PULS.*

INTRODUÇÃO

O processo de urbanização acelerado e desordenado implicou em grandes alterações no meio ambiente natural e nos processos hidrológicos, tais como a redução da interceptação, do armazenamento superficial e da infiltração e aumento do escoamento superficial, tornando insustentáveis os sistemas de micro e macro drenagem (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2011).

Como alternativa à abordagem higienista, na qual predominam os processos de afastamento e aceleração do escoamento gerado em superfícies impermeáveis, surgiu na Europa e América do Norte em meados de 1970 uma nova abordagem para lidar com essas alterações ambientais e hidrológicas, as chamadas tecnologias alternativas ou compensatórias. Tais técnicas buscam atenuar os efeitos da urbanização sobre os processos hidrológicos por meio da retenção e detenção dos volumes excedentes, minimizando a rápida transferência dessas águas para jusante (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2011).

Dentre as técnicas compensatórias existentes estão as estruturas de infiltração, definidas por Urbonas (1993) como locais permeáveis destinados à infiltração da água no solo, por meio de valas, faixas de proteção gramadas, pavimento poroso, trincheiras de percolação e bacias de infiltração.

Schueler (1987) ressalta que o bom desempenho dessas técnicas depende do tipo de solo, vegetação e da declividade da superfície que influenciarão na velocidade do escoamento. Martin, Ruperd e Legret (2006) destacaram a prevenção das inundações como principal vantagem do emprego dessas técnicas, o que supera em muito os incentivos econômicos necessários a sua implantação.

No Brasil, há estudos sobre essas técnicas, tais como apresentado por Lucas, Barbassa e Moruzzi (2013) e Souza (2002) com trincheiras de infiltração, Barbassa, Angelini Sobrinha e Moruzzi (2014) e Reis, Oliveira e Sales (2008) com poços de infiltração, dentre outros. Já no exterior, há várias pesquisas sobre o tema, com destaque às pesquisas realizadas na França: Bourgogne (2010), Dechesne, Barraud e Bardin (2005) e Fuamba et. al. (2010) e também Chahar, Graillot e Gaur (2012) no Canadá.

Especificamente, o plano de infiltração é uma técnica compensatória que pode ser definida como áreas permeáveis rebaixadas, com superfície coberta com gramados que recebem água pluvial advindas de áreas impermeáveis. Em relação à geometria, difere-se das demais por suas dimensões longitudinais não muito maiores que as transversais e por sua profundidade reduzida, conforme Baptista, Nascimento e Barraud (2011) e Moura (2005).

Embora existam estudos recentes sobre o funcionamento e modelagem de diversas técnicas compensatórias, existe grande carência de dados experimentais sobre planos de infiltração, tanto em relação ao seu funcionamento quanto à avaliação do comportamento hidrológico desses sistemas.

Assim, esse trabalho buscou um maior entendimento acerca do funcionamento e do comportamento hidrológico de um plano de infiltração, construído em escala real.

OBJETIVO

Monitorar e modelar hidrologicamente um plano de infiltração em escala real para manejo de água pluvial.

METODOLOGIA

Local para implantação

O plano de infiltração foi construído em bacia experimental localizada no Campus da UFSCar em São Carlos - SP, mais especificamente na zona norte da universidade, para manejo de água pluvial do prédio do Departamento de Fisioterapia, como ilustra a figura 1.

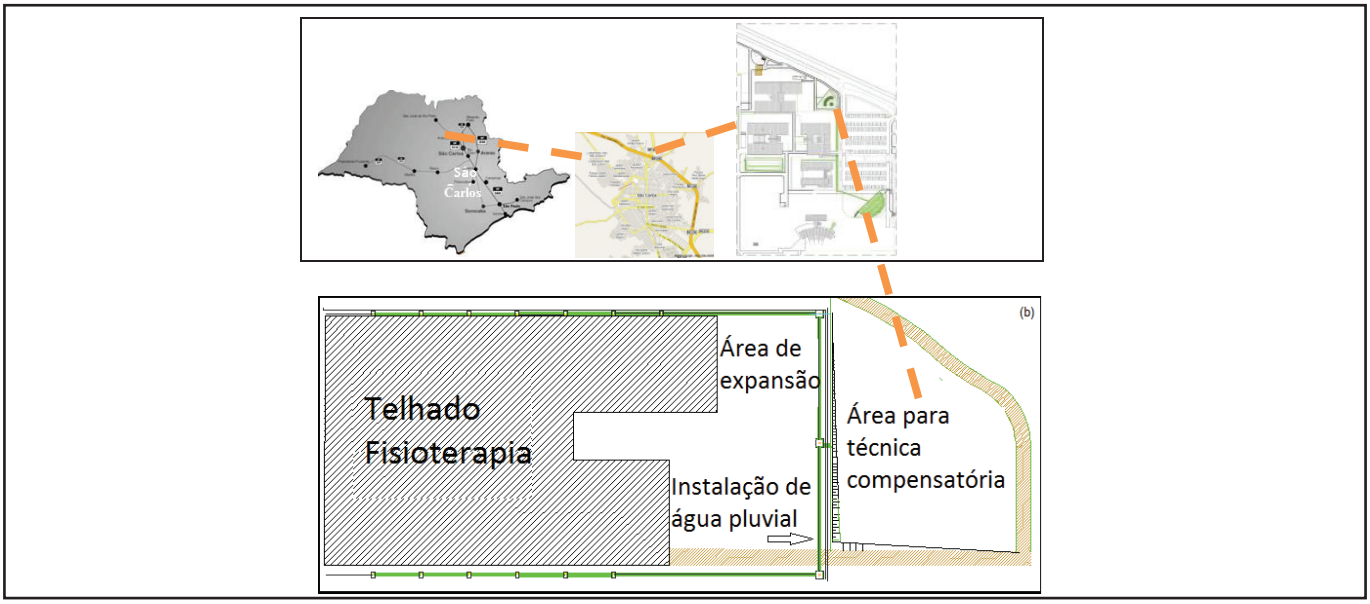


Figura 1 – (a) Localização da microbacia experimental e (b) edifício da Fisioterapia cujo escoamento pluvial será manejado. Fonte: Grupo G-Hidro

Caracterização do plano de infiltração

Os ensaios de granulometria do solo local foram realizados conforme NBR 7181 (ABNT, 1984) e NBR 6502 (ABNT, 1995). Os ensaios de compactação do solo foram realizados em superfície, a 0,90 m do nível do terreno, segundo NBR 6457 (ABNT, 1986a) e a NBR 7182 (ABNT, 1986b). Os índices físicos foram determinados conforme recomendações constantes nas NBR 6457 (ABNT, 1986a) e a NBR 7182 (ABNT, 1986b). Devido ao alto grau de compactação superficial do solo, verificou-se a inviabilidade da infiltração. Ensaios de duplo anel confirmaram taxas de infiltração praticamente nulas antes da construção. Assim, previu-se a recuperação da capacidade de infiltração por meio do rebaixamento da superfície do terreno em 0,30 m para armazenamento de água e descompactação do solo com escarificação de 0,5 m.

O dimensionamento foi feito com a taxa de K saturado constante de 125 mm/h de local a 100 m. Após procedimento de recuperação, feito durante a construção, as taxas de infiltração foram comparadas por meio dos resultados dos ensaios de duplo anel em triplicada. Assim, a taxa final foi determinada e denominada de condutividade hidráulica saturada (*Ksat*).

Dimensionamento do plano de infiltração

O plano de infiltração foi dimensionado para receber as águas do telhado, constituído de chapa galvanizada com área de 1.747 m² somada à área de expansão entre o prédio e o dispositivo, de 1.254 m², totalizando 3.001 m². O volume armazenado (Smax) obtido por meio do método das chuvas foi determinado com emprego das Equações 1 e 2, conforme proposto por Baptista, Nascimento e Barraud (2011).

$$Smáx.=DP\ máx.\ (qs,T)\ \text{x}\ Aa \qquad (1)$$

Sendo, *DPmáx.*(*qs,T*) variável que corresponde à diferença máxima entre altura precipitada e altura infiltrada, e *Aa* corresponde à área de telhado efetiva. Adotou-se para o telhado C=0,95 (ASCE, 1969 apud TUCCI; PORTO; BARROS, 1995), período de retorno (Tr) de 10 anos e a equação de chuva da cidade de São Carlos-SP de Barbassa (1991), exposta a seguir:

$$I=\frac{28,03.Tr^{0,199}}{(D+16)^{0,936}} \qquad (2)$$

Sendo: *I* a intensidade da precipitação (mm/min); *Tr* período de retorno (anos) e *t* a duração da precipitação (minutos).

A chuva de projeto possui intensidade de 41,1 mm/h, duração de 70 minutos e altura de água de 48,0 mm. O volume de armazenamento calculado foi de 106,5 m³ e o volume disponível de 111,34 m³. Mostra-se na figura 2 parte (a) a planta do plano de infiltração na forma de arco de elipse, sendo a dimensão do semieixo maior de 25,85 metros e do semieixo menor de 19,90 metros. Tem-se na Figura 2 parte (b) o corte AA a partir da vista em planta do plano de infiltração, sendo a lâmina máxima de água de 0,59 m.

Funcionamento do Plano de Infiltração

O funcionamento do Plano de Infiltração ocorre seguindo as seguintes etapas, em correspondência com a numeração indicada na figura 2-a: 1ª etapa – a água precipitada no telhado é dirigida pela instalação predial pluvial até uma canaleta; 2ª etapa – conexão da instalação pluvial com o plano e medição da vazão de entrada; 3ª etapa – a água então é direcionada para uma canaleta, preenchida com brita, com a função de distribuí-la e evitar caminho preferencial no plano; 4ª etapa – após passar pela canaleta de brita (0,4m por 0,3m) , a água é distribuída ao plano onde ficará armazenada temporariamente até sua infiltração no solo; 5ª etapa – caso necessário, o volume excedente da capacidade do plano de infiltração é esgotado pela crista do barramento.

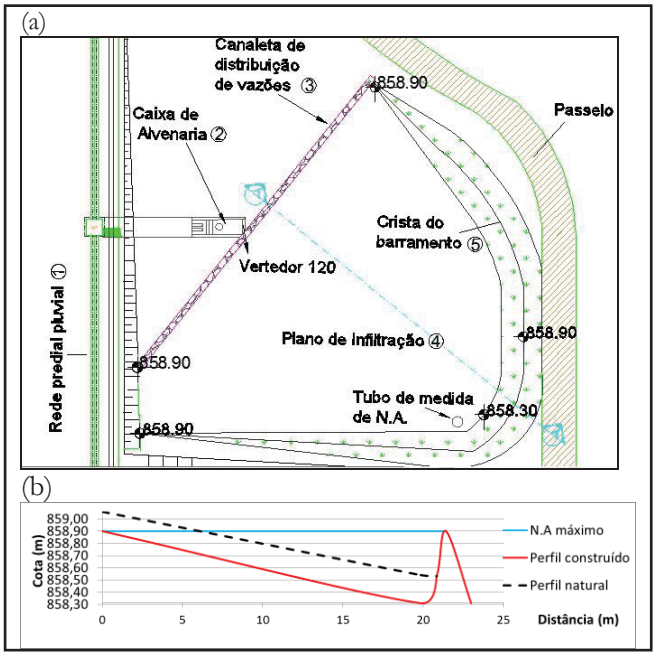


Figura 2 – (a) Plano de Infiltração gramado em planta e (b) no corte AA

Monitoramento do Plano de Infiltração

A precipitação foi monitorada com um pluviógrafo digital Campbell, instalado a 500 m do plano, configurado para registrar a intervalos de 1 minuto, com aferição apresentada em Lucas (2011).

Mediram-se as vazões de entrada no plano com vertedor triangular de parede fina de 120° (Figura 4 parte b), conforme Equação 3 (LENCASTRE, 1983).

$$Q_e=1,32.\tan(a/2).h^{2,47} \qquad (3)$$

Sendo Q_e a vazão (m³/s); α o ângulo de abertura do vertedor em graus igual a 120°; *h* a altura ou lâmina de água acima da crista do vertedor (m).

O vertedor foi instalado em uma caixa de alvenaria de 2,8 m por 2,3 m, com tranquilizador, conforme figura 4.

As lâminas acima da crista do vertedor e no plano de infiltração foram medidas por dois sensores de nível OTT, modelo Orpheus Mini. Ambos os sensores foram instalados dentro de um tubo de PVC perfurado, sendo um deles instalado a 1,5 m, conforme Porto (2005), a montante do vertedor de 120º (Figura 3), e o outro no ponto mais baixo do plano. Os sensores foram calibrados em laboratório com lâminas de 0,25 m a 0,46 m e apresentaram ajuste perfeito da reta entre os dados observados e os calculados (1:1), com R^2 de 1,0.

Calibração dos equipamentos de campo

Nessa fase foram calibrados: i) a vazão de entrada gerada pelo reservatório; ii) a vazão de entrada gerada pelo caminhão pipa; iii) o vertedor de 120º que registra as vazões de entrada no plano de infiltração; iv) as medidas dos sensores de nível instalados no plano de infiltração.

Foram realizados três ensaios de campo para verificar a qualidade das medidas de nível de água realizada por sensores instalados a montante do vertedor de 120° e no interior do plano de infiltração. Avaliaram-se também as medidas de vazão de entrada no plano obtidas pelo vertedor de 120°. Adicionalmente, registrou-se por meio fotográfico a área de inundação no interior do plano de infiltração. Para referência de área inundada, o plano foi estaqueado em linhas paralelas à canaleta de brita distribuidora e distanciadas de 3 m. Marcaram-se as estacas a 7 cm acima do solo para conseguir visualizar as lâminas acima e abaixo deste valor no interior do plano.

As vazões dos ensaios foram produzidas pelo esvaziamento controlado de reservatórios, conforme figura 3. A descrição da medição dessas vazões é apresentada a seguir.

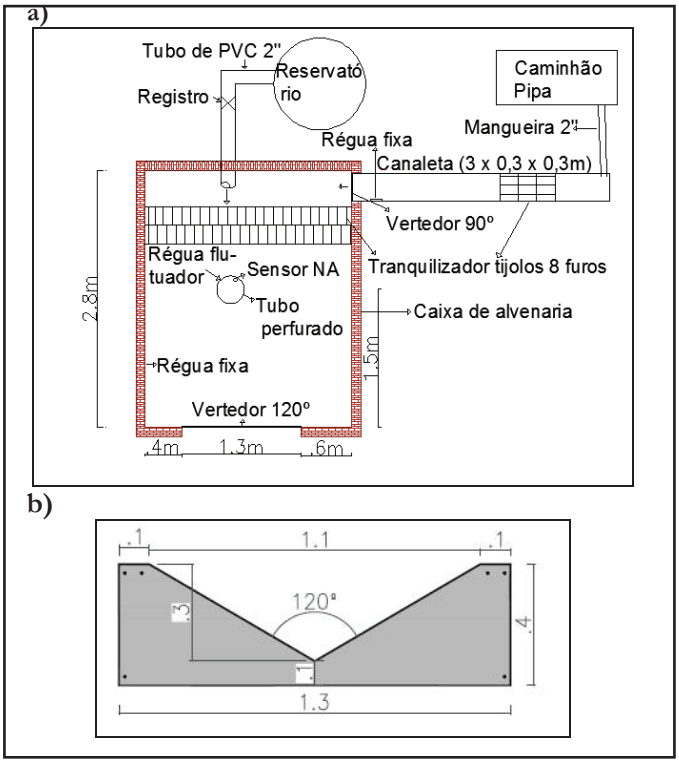


Figura 3- a) Esquema de ensaio de campo com chuva simulada. b) vertedor triangular de 120º (medidas em metros)

Vazão gerada pelo reservatório de 5000 L

A vazão gerada pelo reservatório de 5000 L foi obtida através do seu esvaziamento, conforme esquema da figura 3a. A água, ao sair da caixa de água, foi conduzida para o plano por meio de um tubo de PVC de 2". Os níveis de água e o tempo foram medidos a intervalos de 1 minuto, com sensor de nível OTT, modelo Orpheus Mini. O hidrograma de esvaziamento foi obtido anteriormente por Felipe (2014), sob as mesmas condições usadas nesse experimento.

Vazão gerada pelo caminhão pipa

A vazão gerada pelo caminhão pipa durante o esvaziamento foi conduzida até a canaleta por meio de uma mangueira flexível de 2", conforme esquema da figura 3a. Nesta canaleta, após o tranquilizador, instalou-se uma régua graduada fixada na parede para medição dos níveis de água com leitura manual. No final da canaleta montou-se um vertedor triangular de 90° de parede fina. Este vertedor foi calibrado em laboratório por Barbassa e Campos (2010), e se verificou que a equação proposta por Thomson (Equação 4) apresentou R^2 de 0,99 para altura da crista em relação ao fundo de 5cm. Assim, realizaram-se leituras de nível de água a intervalos de 1 minuto para elaboração do hidrograma.

$$Q = 1{,}4\ h^{2{,}5} \quad (4)$$

Sendo Q a vazão em m^3/s e h a lâmina sobre a crista do vertedor (m).

Verificação em campo das medidas de vazões pelo vertedor de 120º na entrada do plano de infiltração

As vazões de ensaio correspondem à soma do hidrograma produzido pelo esvaziamento do reservatório de água de 5000 L com o hidrograma gerado pelo esvaziamento do caminhão pipa. Essas vazões já aferidas foram usadas para verificação das medidas do vertedor triangular de 120°.

Verificação das medidas de lâminas de água na crista do vertedor de 120° pelo sensor de nível

As lâminas de água na crista do vertedor na entrada do plano de infiltração foram registradas através de um sensor de nível OTT modelo Orpheus Mini, as quais foram aferidas duas réguas linimétricas, uma instalada no interior do tubo de PVC e a outra fixada na parede da caixa de alvenaria. Ambas as réguas foram lidas manualmente por dois operadores. Os pontos de instalação do sensor eletrônico e réguas são mostrados na figura 4(a).

Instalou-se também uma régua no interior do tubo de medida de NA no plano de infiltração para leitura manual e comparação com o registro automático do sensor OTT, conforme figura 2a.

Modelagem do Plano de Infiltração

Para a realização da modelagem foi utilizado o método de PULS. Esse método é um dos mais conhecidos na simulação da propagação de cheia em reservatório. O PULS utiliza a equação da continuidade (Equação 5) em que, a partir do hidrograma de entrada e valores iniciais de vazão e volume e das relações nível de água-vazão-volume, são obtidas as vazões de saída e o volume de armazenamento na estrutura para cada intervalo de tempo (CUDWORTH JÚNIOR, 1989).

Este método já foi aplicado por Barbassa, Angelini Sobrinha e Moruzzi (2014), Lucas, Barbassa e Moruzzi (2013) e Vieira, Silva e Nascimento (2009), entre outros.

A canaleta de distribuição e o plano de infiltração foram modelados como estruturas em série pelo método de PULS.

$$Qe - Qs = dV/dt \quad (5)$$

Onde: Qe é a vazão de entrada (m³/s); Qs é a vazão de infiltração (m³/s); V é o volume de água reservado (m³); e t o tempo (s).

A variação do volume armazenado obtido pela integração da equação 5 é apresentado na equação 6 (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2005).

$$\int_{V_t}^{V_{t+1}} dV = \int_{t}^{t+1} Qe(t).dt - \int_{t}^{t+1} Qs(t).dt \quad (6)$$

A Equação 6 pode ser reescrita em diferenças finitas e reorganizada de forma a isolarem-se as incógnitas V_{t+1} e Q_{t+1} no primeiro membro da equação 7 (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2005; CHOW; MAIDMENT; MAYS, 1988).

$$\frac{2V_{t+1}}{\Delta t} + Qs_{t+1} = Qe_t + Qe_{t+1} - Qs_t + \frac{2V_t}{\Delta t} \quad (7)$$

Para o plano de infiltração desse trabalho, foram determinadas as relações entre níveis de água e vazões de saída e volumes reservados para a canaleta de distribuição, conforme segue.

Enquanto o valor de NA ≤ 0,30 m e enquanto houver vazão de entrada, haverá vazão de saída apenas para o solo da canaleta de distribuição, como aponta a equação 8.

$$Qs_c = K_{sat}.A_{\inf c}(NA) \text{ para NA} \leq 0{,}3\text{m} \quad (8)$$

Onde: Qs_c é a vazão infiltrada pelas paredes e fundo da canaleta (m³/s); K_{sat} é a capacidade de infiltração saturada do solo (m/s); A_{infc} (NA) a área de infiltração da canaleta de distribuição, sendo essa representada pela Equação 9.

$$A_{infc}(NA) = (2.\text{NA}+0{,}4).25 \quad (9)$$

Para NA > 0,3m inicia-se o escoamento para o plano de infiltração propriamente dito, cuja vazão pode ser determinada considerando um vertedor retangular com largura igual a extensão da vala de distribuição de 25 m, conforme Porto (2005). A vazão de saída total da canaleta (Qst) é igual a Qsc somada ao escoamento para o plano (Qsp), conforme Equação 10.

$$Qst = Qs_c + Qs_p = K_{sat}.A_{\inf}(NA) + C.L.h^{1,5} \quad (10)$$

Onde: Q_p é a vazão extravasada para o plano de infiltração em m³/s, h é a lâmina acima da crista, que está a 0,3m do fundo da trincheira (NA-0,3) m e C é o coeficiente básico de vazão, no caso o valor 2 foi adotado (PORTO, 2005).

O volume armazenado (Vc) na canaleta de distribuição foi calculado pela Equação 11.

$$Vc = B_f.L_p.NA \quad (11)$$

Onde: B_f é a largura do fundo igual a 0,4 m, L_p o comprimento da canaleta igual a 25 m e NA a lâmina de água dentro da canaleta em m.

Com o emprego das Equações 8, 10 e 11 construíram-se as relações entre a cota do NA e as vazões de saída e os volumes armazenados e, portanto, de $2.V/\Delta t+Qs$ para a canaleta de distribuição. Então, conhecido $2.V/\Delta t+Qs$ pela Equação 7, pode-se calcular os valores correspondentes de V e de Qst e, portanto, o valor de Qsc e de Qsp. A solução conjunta e iterativa destas relações e da Equação 7 possibilitou obter o hidrograma de entrada no plano de infiltração Qe.

Para simplificar a construção das relações entre cotas, vazões e volumes armazenados no plano de infiltração, considerou-se a condutividade do solo variável, porém em dois patamares, sendo eles: um até a condutividade hidráulica alcançar a fase assintótica, representada pela média neste intervalo de tempo; outro a $Ksat$. Então, até a condutividade hidráulica atingir a fase assintótica, foi empregada Equação 12.

$$Qs_p = K_{ini}.A_{\inf}(NA) \quad (12)$$

Onde: Q_{sp} é a vazão de saída do plano de infiltração (m³/s); K_{ini} é a condutividade hidráulica média calculada do tempo 0 até o momento em que a condutividade torna-se constante; A_{inf} a área de infiltração do plano (m²) função da cota do NA no ponto mais baixo do plano. Após este momento foi empregada a Equação 13.

$$Qs_p = K_{sat}.A_{\inf}(NA) \quad (13)$$

Onde: K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada (m/s).

O volume de água armazenado no plano (V) foi calculado conforme Equação 14.

$$V = A_{\inf}(NA).NA \quad (14)$$

Com as equações 12, 13 e 14 e as restrições de tempo impostas construíram-se as relações entre cota do NA, vazões de

saída e volumes e, portanto, o valor correspondente a $2.V/\Delta t+Qs$ para o plano de infiltração.

Para medida de ajuste entre os níveis de água no plano de infiltração observados e modelados foram utilizados o coeficiente de determinação (R^2) e o coeficiente de Nash-Sutclife (NS), conforme Viessman Junior, Lewis e Knapp (1989).

A aplicação do modelo envolveu a calibração e a validação dos resultados medidos e calculados. Para iniciar a calibração adotaram-se os valores de condutividades (k_{ini} e k_{sat}) determinadas em ensaio de Duplo Anel. Para valiação foram empregados valores médios de K_{ini} e K_{sat} obtidos na calibração.

Calcularam-se ainda os tempos de retardamento (*Tret*), de pico (*Tpico*), de escoamento no plano de infiltração (*Tplano*) e o coeficiente de escoamento superficial (C) para os eventos reais. O *Tret* foi computado como sendo a diferença entre os centros de massa do hietograma e do linigrama, pois não se dispõe de hidrograma de saída observado. O *Tpico* foi obtido pela diferença entre início da chuva e o pico de nível de água no plano. O *Tplano* foi contabilizado a partir do instante em que se iniciaram as vazões para o plano até o momento em que se iniciaram os registros de nível de água no ponto mais baixo do plano. O tempo de esvaziamento (*Tesv*) observado corresponde à diferença entre o instante em que ocorre o máximo nível e o instante de esvaziamento da estrutura. O mesmo pode ser determinado a partir do linigrama calculado por meio do método de PULS.

As Equações 15, 16 e 17 descrevem as relações utilizadas para determinação dos tempos descritos anteriormente.

$$Tret = \Sigma(T_{NAj} \cdot NA_j)/\Sigma NAj - \Sigma(T_{hi} \times h_j)/\Sigma h_j \quad (15)$$

Sendo: T_{hi} o tempo i (min) em que ocorre a altura de chuva hi; T_{NAj} o tempo j (min) em que ocorre a cota do nível de água *NA* registrado no ponto mais baixo do plano.

$$Tpico = T_{h1} - T_{NAmax} \quad (16)$$

Sendo: T_{h1} o tempo (min) em que ocorre a altura inicial de chuva no intervalo 1. $T_{NA\max}$ é o tempo (min) em que ocorre o máximo nível registrado.

$$Tplano = (T_{Q1} - T_{NA1}) \quad (17)$$

Sendo: T_{Q1} o tempo (min) em que a vazão começa a escoar no plano; T_{NA1} o tempo (min) em que ocorre o início de registro no ponto mais baixo do plano. O coeficiente de escoamento superficial foi determinado pelo quociente entre os volumes escoados (Vesd) e precipitados (Vch), ambos medidos, conforme Equação 18.

$$C = Vesd / Vch \quad (18)$$

O monitoramento do escoamento superficial e da formação de lâmina foi feito por meio de registros fotográficos de 113 fotos do plano, desde o início do ensaio até o desaparecimento da lâmina formada na superfície do plano.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Verificação das medidas de lâminas em campo a montante do vertedor de 120º

Foram obtidos três linigramas, sendo dois por meio de registros manuais nas réguas e um por meio do sensor OTT, para cada um dos três ensaios. Apresentam-se os linigramas do ensaio 2 na figura 4.

Na tabela 1 são apresentados os erros absolutos médios e erros máximos entre as lâminas medidas automaticamente e as duas lâminas, registradas uma com régua fixa na parede e outra no interior do tubo de PVC. Verificou-se que os erros médios absolutos foram menores que 4 mm.

Observou-se que os zeros do sensor de nível e das réguas utilizadas, que correspondem ao nível de água da cota da crista do vertedor de 120º, mostraram valores menores que 1mm.

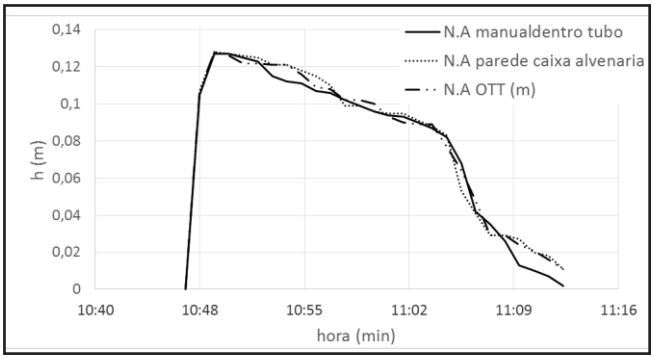


Figura 4 – Lâminas registradas manualmente por réguas (linha azul e laranja) e registradas pelo sensor de nível OTT (linha cinza) referente ao ensaio 2

Tabela 1 – Erros entre medidas dos níveis de água pelo sensor OTT e pelas réguas fixadas na parede e no tubo de PVC perfurado localizado a montante do vertedor de 120º

Ensaio	Erro médio absoluto régua fixa (mm)	Erro máx. régua fixa (mm)	Erro médio absoluto régua PVC (mm)	Erro máx. régua PVC (mm)
1	3	19	3	7
2	2	11	2	11
3	4	13	4	10

Verificação das vazões medidas pelo vertedor de 120°

Foram obtidos dois hidrogramas, um pelo vertedor triangular de 120° e o outro para as vazões descarregadas do caminhão pipa e do reservatório, para cada um dos três ensaios. Apresentam-se, a título de exemplo, os hidrogramas gerados no ensaio 2 na figura 5.

Na tabela 2 apresentam-se os erros absolutos médios e erros máximos entre as vazões medidas pelo vertedor de 120° (Qv) e as vazões resultantes dos esvaziamentos simultâneos

do reservatório e do caminhão pipa (Q_{esv}). A diferença entre os volumes produzidos pelos esvaziamentos do reservatório e caminhão ($\sum(Qesv).\Delta t)$) em relação ao volume obtido pelo vertedor ($\sum(Qv).\Delta t)$) variou de 2,1 a 12 % ou erro médio relativo de 7,1 %.

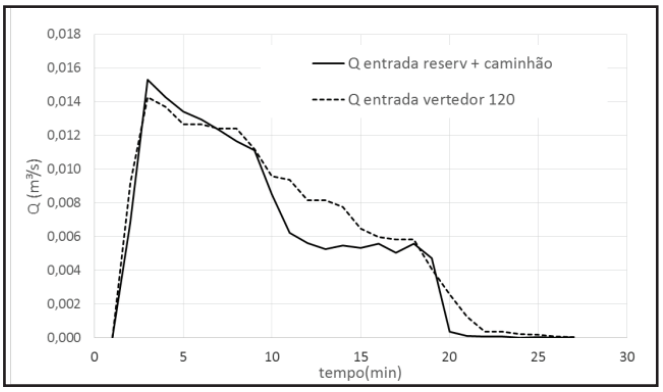


Figura 5 – Hidrograma gerado pelo esvaziamento da caixa de água e caminhão pipa (linha azul) e medido pelo vertedor de 120° (linha amarela) referente ao ensaio 2

Tabela 2 – Erros determinados entre vazões e volumes medidos no vertedor de 120° (Q_V e V_v) e pelo esvaziamento do reservatório e do caminhão pipa (V_V e V_{esv})

Ensaio	$\|Q_v-Q_{esv}\|$ médio (m³/s)	$\|Q_v-Q_{esv}\|$ máximo (m³/s)	(V_v-V_{esv}) (m³)	$\|V_v-V_{esv}\|$ por V_{esv} (%)
1	0,061	0,242	0,198	2,1
2	0,084	0,549	1,124	12,0
3	0,065	0,293	0,656	7,2

Comportamento hidrológico do plano de infiltração durante os ensaios de campo

Por meio do registro fotográfico do ensaio 2, mostrado na figura 6, constatou-se o seguinte: o escoamento teve início às 10:52, com máxima área com lâmina às 10:59 e às 11:16 não se visualizou lâmina sobre a superfície do plano, o que permite estimar tempo de funcionamento (Df) de 24min. Os dados dos demais ensaios são apresentados na tabela 3. Estimou-se a área de inundação máxima média (presença visual de lâmina) nos três ensaios de aproximadamente 90 m² (9+27+27+18+9).

O tempo adotado para a condutividade atingir a fase assintótica foi igual a 14 min, tal como obtido em ensaios de duplo anel em triplicada, conforme mostrado na figura 5.

Observa-se na figura 6 que K_{sat} converge ao valor de 180 mm/h após cerca de 14 minutos. A condutividade inicial média (K_{ini}) entre 0 e 14 min foi igual a 356 mm/h. A representação da condutividade em dois patamares é mostrada na mesma figura 2, tendo sido esta empregada na modelagem.

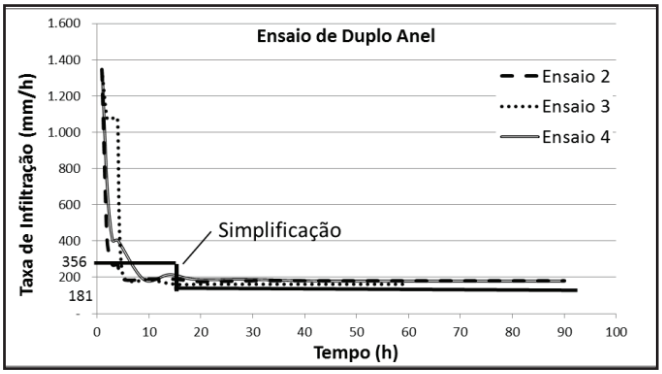


Figura 6 - Taxas de infiltração obtidas por meio dos ensaios de Duplo Anel, em triplicada, e com representação simplificada em dois patamares

A modelagem da valeta de distribuição pelo método de PULS com *Ksat* obtido pelo ensaio de duplo anel (180 mm/h) possibilitou estimar que, em média, 3,1 m³ são infiltrados via canal de distribuição e 6,2 m³ extravazam para o plano de infiltração. Observaram-se destes ensaios o que segue:

- O escoamento pela superfície do plano ocorre em áreas preferenciais, provavelmente devido aos desníveis na superfície gramada do plano, conforme figura 7.

- Estima-se que as lâminas escoadas sejam menores que 6 cm, pois não atingiram marcas feitas nas estacas de referência.

- Comprova-se que escoamento de 6,2 m³ não alcança o final do plano. Isto se deve à retenção e detenção superficial, bem como às altas taxas de infiltração verificadas em ensaios de duplo anel, após recuperação da superfície por escarificação.

Presume-se então que a relação cota-volume-vazão necessária para aplicação do método de PULS não é representativa para vazões e volumes de entrada desta ordem, pois não há registro de lâmina. Isto pode ser estendido ao início do escoamento de chuvas mais intensas. Outra dificuldade que ocorre ao tentar representar o comportamento dos níveis por meio do método de PULS aplicado ao plano de infiltração é a variação da área inundada devido a pequenos desníveis da superfície do plano que causam grandes variações de área.

Monitoramento e Funcionamento do Plano de Infiltração

Os ensaios de granulometria indicaram a classificação do solo local como areia média a fina argilosa. O monitoramento das precipitações, vazões afluentes e dos níveis de água no plano de infiltração foi realizado de 16/12/2013 a 18/03/2014. Neste período foram registrados 32 eventos de chuva, dos quais 7 apresentaram nível de água registrado pelo sensor de nível no interior do plano e cujos dados são mostrados na tabela 4.

Verifica-se que o evento 2 com o maior valor de Tr registrado entre os ensaios (6,1 anos) e maior lâmina máxima (0,24 m) não ultrapassou a profundidade máxima de 0,59 m. O evento 7 assemelha-se aos ensaios de campo com reservatório e caminhão, pois seu volume escoado foi de 10,4 m³, porém precedido 2 h pelo evento 6 com 43,2 mm, o que pode justificar a presença de lâmina no plano, registrada pelo sensor. Para os

eventos 1, 4 e 5 verificaram-se precipitações antecedentes de 22,8 mm, 28,6 mm e 4,3 mm respectivamente.

Apresentam-se na tabela 5 os tempos de retardamento, de pico e também o tempo decorrido entre o momento de início de escoamento para o plano e o momento de registro do nível pelo sensor no final do plano (Tplano).

O Tplano talvez seja o mais representativo, porque é o tempo do escoamento sobre o plano propriamente dito (com resultado médio de 12,2 min). Neste, não são contabilizados os tempos de escoamento no telhado e na rede predial, presentes no Tpico (com resultado médio de 28,3 min). Essas medidas de tempo evidenciam importantes efeitos da detenção superficial, exatamente no período em que a condutividade hidráulica assume seu maior valor, capaz até de evitar acúmulo de água no final do plano.

Verifica-se que o coeficiente de escoamento do telhado metálico, em média, foi de 0,83 e se excluído o menor dos eventos

Tabela 3 – Volumes lançados e calculados pelo vertedor de 120°, área inundada e tempo de funcionamento resultantes dos ensaios de campo (Df)

Ensaio	Volume lançado (m^3)	Vol. calc. Vert. 120° (m^3)	Área inun (m^2)	*Df* (min)
1	9,6	9,8	~90	25 (09:31 a 09:56)
2	9,3	10,4	~90	24 (10:52 a 11:16)
3	9,1	9,7	~90	28 (12:08 a 12:36)

Tabela 4 – Alturas, durações, intensidade, períodos de retorno, volumes precipitados e escoados e altura máxima de água dos eventos reais monitorados

No.	*P* (mm)	*D* (h)	*I* (mm/h)	*Tr* (anos)	*Vch* (m^3)	*Vesd* (m^3)	*Hmaxpl* (m)
1	45,0	4,7	9,5	2,4	78,6	73,7	0,18
2	43,2	1,1	39,2	6,1	75,6	52,9	0,24
3	28,6	0,4	3,3	4,1	50,1	38,7	0,17
4	21,4	6,5	68,7	0,03	37,4	33,1	0,14
5	18,7	1,1	16,3	0,07	31,8	25,7	0,12
6	17,1	0,4	68,8	0,32	29,8	29,0	0,12
7	7,9	1,0	8,3	0,005	13,8	10,4	0,05

Tabela 5 – Tempos de retardo, pico, de escoamento no plano e coeficiente de escoamento do telhado

No. evento	*Tret* (min)	*Tpico* (min)	*Tplano* (min)	*C* telhado
1	2,7	26	4,8	0,94
2	6,3	36	11,9	0,70
3	9,9	38	9,5	0,77
4	16,4	32	13,7	0,88
5	0,3	19	18,2	0,97
6	1,4	20	16,3	0,82
7	0,9	27	11,1	0,76
Médias	**5,9**	**28,3**	**12,2**	**0,83**

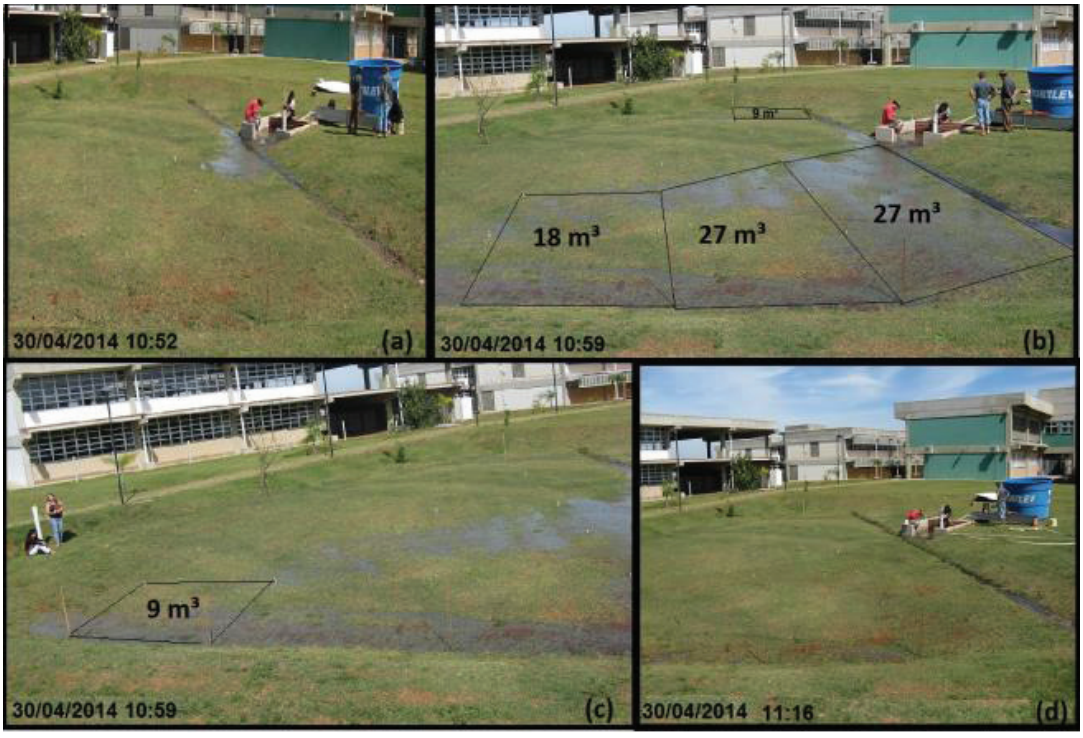


Figura 7 – Ensaio de campo 2 com caixa de água e caminhão pipa: (a) início do ESD no plano (10:52), (b) e (c) momento com máxima área molhada (10:59), (d) final da infiltração no plano (11:16)

0,85, portanto valores dentro da faixa da literatura.

Modelagem pelo método de PULS

Os eventos 1, 3, 5 e 7 foram utilizados para calibração do modelo de PULS, variando em 20 % as condutividades, para mais ou menos, em relação aos resultados médios obtidos dos ensaios de duplo anel (*Kini* de 356 mm/h e *Ksat* de 181 mm/h).

Mostram-se na tabela 6 os ajustes do PULS com condutividade variável simplificada e com *Ksat*, obtidos por calibrações manuais. As modelagens com condutividade variável apresentaram leve melhora na aderência aos dados observados relativamente às modelagens com *Ksat*, conforme se observa na mesma tabela 6.

Podem-se considerar estes resultados razoáveis, na medida em que a área inundada e a infiltração ocorrida até o momento que a água chega ao ponto mais baixo do plano não são registradas, ou seja, não são computadas pelo PULS, como se demonstrou com o ensaio de campo com reservatório e caminhão pipa. O não cômputo da área inundada inicial e as altíssimas infiltrações iniciais observadas em ensaio de duplo anel (média de 354,1 mm/h) fazem com que as vazões iniciais calculadas pelo PULS sejam bem maiores que aquelas observadas, como se demonstra na figura 8.

Tabela 6 – Calibrações do modelo de PULS aos eventos reais com condutividade variável simplificada e com condutividade constante *Ksat*

No.	Condutividade variável simpl.		Condutividade constante		
	Kini *Ksat* (mm/h)	R^2 NS	*Ksat* (mm/h)	R^2 NS	ΔR^2 ΔNS
1	326,4	0,86	153,0	0,84	0,02
	153,0	0,54		0,52	0,02
3	391,6	0,85	198,0	0,75	0,10
	198,0	0,92		0,86	0,06
5	427,2	0,56	216,0	0,55	0,01
	216,0	0,40		0,39	0,01
7	427,2	0,73	216,0	0,73	0,00
	216,0	0,48		0,48	0,00
Média	**393,1**	**0,75**	**195,8**	**0,72**	**0,03**
	195,8	**0,59**		**0,56**	**0,03**

Os ajustes obtidos pelas validações do modelo de PULS aos eventos 2, 4 e 6 são apresentados na tabela 7. A modelagem com *Ksat* em relação ao emprego de condutividade variável simplificada fez reduzir tanto R^2 de até 0,16 e NS de até 0,39, portanto, uma variação razoável. Exemplificam-se os resultados da validação pela apresentação do evento 6, conforme figura 9, a partir dos linigramas medidos e calculados.

O tempo de esvaziamento (*Tesv*) observado por meio do monitoramento da técnica foi, no máximo, de 150 min ou 2,5 h, muito aquém do recomendado de 24 h, conforme se observa na tabela 8. Os tempos de esvaziamento calculados, considerando *Kini* e *Ksat* ou somente *Ksat*, foram praticamente iguais. A diferença entre os *Tesv* observado e calculado variaram entre 7 e 84 %, excluído o menor dos eventos monitorados (evento

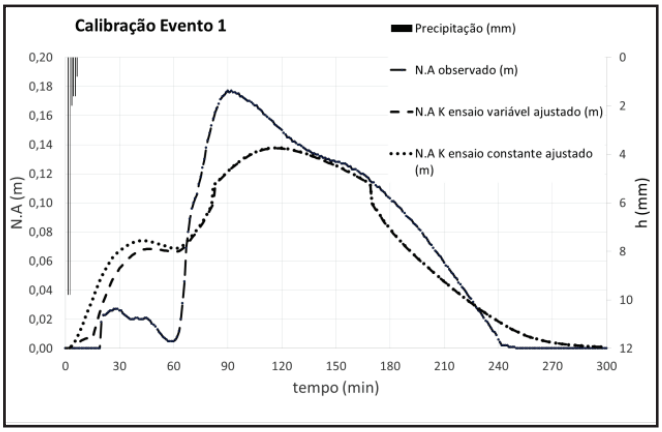


Figura 8 – Linigramas observados e calibrados por modelo de PULS com condutividade variável simplificada e constante (*Ksat)*

Tabela 7 – Ajustes das validações do modelo de PULS aos eventos reais 2, 4, e 6 com condutividade variável simplificada e com condutividade constante

No.	Condutividade variável simpl.		Condutividade constante		
	Kini *Ksat* (mm/h)	R^2 NS	*Ksat* (mm/h)	R^2 NS	ΔR^2 ΔNS
2	393,1	0,65	195,8	0,59	-0,06
	195,8	0,50		0,46	-0,04
4	393,1	0,92	195,8	0,92	0,00
	195,8	0,95		0,95	0,00
6	393,1	0,78	195,8	0,62	-0,16
	195,8	0,88		0,49	-0,39
Médias		**0,71**		**0,71**	**-0,07**
		0,78		**0,63**	**-0,15**

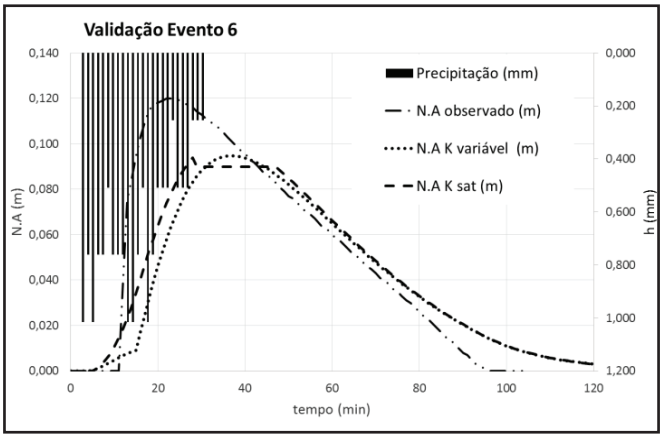


Figura 9 – Linigramas observado e calculados para validação da modelagem de PULS, com condutividade variável simplificada e constante (*Ksat***)**

7), conforme tabela 8.

Tabela 8 - Tempo de esvaziamento (Tesv) calculado e observado

Evento	*Tesv* observado (min)	*Tesv* calculado (min)	Erro (%)
1	150	161	7
2	71	105	48
3	112	142	26
4	90	96	7
5	46	85	84
6	80	101	26
7	20	60	200

CONCLUSÕES

Os ensaios com esvaziamentos de reservatórios (5000 L e caminhão pipa) mostraram que a propagação pelo plano se faz em áreas preferenciais. Este fato, associado aos tempos de retardo, de pico e às taxas de infiltração, contribuiu para não haver registros de nível de água no plano de infiltração. Este efeito pode ser estendido para o início de precipitações, bem como para precipitações de pequenas lâminas.

As calibrações do modelo PULS com condutividade hidráulica variável e simplificada em dois patamares mostraram que a última apresenta resultados levemente melhores (R^2 médio de 0,75) se comparada às calibrações com condutividade hidráulica saturada (R^2 médio de 0,72). As validações do modelo apresentaram o mesmo comportamento, com R^2 pouco menor, porém com valor do coeficiente de Nash-Sutcliffe maior.

O plano de infiltração, devido à sua geometria, em eventos de baixa altura pluviométrica tem seu volume distribuído irregularmente na área de infiltração, dificultando a representatividade da relação lâmina volume necessária ao método de PULS.

À grande área de infiltração desta técnica também são atribuídos baixos valores de tempo de esvaziamento, observados e calculados e, neste caso, aliada às altas taxas de infiltração.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 6457:* Preparação de amostras de solo para ensaios de compactação e ensaios de caracterização: método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1986a.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 6502:* Rochas e solos – Terminologia. Rio de Janeiro: ABNT, 1995.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 7181*: Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 7182*: Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 1986b.

ASCE. *Design and Construction of Sanitary and Storm Sewers*. New York: ASCE, 1969. (Manual and Reports of Engineering Practice, 37).

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. *Técnicas compensatórias em drenagem urbana*. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2011.

BARBASSA, A. P.; ANGELINI SOBRINHA, S.; MORUZZI, R. B. Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: avaliação das condições de operação e manutenção. *Ambiente Construído,* Porto Alegre, v. 14, n. 2, p. 91-107, abr./jun. 2014.

BARBASSA, A. P.; CAMPOS, J. B. N. de. Comportamento Hidrológico de Áreas Urbanas Impermeabilizadas Diretamente Conectadas e Total. *RBRH: revista brasileira de recursos hídricos*, v. 15, n. 4, p. 69-79, out./dez. 2010.

BOURGOGNE, P. *25 ans de solutions compensatoires d'assainissement pluvial sur la communauté urbaine de Bordeaux*. [S.l.]: NOVATECH, 2010.

CHAHAR, B. R.; GRAILLOT, D.; GAUR, S. Stormwater management through infiltration trenches. *J Irrigation Drainage Eng., ASCE*, v. 138, n. 3, p. 274-281, 2012.

CHOW, V. T.; MAIDMENT D. R.; MAYS, L. W. *Applied Hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1988.

CUDWORTH JÚNIOR, A. G. *Flood hydrology manual.* A water Resources Technical Publication. Denver, Co: U.S. Departament of Interior, Bureau of Reclamation, 1989.

DECHESNE, M.; BARRAUD, S.; BARDIN, J. Experimental assessment of stormwater infiltration basin evolution. *J. Environ. Eng., ASCE*, v. 131, n. 7, p. 1090-1098, July 2005.

FUAMBA, M.; WALLISER, T.; DAYNOU, M.; ROUSSELLE, J. *Methodology selection of best management practices and economic analysis:* a case study in Quebec, Canada: NOVATECH, 2010.

LUCAS, A. H. *Monitoramento e Modelagem de um sistema Filtro – Vala – Trincheira de infiltração em escala real.* São Carlos. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

LUCAS, A. H.; BARBASSA, A. P.; MORUZZI, R. B. Modelagem de um sistema filtro-vala-trincheira de infiltração pelo método de PULS adaptado para calibração de parâmetros. *RBRH: revista brasileira de recursos hídricos*, v. 18, n. 2, p. 225-236, abr. 2013.

MARTIN, C.; RUPERD, Y.; LEGRET, M. Urban stormwater drainage management: the development of a multicriteria decision aid approach for best management practices. *Eur. J. Oper. Res.*, v. 181, n. 1, p. 338-349, Aug. 2006.

MOURA, T. A. M. *Estudo experimental de superfícies permeáveis para o controle de escoamento superficial em ambientes urbanos.* 2005. Dissertação (Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

PORTO, R. M. *Hidráulica Básica*. São Carlos: EESC-USP, 2005.

REIS, R. P. A.; OLIVEIRA, L. H.; SALES, M. M. Sistemas de drenagem na fonte por poços de infiltração de água pluvial. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 99-117, abr./ jun. 2008.

SCHUELER, T. R. *Controlling urban runoff:* a practical manual for planning and designing urban BMPs. Washington: Department of Environmental Programs. Washington Metropolitan Water Resources Planning Board, 1987.

SOUZA, V. C. B. *Estudo experimental de trincheiras de infiltração no controle da geração do escoamento superficial*. 2002. 127 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

TUCCI, C. E. M. *Água no Meio Urbano*. In: TUCCI, C. E. M. Água Doce. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1997. cap. 14.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. *Drenagem urbana*. Rio Grande do Sul: Editora da Universidade, 1995.

URBONAS, B. R. Assessment of Stormwater Best Management Practice Effectiveness. In: HEANEY, J. P.; PITT, R.; FIELD, R. *Innovative Urban Wet-Weather Flow Management Systems.* Cincinnati, OH: National Risk Management Research Laboratory, 1993. p. 7-1-7-46.

VIEIRA, L.; SILVA, A.; NASCIMENTO, N. O. Avaliação da Eficiência Hidráulica de Duas Técnicas Alternativas de Drenagem Urbana - Estudo de Caso de Um Trecho da Bacia do Mergulhão na Pampulha. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 2009, Campo Grande. *Anais...* Porto Alegre: ABRH, 2009.

VIESSMAN JUNIOR, W.; LEWIS, G. L.; KNAPP, J. K. *Introduction to hydrology*. 3. ed. New York: Haper e Row Publisher, 1989.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 605 - 614

Avaliação do potencial de redução do consumo de água potável por meio da implantação de sistemas de aproveitamento de água de chuva em edificações unifamiliares

Assessment of the potential to reduce drinking water consumption by implementation of rainwater harvesting systems in single-family residential buildings

Erick Brizon Chaib[1]; Felipe C. Rodrigues[2]; Brenner H. Maia[3] e Nilo De Oliveira Nascimento[4]

[1,3,4] Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas GeraisBelo Horizonte, MG. Brasil
erickbrizon@gmail.com

[2] Empresa de Processamento de Dados de Belo Horizonte (PRODABEL), Belo Horizonte, MG. Brasil

Recebido: 26/09/14 - Revisado:12/11/14 - Aceito: 11/03/15

RESUMO

Em um cenário de relativa escassez hídrica, torna-se recomendável a implementação de políticas públicas objetivando a manutenção de níveis adequados de abastecimento de água potável. Uma possibilidade importante é o uso de água de chuva captada em edificações residenciais com o propósito de suprir as demandas não potáveis de água em domicílios. O presente trabalho propõe uma metodologia de avaliação do potencial de economia de água potável por meio de sua substituição por água de chuva para fins não potáveis em edificações residenciais unifamiliares (casas). Para tanto, foram realizadas análises hidráulicas e financeiras, tomando como estudo de caso o município de Belo Horizonte, MG. Verificou-se que, em um cenário de uso generalizado do sistema de aproveitamento de água de chuva em residências unifamiliares, pode-se obter uma economia anual equivalente a 2 meses de abastecimento de água potável para residências. Por outro lado, para o cenário adotado, os resultados econômicos apresentam viabilidade do sistema, mas com elevado payback e taxa interna de retorno (TIR) muito próxima à taxa mínima de atratividade (TMA), sugerindo a necessidade de avaliação de modelos de financiamento e incentivo à disseminação do sistema.

Palavras Chave: *Consumo de água. Economia de água. Aproveitamento de água de chuva*

ABSTRACT

In a scenario of relative water scarcity, it is advisable to implement public policies aiming at maintaining adequate potable water supply. A relevant alternative regarding water supply policies is the use of rainwater harvesting systems in residential buildings in order to meet the households non-potable water demands. This paper suggests a methodology to evaluate the potential for drinking water savings in urban area using rainwater for non-potable purposes in single-family dwellings. Hydraulic and financial assessments were performed, taking as case study Belo Horizonte, 2.4 million-inhabitant city that is the capital of the state of Minas Gerais. Results suggest that, in a scenario of widespread use of domestic rainwater harvesting systems, one can get the equivalent of two months of drinking water supply as drinking water annual savings. On the other hand, for the adopted scenario, results suggest economic feasibility of the systems, although with a high payback and internal rate of return very close to the attractive interest rates. These results suggest that the dissemination of these systems may require funding models and other economic tools to promote them for large scale use.

Keywords: *Water consumption. Drinking water saving. Rainwater harvesting.*

INTRODUÇÃO

A água está intrinsecamente ligada ao desenvolvimento humano e tem sido essencial para os processos de crescimento urbano ao longo da história. Contudo, Domenech e Saurí (2011) apontam um drástico aumento na demanda de água em ambientes urbanos nos próximos anos, acompanhado por mudanças climáticas que afetarão o regime de chuvas, agravando os episódios de inundações e secas. Libânio (2006) argumenta que a ideia de abundância da água, considerada por longo tempo um recurso renovável e inesgotável, desfaz-se diante da constatação do crescimento de sua demanda, da variabilidade geográfica e sazonal da oferta hídrica e da degradação ambiental massiva e inconsequente. Nascimento e Heller (2005) também consideram que a expansão urbana nas regiões metropolitanas, frequentemente não planejada, muitas vezes ilegal, encontra-se na origem de sérios comprometimentos da qualidade da água de mananciais de abastecimento urbano.

Em um cenário de relativa escassez de água, torna-se necessária a implementação de políticas públicas relacionadas à gestão hídrica, focando a oferta e demanda de água, no sentido de manter os níveis adequados de abastecimento para os diversos fins. Sob a ótica da gestão integrada de águas urbanas, Sharma et al. (2008) indicam que um aspecto importante dos modelos de gestão é o *WSUD – Water Sensitive Urban Design* (planejamento urbano sensível à água) abrangendo o conceito de sustentabilidade, nas dimensões econômicas, sociais e ambientais.

Visando à proteção dos mananciais, de modo a aliviar a pressão sobre os mesmos, a substituição de água tratada por água de chuva pode ser uma alternativa relevante quanto à gestão de oferta para atender às demandas não potáveis residenciais, especialmente em regiões metropolitanas (GOMES et al, 2014; ROEBUCK; OLTEAN-DUMBRAVA; TAIT, 2011; VIEIRA, 2012). Outro importante aspecto referente ao aproveitamento de água de chuva em escala de lotes urbanos é na detenção de águas pluviais, acarretando no aumento do tempo de concentração, na redução do escoamento superficial e na redução dos picos de inundações (DORNELES, 2012; FENDRICH, 2002, 2005).

Alguns trabalhos analisaram o potencial de aproveitamento de água de chuva em ambientes urbanos no Brasil, visando à redução do consumo de água potável, como os propostos por Fendrich (2005), Ghisi, Bressan e Martini (2007), Ghisi, Montibeller e Schmidt (2006) e Moruzzi, Carvalho e Oliveira (2012). No contexto internacional, Gomes et al. (2014) abordam as experiências de captação de água de chuva, inclusive para consumo humano em diversos países. Domenech e Saurí (2011) concluíram que, para a região metropolitana de Barcelona, seria possível atender a várias demandas residenciais de água não potável, não obstante ser uma região de baixas precipitações pluviométricas. Belmeziti, Coutard e Gouvello (2013) e Belmeziti, Coutard e Gouvello (2014) destacam o crescimento da prática na França, onde cerca de 15% da população utiliza água de chuva principalmente para fins não potáveis. Os autores estimam, na região metropolitana de Paris, que o potencial de economia de água potável pode alcançar até 11% por meio do uso de água de chuva e avaliam que as edificações residenciais são responsáveis por até 2/3 deste potencial.

O enfoque deste trabalho é a proposição de uma metodologia para avaliar o potencial de redução do consumo de água potável através do aproveitamento de água de chuva em edificações residenciais unifamiliares.

MATERIAL E MÉTODOS

O município de Belo Horizonte, com população de cerca de 2,4 milhões de habitantes e área de 330 km^2, localizado na região sudeste do Brasil (Figura 1), foi escolhido como estudo de caso para esta pesquisa, tendo em vista a disponibilidade de dados cadastrais de qualidade sobre habitação e outros parâmetros. Estão descritas na tabela 1 algumas características de renda e indicadores de desenvolvimento humano e de saneamento de Belo Horizonte em comparação com grandes cidades brasileiras.

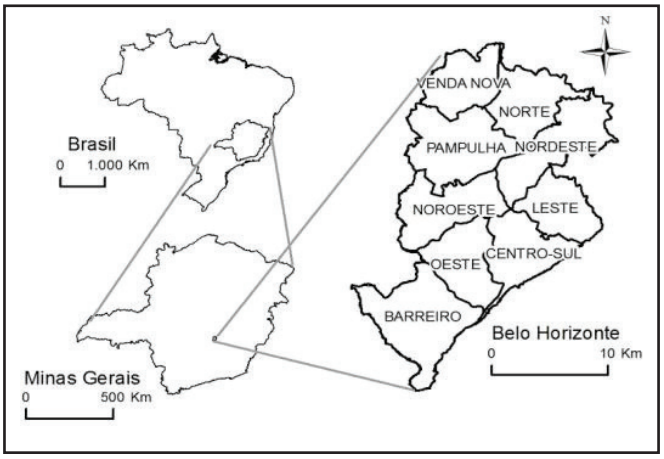


Figura 1. Mapa do Brasil, Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte e suas regiões administrativas

Tabela 1. Indicadores de saneamento, IDH e Índice de GINI para Belo Horizonte e outras capitais brasileiras

Município	Cobertura por rede de água (%)	Cobertura por rede de esgoto (%)	Consumo per capita de água (litros/hab x dia)	IDH	Índice de Gini
Belo Horizonte	100,0	100,0	170,6	0,81	0,61
São Paulo	100,0	96,1	184,6	0,81	0,65
Rio de Janeiro	91,2	70,1	294,1	0,80	0,64
Curitiba	100,0	93,0	157,9	0,82	0,57
Porto Alegre	100,0	87,7	208,7	0,81	0,61
Salvador	92,2	76,0	153,3	0,75	0,65
Fortaleza	87,1	48,3	163,2	0,75	0,63

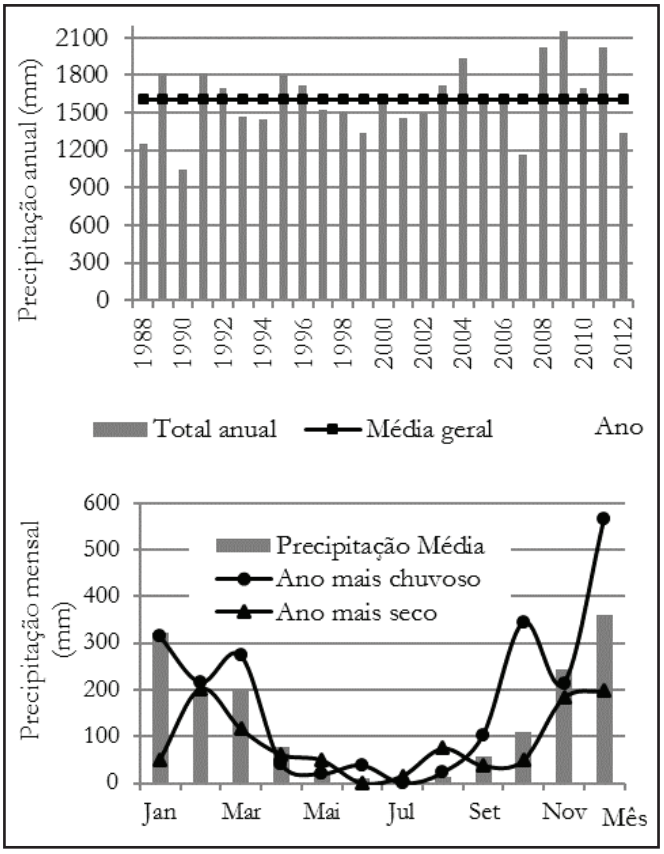
Fonte: http://www.atlasbrasil.org.br/2013/; Brasil, 2012

Pretende-se avaliar o potencial de economia de água potável por meio de sua substituição por água de chuva para fins não potáveis em edificações residenciais unifamiliares, tomando como estudo de caso o município de Belo Horizonte. Para tanto, organizou-se a metodologia segundo os procedimentos enumerados a seguir:

a- Levantamento e análise da série histórica de chuvas, a partir da qual serão realizadas as simulações hidrológicas.
b- Determinação de projetos-padrão de edificações residenciais unifamiliares para os quais serão quantificadas as demandas de água não potável e sobre os quais serão realizadas simulações hidrológicas e econômicas para uso de água de chuva. Por meio dos projetos-padrão pretende-se reduzir a variabilidade das características das construções existentes a um conjunto de cinco modelos. Para tal, as edificações residenciais unifamiliares existentes no município foram organizadas por meio de distribuições de suas características, como áreas de cobertura e padrões construtivos. As distribuições foram quantitativamente correlacionadas com os projetos-padrão, oriundos em grande parte de ABNT (2006).
c- Extrapolação dos resultados obtidos nas simulações individuais dos projetos-padrão para estimar, em escala municipal, o potencial de economia de água potável por meio do uso de água de chuva.

Regime pluviométrico em Belo Horizonte

O município de Belo Horizonte conta com rede de estações pluviométricas e climatológicas instaladas, em sua maioria, a partir e 2010. Duas estações dispõem de séries longas de precipitação diária, tendo-se optado, neste estudo, pela Estação Pluviométrica Caixa de Areia, operada pela Agência Nacional das Águas, localizada no Parque das Mangabeiras, latitude -19,93°, Longitude -43,93° e altitude 915 m. A série temporal compreende o período de 02/01/1988 a 31/12/2012, totalizando 25 anos (9115 dias) e foi obtida via site hidroweb.ana.gov.br (Figuras 2a e 2b). A precipitação anual média é de 1.608 mm.



Figuras 2a e 2b – Precipitações médias mensais e precipitações no ano mais chuvoso e mais seco em Belo Horizonte

As simulações hidrológicas foram realizadas a partir do registro diário das precipitações no período.

Projetos-padrão

A pesquisa propõe o agrupamento das edificações residenciais unifamiliares existentes no município conforme a equivalência com projetos-padrão que, por meio de suas áreas de projeção e características arquitetônicas, permitam a realização de simulações de cálculo de aproveitamento de água de chuva coletada em telhados, considerando as demandas de água não potável. A NBR 12721:2006 (ABNT, 2006) estabelece

Tabela 2 – Projetos-Padrão residenciais unifamiliares

Nomenclatura e descrição dos projetos-padrão
RP1-Q (Residência unifamiliar popular): 1 dormitório, sala, banheiro e cozinha
R1-B (Residência unifamiliar padrão baixo): 2 dormitórios, sala, banheiro, cozinha e área para tanque
R1-N (Residência unifamiliar padrão normal): 2 dormitórios, uma suíte, banheiro social, sala, circulação, cozinha, área de serviço com banheiro e varanda (garagem)
R1-A (Residência unifamiliar padrão alto): 4 dormitórios, com 1 suíte com banheiro e closet, outro com banheiro, banheiro social, sala de estar, sala de jantar e sala íntima, circulação, cozinha, área de serviço completa e varanda (abrigo para automóvel)
R1-X (Residência unifamiliar padrão alto): 2 pavimentos (parcial), 6 dormitórios, com 2 suítes com banheiro e closet, e outras 2 com banheiro, banheiro social, salas de estar, de jantar e íntima, circulação, cozinha, área de serviço completa, varanda e garagem

Fonte: ABNT (2006), exceto o projeto-padrão R1-X (elaboração própria)

Tabela 3 – Projetos-Padrão residenciais unifamiliares (áreas)

Projetos-Padrão	Descrição das áreas[1] (m²)					
			Internas		Externas[3]	
	Lote	Cobertura[2] (telhado)	Banheiros	Outros cômodos	Permeáveis	Impermeáveis
RP1-Q	80,0	39,56	2,5	35,3	11,9	8,6
R1-B	80,0	58,64	2,5	37,8	17,6	3,8
R1-N	150,0	106,44	8,3	88,6	31,9	11,7
R1-A	320,0	224,82	15,9	180,0	67,5	27,7
R1-X	600,0	450,00	38,5	394,5	95,0	55,0

1. Áreas obtidas em ABNT (2006), exceto o projeto-padrão R1-X (elaboração própria).
2. Utilizada como referência para as simulações de captação de água de chuva.
3. Áreas externas arbitradas, ressalvando a possibilidade de haver construções em diferentes tipos de lotes.

diferentes tipologias de projetos-padrão residenciais em função de parâmetros, tais como: área de projeção, número de cômodos e padrão de acabamento (B– Baixo / N– Normal / A– Alto).

Adotaram-se os projetos-padrão residenciais definidos pelo referida norma, considerando 4 projetos de edificações unifamiliares (casas), cujas características estão descritas nas tabelas 2 e 3. A área externa a ser lavada com água de chuva (sistema de aproveitamento) foi arbitrada ressalvando-se as diferentes possibilidades de áreas de lotes. A inclusão de um 5º projeto-padrão, denominado R1-X e área coberta de 450 m², tornou-se necessária para obtenção de melhor correlação com a base cadastral de edificações existentes em Belo Horizonte, conforme será verificado na figura 4.

Cadastro de residências unifamiliares na Prefeitura Municipal de Belo Horizonte

A base de dados utilizada na pesquisa foi fornecida pela Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (PMBH) e é composta pela restituição aerofotogramétrica realizada em 2008 e base cadastral do Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU) atualizada em 2013. Os dados foram processados nos programas Microsoft Excel 2007 e MapInfo 11.0, da Geograph. A partir do índice cadastral e da codificação dos setores censitários do IBGE, foram selecionados os dados referentes às edificações residenciais unifamiliares e seus padrões de acabamento, definidos pela PMBH como P1– Popular, P2– Baixo, P3– Normal, P4– Alto e P5– Luxo. Visando à compatibilização com os padrões definidos pela NBR 12.721 (ABNT, 2006), as edificações foram classificadas em: Casas P1P2, Casas P3 e Casas P4P5, equivalentes aos padrões baixo, normal e alto, respectivamente.

Demandas de água não potável nos projetos-padrão

Foram quantificados, para cada projeto-padrão, os usos residenciais de água não potável, conforme indicado em ABNT (2007): (i) descarga de vasos sanitários; (ii) irrigação de jardins e (iii) lavagem de piso em geral.

Descarga de vasos sanitários

O volume de água em descargas em vasos sanitários é dado pela equação 1:

$$V_{banheiro} = N_{moradores} \times N_{uso\ banheiro} \times V_{descarga} \quad (1)$$

Onde:

$N_{moradores}$: Número de moradores por residência, cuja média é igual a 3 para Belo Horizonte (IBGE, 2010);

$N_{uso\ banheiro:}$ Número de usos diários do vaso sanitário, variando de acordo com fatores como permanência dos moradores na residência, hábitos pessoais e condições de saúde, sendo considerados 4 usos por dia durante a semana e 6 vezes por dia durantes fins de semana, conforme média estimada por Reiber (2012) e Roebuck, Oltean-Dumbrava e Tait (2011). Tais frequências convergem com a média utilizada por Ghisi, Bressan e Martini (2007) e Moruzzi, Carvalho e Oliveira et al. (2012);

$V_{descarga}$: Considerou-se o uso de válvula de descarga, com vazão de 9 litros por acionamento (TOMAZ, 2011).

A aplicação dos critérios descritos na equação 1 resultou em consumos diários de 36 em litros/hab em dias de semana e de 54 em litros/hab em fins de semana.

Irrigação de áreas verdes (jardins)

Utilizou-se o parâmetro definido no âmbito do PROSAB 5 (GONÇALVES, 2009), que indica um volume médio de 3 litros/m² x dia para irrigação de áreas verdes. Considerou-se o uso de água para irrigação nos dias com precipitações inferiores a 2 mm (REIBER, 2012).

Lavagem de áreas internas e externas

A água de chuva também pode ser usada na lavagem de pisos da residência. Duquesnoy (2009) indica que a água utilizada para limpeza depende principalmente do material e da área da superfície. Utilizaram-se os seguintes valores nos cálculos de demanda de água para limpeza da edificação, com periodicidade semanal:

- Lavagem de banheiros: 10,0 litros/m²;
- Lavagem dos demais cômodos internos: 1,5 litros/m²;
- Lavagem da área impermeável externa: 2,0 litros/m².

Especificações técnicas, dimensionamento e parâmetros financeiros de sistemas de aproveitamento de água de chuva

A pesquisa considerou o sistema em que a água de chuva é captada no telhado da edificação, conduzida ao reservatório inferior, bombeada ao reservatório superior de água não potável e distribuída aos pontos de consumo.

A metodologia ora proposta busca otimizar o processo de dimensionamento do reservatório inferior (RI) por meio de critérios hidrológicos e econômicos. O critério hidrológico foi aplicado por meio de simulações, a partir do modelo comportamental (FEWKES, 2000), utilizando-se o programa computacional Netuno (GHISI; CORDOVA, 2014), tomando-se por base a equação 2.

$$V = \frac{P}{1000} \times A \times C \quad (2)$$

Onde:

V: Volume captado, m³/dia;

P: Precipitação diária, em mm (base de dados de 25 anos);

A: Área de coleta de água, em m² (Tabela 3);

C: Coeficiente de aproveitamento de água de chuva, número adimensional que incorpora: (i) o coeficiente de escoamento superficial (coeficiente runoff), variável de acordo com o tipo de material que constitui o telhado e (ii) o coeficiente de filtro, referente aos dispositivos de descarte do escoamento inicial

(first flush) e de retenção de materiais sólidos. Considerou-se igual a 0,8, correspondente a telhado de fibrocimento, conforme indicado por Tomaz (2011) e Ghisi, Bressan e Martini (2007).

O critério econômico constitui-se em analisar conjuntamente, para diferentes volumes, os custos relacionados ao sistema e baseia-se na análise econômica de projetos hidrológicos proposta por Chow, Maidment e Mays (1988).

Dentre os diversos componentes dos sistemas de aproveitamento de água de chuva, o reservatório inferior é o mais dispendioso (GOMES et al, 2010; MORUZZI; CARVALHO; OLIVEIRA, 2012). A figura 3 apresenta os custos totais de implantação do sistema de aproveitamento de água de chuva para dois tipos de reservatório inferior: (i) de concreto armado, enterrado no solo e (ii) de polietileno, sobreposto ao solo. Os parâmetros de composição de serviços e preços foram obtidos em TCPO (2008), SINAPI (2012) e em estabelecimentos comerciais na região de Belo Horizonte em 2013. Verifica-se que a opção de reservatório de polietileno apresenta custo inferior, sendo esta a adotada nas simulações de dimensionamento e econômicas.

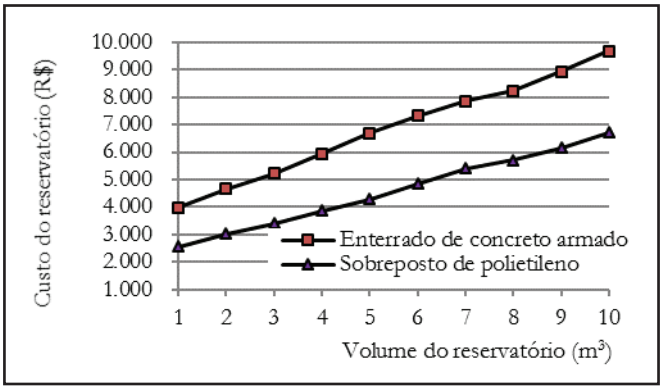


Figura 3 – Custos de implantação do sistema de aproveitamento de água de chuva para dois tipos de RI

Foram considerados nos custos de manutenção e operacionais: (i) manutenção do sistema: limpeza anual dos reservatórios e eventuais substituições de acessórios; (ii) tratamento com cloro objetivando a desinfecção básica da água contida no reservatório inferior; (iii) energia elétrica utilizada pelo conjunto motobomba, calculada através da relação entre o volume de água a ser recalcada e a tarifa correspondente (cerca de R$0,6/kWh).

A tarifação de água representa importante aspecto nos cálculos financeiros do estudo. Corresponde à economia gerada pelo uso de água de chuva para demandas não potáveis e que, a priori, seriam atendidas pela água potável fornecida pela concessionária. Assim, é computada como "benefício" para o usuário que avalia a implantação do sistema nas análises econômicas de investimento. Algumas características da estrutura tarifária aplicável a Belo Horizonte: (i) É a soma da tarifa fixa (R$/mês) para intervalos de consumo de 0 a 6 m^3/mês e tarifa variável (R$/$m^3$) para os intervalos de 6 < Consumo ≤ 10, 10 < Consumo ≤ 15, 15 < Consumo ≤ 20, 20 < Consumo ≤ 40, Consumo > 40; (ii) Distingue diferentes classes de consumo e se há tratamento de esgoto.

Os reajustes inflacionários foram calculados com base no Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA), cuja média entre 1997 e 2013 é de cerca de 6% ao ano (PORTAL BRASIL, 2014). Os reajustes anuais nas tarifas de energia elétrica foram considerados na ordem de 5,2%, equivalente à média entre os anos 2007 e 2014, segundo a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Sobre a tarifa de água, incidiu-se reajuste de 6,0%, equivalente à média entre os anos de 2011 a 2014, segundo a Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais (ARSAE).

O potencial máximo de aproveitamento de água de chuva para fins não potáveis foi arbitrado em 100% para que as simulações permitissem a obtenção do percentual real de aproveitamento de água de chuva para as demandas estabelecidas na tabela 5. Foram realizadas simulações para diversos volumes do reservatório inferior (RI), objetivando determinar o "volume ótimo", calculado com os parâmetros: (i) Volume máximo; (ii) Intervalo de 1 m^3 entre os volumes; (iii) Diferença entre potenciais de economia de água potável por meio do aproveitamento de água de chuva. Adotou-se o valor de 5%/m^3 pois, a partir deste, as simulações resultaram pequenas variações no valor do volume ótimo.

As avaliações econômicas foram realizadas sob a ótica de análise de investimento, envolvendo técnicas que buscam verificar sua viabilidade financeira, como payback descontado, valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno e taxa mínima de atratividade (CASAROTTO; KOPITTKE, 2000).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A figura 4 apresenta os histogramas acumulados que descrevem a distribuição das edificações unifamiliares em Belo Horizonte, em função de suas áreas de projeção (cobertura) e padrão de acabamento. Considerando os percentuais de ocorrência de edificações conforme suas áreas ilustradas no referido diagrama, descartaram-se os dados relativos às edificações com áreas superiores a 260 m^2 para as Casas P1P2 e P3 e superiores a 450 m^2 para as Casas P4P5 (ver indicações na Figura 3). Verifica-se que, de forma geral, os projetos-padrão RP1-Q, R1-B, R1-N e R1-A – possuem boa equivalência com as edificações existentes no município até a área de 260 m^2. Apesar de corresponderem

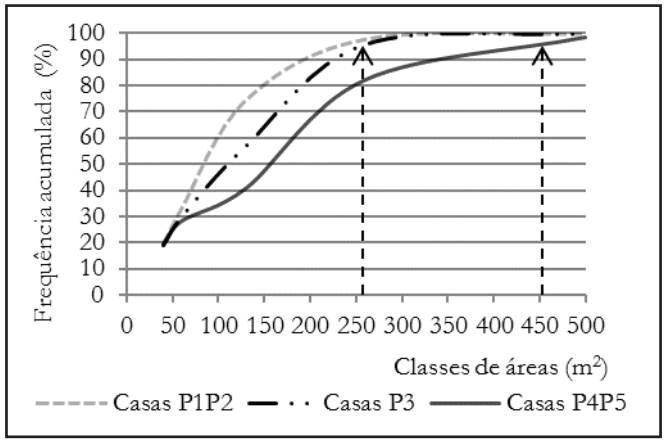


Figura 4 – Diagrama de freqüências acumuladas de edificações unifamiliares em Belo Horizonte

Tabela 4 – Número de casas enquadradas nos projetos-padrão e característica construtiva

Projeto-Padrão e faixas de áreas (m^2)	Casas P1P2 (padrão baixo)	Casas P3 (padrão normal)	Casas P4P5 (padrão alto)	Total
RP1-Q (Faixa 1: 10<A≤40)	53.307	23.957	3.510	80.774
R1-B (Faixa 2: 40<A≤60)	37.217	13.694	1.601	52.512
R1-N (Faixa 3: 60 < A ≤ 130)	112.713	33.994	2.240	148.947
R1-A (Faixa 4: 130 < A ≤ 260)	63.422	48.842	7.474	119.738
R1-X (Faixa 5: 260 < A ≤ 450)	-	-	2.930	2.930
			Total:	404.901

aos padrões de acabamento normal e alto, respectivamente, os projetos-padrão R1-N e R1-A, devido às suas áreas, também serão relacionados às Casas P1P2 e P3. Exclusivamente para as Casas P4P5 definiu-se um 5º projeto-padrão (R1-X), com área de 450 m^2 (Tabelas 2 e 3).

A tabela 4 apresenta a distribuição das edificações existentes em Belo Horizonte, agrupadas segundo os padrões construtivos e faixas de áreas, correlacionando-as aos projetos -padrão apropriados.

A tabela 5 sintetiza as demandas diárias médias de água não potável para cada projeto-padrão estudado, com 3 pessoas por domicílio (IBGE, 2010), ao longo de 9.115 dias, período igual à série histórica de precipitações).

Tabela 5 – Demandas médias (litros/dia) de água não potável para cada projeto-padrão

Projetos -Padrão	Demandas médias da residência (litros/dia)			
	Válvula de descarga	Irrigação de áreas verdes (jardins)	Lavagem de áreas internas e externas	Total
RP1-Q	123	28	15	166
R1-B	123	41	17	181
R1-N	123	74	37	234
R1-A	123	157	76	356
R1-X	123	221	142	486

Dimensionamento do reservatório inferior

As figuras 5a e 5b contêm os resultados com os potenciais de economia de água potável, para os cinco projetos-padrão, enfocando os percentuais de maior interesse para cada caso (30 a 70%). Conforme explicado, adotou-se como critério para a escolha do volume ótimo do reservatório inferior aquele para o qual um aumento de volume de armazenamento resulta em um aumento no potencial de economia de água igual ou inferior a 5%/m^3.

As figuras 6a a 6e descrevem os gráficos relacionando o custo total e volume do reservatório inferior para os 5 projetos -padrão. O custo total é a soma entre: (i) Custo de implantação e operação de sistemas de aproveitamento de água de chuva ao longo de 20 anos de uso do sistema, grandeza diretamente proporcional ao volume do reservatório inferior, sendo considerados os custos operacionais e de manutenção anuais, incidindo-se os reajustes anuais; (ii) Custo com água tratada (fornecida pela concessionária) para suprir a demanda de água não potável que não foi atendida pelo sistema de aproveitamento de água de chuva ao longo de 20 anos de uso do sistema: grandeza inversamente proporcional ao volume do reservatório. O critério de escolha do volume ótimo é o que corresponde ao custo total mínimo.

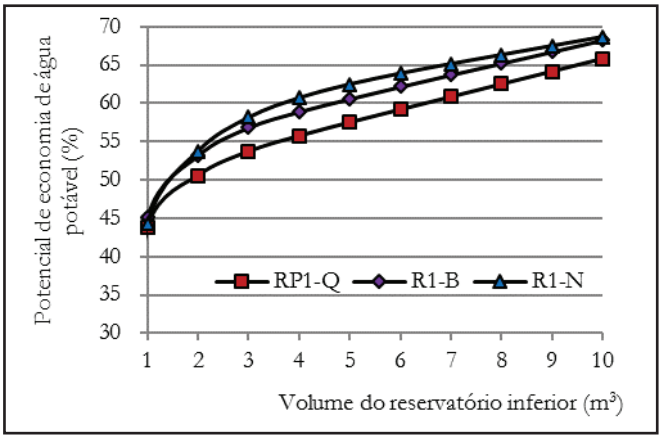


Figura 5a – Potenciais de economia de água potável para os projetos-padrão RP1-Q, R1-B e R1-N

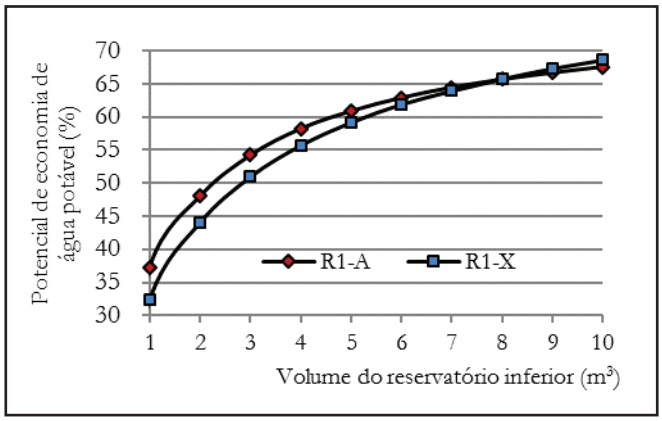
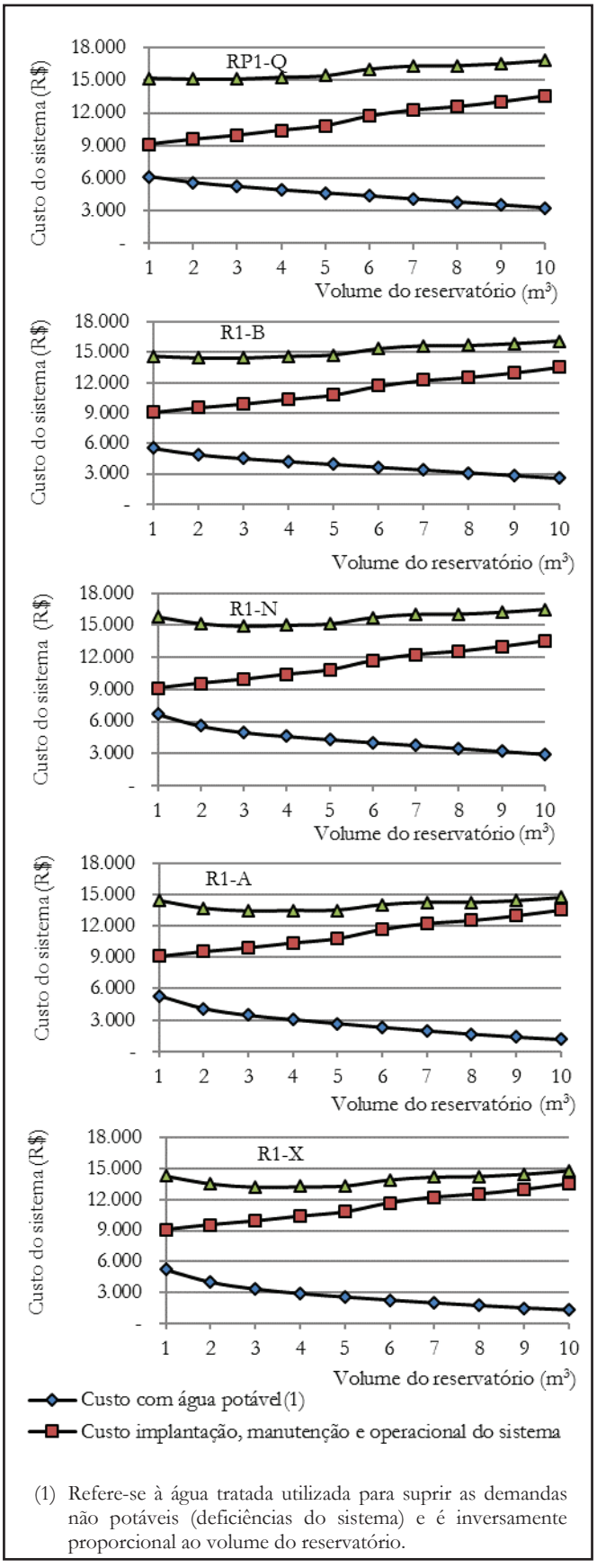


Figura 5b – Potenciais de economia de água potável para os projetos-padrão R1-A e R1-X

Refere-se à água tratada utilizada para suprir as demandas não potáveis (deficiências do sistema) e é inversamente proporcional ao volume do reservatório.

Ao serem aplicados os métodos hidrológicos e econômicos obtiveram-se resultados semelhantes quanto ao volume ótimo do reservatório inferior, sendo que o critério econômico resultou em uma faixa de volumes com custos totais próximos entre si. A tabela 6 sintetiza os resultados de determinação do volume ótimo do reservatório inferior para os cinco projetos-padrão conforme critérios hidráulicos e econômicos estipulados.



(1) Refere-se à água tratada utilizada para suprir as demandas não potáveis (deficiências do sistema) e é inversamente proporcional ao volume do reservatório.

Figuras 6a a 6e – Custo do sistema x volume do reservatório inferior (RI) para os 5 projetos-padrão

Tabela 6 – Volume ótimo do reservatório inferior para os diferentes projetos-padrão

Projetos-Padrão	Volume ótimo do reservatório inferior (RI)	
	Critério hidrológico	Critério econômico
RP1-Q	RI: 3 m³ RS(1):250 litros	Faixa de 2 a 5 m³
R1-B	RI: 3 m³ RS: 250 litros	Faixa de 2 a 5 m³
R1-N	RI: 3 m³ RS: 500 litros	Faixa de 2 a 5 m³
R1-A	RI: 4 m³ RS: 500 litros	Faixa de 3 a 5 m³
R1-X	RI: 4 m³ RS: 500 litros	Faixa de 3 a 5 m³

Reservatório superior (RS) para água de chuva

A partir dos resultados expostos na Tabela 6, considerando-se a convergência dos resultados entre os critérios, optou-se por escolher, para cada projeto-padrão, os volumes ótimos obtidos por meio do critério hidrológico para desenvolver os demais cálculos e análises.

Para cada projeto-padrão, calcularam-se os respectivos potenciais de economia de água potável (PEC) e volumes consumidos de água de chuva (VC), entendendo-se que tais volumes foram gerados pelo sistema e efetivamente aproveitados na residência. As simulações foram realizadas para todos os dias da série histórica utilizada, abrangendo o total de 25 anos. A tabela 7 apresenta, para cada projeto-padrão, as médias diárias do PEC e VC ao longo dos meses do ano, podendo ser verificadas as características pluviométricas de Belo Horizonte no período de escassez de chuvas. A referida tabela torna possível um melhor planejamento quanto às demandas em função da disponibilidade de água de chuva, percebendo-se a necessidade de complementação de água potável (fornecida pela concessionária) para atender às demandas de água não potável quantificadas na tabela 5. Entretanto, apesar da necessidade de tal complementação, é possível constatar que há um potencial relevante de economia de água potável.

Objetivando a verificação do potencial de redução do consumo de água potável através do aproveitamento de água de chuva, foi elaborada a tabela 8, considerando o cenário de uso generalizado do sistema em todas as residências unifamiliares (casas) do município de Belo Horizonte. Para tanto, os resultados expostos na tabela 7 foram extrapolados através da multiplicação entre (i) a média diária do volume consumido de água de chuva para cada projeto-padrão e (ii) o número de residências agregadas por tipologia e padrão construtivo, conforme base cadastral da PMBH descrita na tabela 4.

Foi registrado pela COPASA, nos anos 2012 e 2013, um consumo domiciliar médio de água em Belo Horizonte na ordem de 10.002.806 m³/mês (COPASA, 2013), ressaltando que tal média refere-se ao consumo em edificações residenciais unifamiliares e multifamiliares.

Os resultados permitem verificar que, para o cenário considerado e as simulações realizadas, a economia anual de água potável decorrente do aproveitamento de água de chuva em edificações unifamiliares é de aproximadamente 21,4 x 106 m³.

Tabela 7 – Potencial de economia de água potável (PEC, em %) e volume consumido de água de chuva (VC, em litros/dia)

Mês	Projetos-Padrão									
	RP1-Q		R1-B		R1-N		R1-A		R1-X	
	PEC	VC	PEC	VC	PEC	VC	PEC	VC	PEC	VC
Janeiro	95,3	158,2	93,9	169,9	94,3	220,7	88,2	314,1	82,7	402,1
Fevereiro	90,4	150,0	90,9	164,5	89,6	209,5	84,5	300,7	77,8	378,3
Março	90,8	150,7	91,7	165,9	92,4	216,2	88,0	313,2	81,8	397,6
Abril	61,5	102,1	66,1	119,7	70,0	163,8	66,4	236,2	59,8	290,5
Maio	12,8	21,2	19,7	35,7	29,5	69,0	31,2	111,2	31,6	153,3
Junho	6,2	10,3	7,2	13,0	11,2	26,1	12,5	44,4	15,7	76,4
Julho	3,2	5,2	4,6	8,3	7,0	16,4	7,3	26,0	9,9	48,1
Agosto	8,9	14,7	11,6	21,0	16,3	38,1	16,2	57,5	16,2	78,8
Setembro	31,6	52,4	37,5	67,9	46,4	108,5	45,5	162,1	42,0	204,0
Outubro	57,2	95,0	66,5	120,4	72,5	169,7	70,6	251,3	67,1	325,9
Novembro	89,4	148,4	94,2	170,4	97,6	228,5	93,1	331,3	91,0	442,4
Dezembro	97,8	162,3	98,4	178,1	99,8	233,6	95,4	339,6	93,3	453,2
Média diária	53,7	89,2	56,9	102,9	60,5	141,7	58,2	207,3	55,7	270,9

Tabela 8 – Potencial de economia de água potável para o município de Belo Horizonte

Projeto Padrão	Potencial de economia de água potável (m^3/dia)				
	Casas P1P2	Casas P3	Casas P4P5	Total	%
RP1-Q	4.734	2.128	312	7.174	12,3
R1-B	3.833	1.410	165	5.409	9,2
R1-N	15.353	4.630	305	20.288	34,7
R1-A	13.161	10.135	1.551	24.847	42,4
R1-X	-	-	795	795	1,4
	Total diário (m^3/dia):			58.512	100,0
	Total anual (m^3/ano):			21.356.818	

Tabela 9 – Índices econômicos de análise de investimentos para os projetos-padrão

Projetos-Padrão	Resultados econômicos		
	Payback (meses / anos)	VPL (R$)	TIR (%)
RP1-Q	234 (19,5)	30,00	0,42
R1-B	220 (18,3)	300,00	0,48
R1-N	211 (17,6)	410,00	0,51
R1-A	220 (18,3)	400,00	0,49
R1-X	198 (16,5)	900,00	0,58

Comparando-se com os registros da COPASA, tal economia equivale a cerca de 2,1 meses de consumo residencial de água potável no município de Belo Horizonte.

Outro aspecto a ser analisado é que, em escala municipal, do potencial total de economia de água, em m^3/dia, 77,1% está concentrado nos projetos-padrão R1-N (34,7%) e R1-A (42,4%), ou seja, nas casas cujas áreas estão nas faixas entre 60 e 130 m^2 e 130 a 260 m^2 respectivamente. Verifica-se também que as casas com área superior a 260 m^2 (projeto-padrão R1-X) apresentam baixo impacto no potencial de economia de água potável. Tais constatações podem ser relevantes para definição de prioridades na implementação de políticas relacionadas à redução do consumo de água potável.

Sob a ótica econômica, calcularam-se os resultados referentes à análise de investimentos – payback, valor presente líquido (VPL) e taxa interna de retorno (TIR). A tabela 9 descreve os resultados para as simulações realizadas nos projetos-padrão, considerando os índices de reajuste explicitados anteriormente. Optou-se por definir, para os cálculos econômicos, parâmetros conservadores do ponto de vista de análise de investimentos, descritos a seguir: (i) tempo de análise: 20 anos e (ii) taxa mínima de atratividade: 5% ao ano (cerca de 0,41% ao mês). Observa-se que admitiram-se elevado tempo para retorno do capital investido e baixa taxa de retorno.

Observou-se que o payback decresceu à medida que a área da edificação aumentou (RP1-Q a R1-N). Devido ao aumento do volume ótimo do reservatório inferior para R1-A e R1-X (Tabela 6) e consequente aumento do custo total, o payback de R1-A igualou ao de R1-B. Perceberam-se elevados prazos de payback, a partir de 198 meses (16,5 anos) para R1-X, alcançando 234 meses para o caso do RP1-Q. A TIR apresentou resultado inverso, ou seja, R1-X gerou maior taxa de retorno, enquanto o RP1-Q, a menor taxa.

Os casos analisados apresentaram taxas internas de retorno (TIR) semelhantes entre si e superiores à taxa mínima de atratividade (TMA), tornando os projetos viáveis do ponto de vista econômico, não obstante a adoção de parâmetros conservadores.

CONCLUSÕES

A metodologia aplicada no estudo apresentou-se útil na avaliação do potencial de economia de água potável através do aproveitamento de água de chuva em edificações residenciais.

Nos aspectos hidrológicos e hidráulicos, a média diária do potencial de economia de água potável e do volume consumido de água de chuva permite concluir que a implantação do sistema de aproveitamento é uma alternativa importante e pode ser levada em consideração no estabelecimento de políticas públicas relacionadas à redução do consumo de água potável em ambientes urbanos. O volume total de chuva, apesar de elevado, concentra-se em alguns meses, fato que conduz a um baixo potencial de utilização do sistema no período seco, reduzindo sua atratividade econômica.

Cabe ressaltar que o perfil pluviométrico em Belo Horizonte é, nos aspectos referentes ao aproveitamento de água de chuva, relativamente desfavorável devido ao longo período seco, conforme já mencionado. Pode-se inferir que, em locais cujas precipitações apresentem maior constância ao longo do ano, sejam obtidos melhores resultados hidráulicos e econômicos.

Considerando as análises econômicas – elevado payback e taxas de retorno de investimento (TIR) muito próximas das taxas mínimas de atratividade (TMA) – recomenda-se avaliar a possibilidade de se adotarem modelos de financiamento ou outros mecanismos econômicos que incentivem a disseminação do sistema. A despeito dos resultados relacionados à análise de investimento, devem-se ressaltar as questões referentes à manutenção do abastecimento de água potável à população e à necessidade de aprimorar os instrumentos de gestão dos recursos hídricos, aliviando a pressão exercida sobre os mesmos.

Salienta-se que algumas incertezas metodológicas devem ser analisadas, principalmente em relação aos aspectos: (i) uso do sistema, em que as demandas de água não potável estimadas na pesquisa dependem fundamentalmente do usuário do sistema; (ii) parâmetros de custo do sistema, que interferem diretamente nos resultados econômicos.

Um importante aspecto é que a possibilidade de transferência da metodologia ora proposta para outras regiões é viável, mas é requerida uma base de dados cadastrais de qualidade. Um parâmetro a ser avaliado é o estabelecimento de correlação entre os projetos-padrão estudados e a distribuição das edificações de acordo com seus padrões construtivos e áreas. Conforme mencionado anteriormente, a hipótese da presente metodologia ser aplicada em regiões com disponibilidade de informações de qualidade e com perfil pluviométrico de maior constância ao longo do ano pode gerar resultados hidráulicos e econômicos satisfatórios.

A pesquisa objeto do presente artigo terá continuidade abordando-se a avaliação do potencial de economia de água potável através do aproveitamento de água de chuva e medição individualizada de água em edifícios de apartamentos, além de uso de equipamentos hidráulicos economizadores em residências.

AGRADECIMENTOS

Os autores do artigo agradecem ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), à Prefeitura Municipal de Belo Horizonte e à Empresa de Informática e Informação do Município de Belo Horizonte (PRODABEL) pelo fornecimento dos dados utilizados na pesquisa. Agradecem também ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG), à Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro para o desenvolvimento da pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12.721:2006*: Avaliação de custos de construção para incorporação imobiliária e outras disposições para condomínios edilícios. Rio de Janeiro: ABNT, 2006.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 15.527:2007:* Aproveitamento de água de chuva de coberturas de áreas urbanas para fins não potáveis. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

BELMEZITI, A.; COUTARD, O., de GOUVELLO, B. How much drinking water can be saved by using rainwater harvesting on a large urban area? Application to Paris Agglomeration. *Water Sci. Technol.*, v. 70, n. 11, p. 1782-1788, 2014.

BELMEZITI, A.; COUTARD, O., de GOUVELLO, B. A New Methodology for Evaluating Potential for Potable Water Savings (PPWS) by Using Rainwater Harvesting at the Urban Level: The Case of the Municipality of Colombes (Paris Region). *Water*, v. 5, n. 1, p. 312-326, 2013.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. S*istema Nacional de Informações sobre Saneamento:* diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2010. Brasília: SNSA, 2012.

CASAROTTO, F.; KOPITTKE, N. *Análise de investimentos.* 9. ed. São Paulo: Atlas, 2000.

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. Applied hydrology. New York: McgrawHill, 1988.

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais. Relatórios Operacionais. Belo Horizonte: COPASA, 2013.

DOMENECH, L.; SAURÍ, D. A comparative appraisal of the use of rainwater harvesting in single and multi-family buildings of the Metropolitan Area of Barcelona: social experience, drinking water savings and economic costs. *J. Cleaner Prod.*, v. 19, n. 6-7,

p. 598-608, Apr.-May 2011.

DORNELLES, F. *Aproveitamento de água de chuva no meio urbano e seu efeito na drenagem pluvial. 2012*. 138 f. Tese (Doutorado) – IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

DUQUESNOY, S. Evaluation de la possibilité de récupération et d´utilisation de l´eau de pluie pour une école de Belo Horizonte (Minas Gerais, Brésil). Paris: Ecole dês Ponts Paris Tech, 2009.

FENDRICH, R. *Coleta, Armazenamento, Utilização e Infiltração das Águas Pluviais na Drenagem Urbana. 2002*. 499 f. Tese (Doutorado) – Departamento de Geologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

FENDRICH, R. Economy of drinking water by the use of detention and rainwater utilization systems. InÇ SAVIC, D. A.; BERTONI, J. C.; MARINO, M. A.; SAVENIJE, H. H. G. (Org.). Sustainable water management solutions for large cities. Wallingford, England, UK: *IAHS Press*, 2005. v. 293, p. 155-163.

FEWKES, A. Modelling the performance of rainwater collection systems: towards a generalized approach. *Urban Water*, v. 1, n. 4, p. 323-333, Dec. 2000.

GHISI, E.; BRESSAN, D.; MARTINI, M. Rainwater tank capacity and potential for potable water savings by using rainwater in the residential sector of southeastern Brazil. *Building Environ.*, v. 42, n. 4, p. 1654-1666, Apr. 2007.

GHISI, E.; CORDOVA, M. M. *Netuno 4*. Programa computacional. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Civil. [S.l. s.n.]. Disponível em: <http://www.labeee.ufsc.br/>. Acesso em: 23 mar. 2014.

GHISI, E.; MONTIBELLER, A.; SCHMIDT, R.W. Potential for potable water savings by using rainwater: an analysis over 62 cities in southern Brazil. *Building Environ.*, v. 41, n. 2, p. 204-210, Feb. 2006.

GOMES, J.; WEBER, D. C.; DELONG, C. M. Dimensionamento de Reservatórios de Armazenamento de Águas Pluviais, usando um Critério Financeiro. *RBRH: revista brasileira de recursos hídricos*, v. 15, n. 1, p. 89-100, jan.-mar. 2010.

GOMES, U. A. F., DOMENECH, L. PENA, J. L., HELLER, L., PALMIER, L. R. A captação de água de chuva no Brasil: novos aportes a partir de um olhar internacional. *RBRH: revista brasileira de recursos hídricos*, Porto Alegre, v. 19, n. 1, p. 7-16, jan. 2014.

GONÇALVES, R. F. (Coord.). *Racionalização do uso de água e conservação de energia em sistemas de abastecimento públicos e em edificações, por meio de redução no consumo, reaproveitamento de fontes alternativas e outras formas de uso racional da água*. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. [S.l.]: IBGE, 2010. <http://www.ibge.gov.br/home> Acesso: 06/08/2013.

LIBÂNIO, P. A. C. A*valiação qualitativa do modelo de gestão da Política Nacional de Recursos Hídricos*: interfaces com o Sistema Ambiental e com o Setor de Saneamento. 2006. 318 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

MORUZZI, R. B.; CARVALHO, G., OLIVEIRA, C. Procedimentos para o dimensionamento de reservatório de água pluvial para residências unifamiliares: viabilidade e aprimoramento metodológico. *Teoria Prática Eng. Civil*, v. 19, p. 89-99, maio 2012.

NASCIMENTO, N. O.; HELLER, L. Ciência, Tecnologia e Inovação na Interface entre as Áreas de Recursos Hídricos e Saneamento. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, p. 36-48, jan-mar, Belo Horizonte, 2005.

PORTAL BRASIL. 2014. Disponível em: <http://www.portalbrasil.net/ipca.htm>. Acesso em: 8 jul. 2014.

REIBER, M. *Social-Economic influences on the rainfall harvesting potential on large-city scale: assessments for the municipality* of Belo Horizonte, Brazil. 2012. 112 f. Master (thesis) - Universidade de Munique e Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ROEBUCK, R. M., OLTEAN-DUMBRAVA, C., TAIT, S. Whole life cost performance of domestic rainwater harvesting systems in the United Kingdom. *Water Environ. J.*, v. 25, n. 3, p. 355-365, Sept. 2011.

SHARMA, A.; GRAY, S.; DIAPER, C.; LISTON, P.; HOWE, C. Assessing integrated Water Management Options for Urban Developments – Canberra Case Study. *Urban Water J.*, v. 5, n. 2, p. 147-159, 2008.

SINAPI. 2012. *Custo de Composições* – Sintético. Belo Horizonte: SINAPI, 2012. Disponível em: <http://www1.caixa.gov.br/gov/gov_social/municipal/programa_des_urbano/SINAPI>. Acesso em: 1 maio 2014.

TCPO. *Tabelas de Composição de Preços para Orçamentos*. 13. Ed. São Paulo: Pini, 2008.

TOMAZ, P. Previsão de consumo de água: interface das instalações prediais de água e esgoto com os serviços públicos. 4. ed. São Paulo: Navegar, 2011.

VIEIRA, S. A. Uso racional de água em habitações de interesse social como estratégia para a conservação de energia em Florianópolis. 2012. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 615 - 628

Princípios e Critérios de Concepção de Rede Integrada de Monitoramento de Recursos Hídricos: Caso da República de Angola

Conception of Integrated Water Resources Monitoring Networks – Principles and Criteria. Case Study in the Republic of Angola

Augusto Salvador Malaquias Chico [1] e Maurício Dziedzic [2]

Mestre em Gestão Ambiental, Universidade Positivo (UP) Curitiba, PR., Brasil

Repartição de Estudos e Projetos Hidrelétricos do GAMEK/MINEA - Angola

augustuchico@gmail.com

Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, Universidade Positivo Curitiba, PR., Brasil

dziedzic@up.edu.br

Recebido: 17/12/14 - Revisado: 05/05/15 - Aceito: 13/05/15

RESUMO

O presente trabalho apresenta a concepção de uma rede de monitoramento de recursos hídricos em Angola como instrumento indispensável ao planejamento e à gestão integrada e adaptativa dos recursos hídricos. São propostos princípios e critérios para implementação de uma rede de monitoramento de recursos hídricos com base nas diretrizes definidas pela Lei de Águas de Angola e regulamentos complementares. A rede, caracterizada por estações de monitoramento de variáveis de qualidade da água, fluviométricas, sedimentométricas, pluviométricas e meteorológicas, é definida a partir da descrição detalhada dos recursos hídricos, do uso e ocupação do solo, do relevo, do clima e da precipitação. A aplicação desses princípios resultou na definição de uma metodologia de concepção de rede de monitoramento de recursos hídricos adequada às características físico-climáticas e consonante com o nível de desenvolvimento socioeconômico do país, capaz de monitorar temporal e espacialmente variáveis hidrológicos, climatológicos, físicos, químicos e biológicos de modo a disponibilizar dados de quantidade e qualidade dos recursos hídricos.

Palavras Chave: *Rede hidrometeorológica. Recursos naturais. África*

ABSTRACT

The work described herein aimed to design a monitoring network of water resources in Angola as an indispensable tool for planning and managing integrated and adaptive water resources. The project sought to develop principles and criteria for the implementation of a monitoring network of water resources based on the guidelines set by the Angola Water Law and complementary regulations. The network, composed of monitoring stations for water quality, flow rate, level, sediments, rainfall and weather, was determined from the detailed description of water resources, land use, topography, climate and rainfall. The application of these principles resulted in the definition of a methodology for the design of a monitoring network adequate to climate and physical characteristics, commensurate with the level of socioeconomic development of the country, able to monitor the temporal and spatial hydrological, climatological, physical, chemical and biological parameters in order to provide data on the quantity and quality of water resources.

Keywords: *Hydrometeorological monitoring. Water resources. Angola*

INTRODUÇÃO

A Lei de Águas nº6/02 de Angola, reconhece a água como um dos mais importantes recursos naturais necessários à vida, ao desenvolvimento econômico e social e ao equilíbrio ambiental. Considera que tais necessidades requerem uma gestão adequada da água, de modo a assegurar o equilíbrio permanente entre os recursos hídricos disponíveis ou potenciais e a demanda atual e futura. Estabelece o Modelo de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos como um dos princípios de gestão e o inventário geral dos recursos hídricos, por meio de uma rede de monitoramento, nos seus aspectos de quantidade e qualidade, como instrumento de apoio ao planejamento e à gestão integrada (ANGOLA, 2002).

A gestão integrada de recursos hídricos, segundo WMO (2009), combina e integra de modo sistemático as dimensões superficial e subterrânea, quantidade e qualidade da água. Considera a água um sistema ecológico em constante interação com os demais sistemas ambientais terrestres e o contexto das relações sociais, econômicas e ambientais em que a água é um componente, com a finalidade de embasar a tomada de decisão sobre o desenvolvimento e os usos múltiplos dos recursos hídricos.

O monitoramento produz informação que permite a gestão adaptativa, que, segundo Limeira et al. (2010) e Loucks e van Beek (2005), é a ação desenvolvida em resposta às informações do monitoramento com o objetivo de aprimorar o desempenho do sistema aquático. O monitoramento de recursos hídricos permite avaliar a disponibilidade hídrica em termos de quantidade e qualidade, dados a partir dos quais se assenta a gestão de recursos hídricos, com ênfase na compatibilização dos usos às disponibilidades.

A adoção de um modelo de Gestão Integrada de Recursos Hídricos requer articulação dos planos de gestão de recursos hídricos com os demais planos de desenvolvimento local, regional e nacional. Esta condição demanda uma rede de monitoramento integrada e com objetivos múltiplos, que considere no processo da sua concepção as necessidades atuais e futuras e dos vários setores econômicos e agentes sociais.

De modo geral, os principais métodos de concepção de rede de monitoramento de recursos hídricos, segundo Mishra e Coulibaly (2009), são os métodos estatísticos (Redução da Variância, Redução da Dimensão, Análise de Rede para Informação Regional, Análise de Rede Utilizando Mínimos Quadrados Generalizados); as técnicas de interpolação espacial (métodos de Kriging, Comparação de Técnicas de Interpolação); os métodos baseados no Princípio de Entropia (Entropia para Concepção de Rede); os métodos de otimização; os métodos baseados nas características fisiográficas da bacia hidrográfica; os métodos baseados na estratégia de amostragem; e o método baseado nas necessidades dos usuários da informação. Esses mesmos autores afirmam que o desempenho dos métodos depende das características hidrológicas e físico-climáticas da bacia hidrográfica. Todavia, recomendam os Métodos Híbridos, que combinam diferentes técnicas de concepção de redes integradas ao Sistema de Informação Geográfica (SIG) como ferramenta de análise espacial que permite otimizar o número e a distribuição de estações da rede por meio da análise de diversos cenários.

O monitoramento hidrológico procura responder, segundo Bales et al. (2004), a necessidades muito diversas e dinâmicas de gestão dos recursos hídricos. Para fazer face à diversidade, a concepção dos sistemas de monitoramento de recursos hídricos deverá se embasar na definição de objetivos que reflitam, ao longo do tempo, as demandas dos gestores e usuários, e estabelecer com especificidade as variáveis a monitorar, a localização das estações, a frequência das observações, o tipo e a densidade da rede que permitirá atender os objetivos.

O projeto ora relatado visou responder à escassez de dados de recursos hídricos na República de Angola, situada na região austral da África, por meio da definição de metodologia de concepção de rede de monitoramento de recursos hídricos. Esse monitoramento inclui aspectos quantitativos e qualitativos como parte dos instrumentos de implementação do Modelo de Gestão Integrado dos Recursos Hídricos, meta estabelecida pela Lei de Águas nº6/02 (ANGOLA, 2002).

Neste contexto, definiu-se, apoiado em Buishand e Hooghart (1986) e Loucks e van Beek (2005), os objetivos do monitoramento, a metodologia de concepção da rede de monitoramento, bem como as estratégias para otimização da sua configuração.

MATERIAL E MÉTODOS

Os procedimentos metodológicos para consecução dos objetivos propostos consistiram em:

1. Elaborar a proposta de implantação do sistema de monitoramento de recursos hídricos em consonância com a Lei das Águas vigente que estabelece a bacia hidrográfica como unidade de gestão dos recursos hídricos, sem perder o escopo de integração do ciclo hidrológico, comportando todas as partes que o constituem;
2. Definir critérios para implementação do sistema em etapas, atendendo a questões de ordem econômica, social, política e ambiental. Definir que regiões, províncias, municípios ou bacias hidrográficas serão priorizados, que variáveis serão inicialmente amostradas e analisadas;
3. Definir o número de estações e a densidade da rede, a distribuição espacial, as variáveis a medir, os pontos e a frequência de amostragem com base nas recomendações da literatura, tomando como fator de ponderação os aspectos geográficos, hidrológicos, climáticos, socioeconômicos, políticos e ambientais específicos de Angola, de modo a assegurar a representatividade da população alvo e a adequação à realidade estudada.

Para a concepção da rede se identificou e avaliou, por meio da análise bibliográfica, as bases e os princípios que caracterizam o sistema de monitoramento de recursos hídricos enquanto ferramenta para obtenção (aquisição) de dados quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos, configurando-se como etapa prévia indispensável ao Sistema de Informação de Recursos Hídricos, como instrumento de apoio à tomada de decisão.

Foram analisados e considerados referências de contribuição metodológica, científica e tecnológica os sistemas

de monitoramento de recursos hídricos dos Estados Unidos da América (Bales et al., 2004; Hooper at al., 2001; National Research Council, 2004; Ficke e Hawkinson,1975; Hirsch et al., 1988), da França (Ministere de L'ecologie et du Developpement Durable,2006; Henocque e Andral, 2003; CE, 2000; Nion, 2009;Machado, 2003), do Brasil (ANA, 2005, 2007 e 2012; Magalhães Jr., 2000), de Portugal (DSRH, 2001; Pimenta et al., 1998; Reis et al., 2010), da África do Sul (Van Niekerk, 2004) e de Moçambique (CHILUNDO et al., 2008). A partir da análise da experiência destes países, se definiu o tipo de monitoramento, os objetivos do monitoramento, os critérios de distribuição espacial da rede, a densidade da rede, as variáveis a amostrar e analisar, os pontos e a frequência de amostragem adequados às características hidrometeorológicas de Angola. Definiu-se, ainda, a frequência de amostragem tendo em conta a multiplicidade de objetivos estabelecidos pela Lei de Águas que deverão ser atendidos simultaneamente.

Neste contexto, os passos metodológicos para concepção da rede de monitoramento de recursos hídricos incluíram a definição dos seguintes aspectos constituintes do sistema:

- Tipos de monitoramento e classificação das estações;
- Número de estações;
- Localização das estações;
- Variáveis a serem monitoradas;
- Frequência de amostragem;
- Armazenamento e transferência das informações.

O tipo de monitoramento foi definido dentre as seguintes possibilidades: intensivo, por tempo determinado e permanente. As estações foram classificadas em hidrométricas e meteorológicas, buscando-se compor uma rede integrada de monitoramento de recursos hídricos.

O número de estações foi estabelecido separadamente para cada classe de estação e, nesta etapa, se determinou o tamanho e as características do universo que será amostrado, com base na literatura disponível sobre redes de monitoramento de recursos hídricos de vários países, como critério para auxiliar na determinação da densidade da rede e a definição do número de estações. Neste sentido, a recomendação de densidade mínima da WMO (2008), explicitada nas Tabelas 1 e 2, serviu de base para determinar o número de estações. A classificação das zonas fisiográficas (Tabela 2), segundo a WMO (2008), se baseou na distribuição espacial e sazonal da precipitação, dada a simplicidade, a precisão e a facilidade dos países mapearem esta variável. As áreas urbanas, como apresentam alta densidade populacional, exigem uma concepção diferente da diretriz proposta, que dependerá das condições locais.

O Brasil, cujo estágio de desenvolvimento da rede de monitoramento dos recursos hídricos, caracterizado por uma rede com densidade mínima e variáveis básicos, parece mais compatível com o que se propõe inicialmente para Angola. Por este razão, a experiência brasileira serviu de comparativo no aspecto de densidade das várias classes de estações fluviométricas, sedimentométricas, pluviométricas e de qualidade da água.

A localização das estaçõesfoi definida com base nos critérios recomendados por Bales et al. (2004), Loucks e Van Beek (2005), Mirsha e Coulibaly (2008), e WMO (2008 e 2009), nos casos práticos estudados e nas características hidrológicas, físico-climáticas, e socioeconômicas de Angola. A distribuição espacial das estações buscou a representatividade espacial da amostragem. Foram observadas zonas com características físico-climáticas homogêneas ou similares, a ordem do rio e sua área de drenagem, as confluências dos principais afluentes, áreas com rochas e/ou solos suscetíveis à erosão, combinando com os aspectos de uso e ocupação do solo, densidade demográfica e grau de atividade econômica, dispersão e comprimento de mistura.

As variáveis selecionadas devem descreveras condições hidrológicas e meteorológicas. Nesta etapa, se definiu, com base nas recomendações de Lettenmaier (1979), Ward et al. (1990), WMO (1994), Bartram e Ballance (1996), Angola (2002), Loucks e Van Beek (2005), ANA (2007), e Mirsha e Coulibaly (2008), e dos casos práticos estudados, as variáveis hidrológicas, sedimentológicas, de qualidade da água e meteorológicas que caracterizam a situação dos recursos hídricos, no espaço e no tempo. A seleção das variáveis obedeceu ao critério de atendimento dos objetivos do monitoramento, determinados pelos objetivos da gestão dos recursos hídricos estabelecidos pela Lei das Águas de Angola.

A frequência de amostragem reflete a taxa de variação temporal que se pretende detectar. Foi definida para as diferentes variáveis de maneira a assegurar a representatividade temporal das observações. Para alguns casos se adotou amostragem periódica e, em outra contínua, em função da variabilidade temporal esperada da grandeza a amostrar. A formade armazenamento e transferência das informaçõesfoi definida por Diogo (2013).

A metodologia desenvolvida foi testada em bacias hidrográficas típicas de Angola, cuja seleção se baseou na representatividade de características como relevo, vegetação, densidade populacional, grau de urbanização e potencial energético.

Um sistema de informação geográfica (SIG) foi utilizado como ferramenta para a distribuição espacial das estações, permitindo o georreferenciamento de dados e sua integração a um banco de dados contendo informações hidrográficas, divisão político-administrativa e infraestrutura rodoviária e ferroviária.

CRITÉRIOS DE CONCEPÇÃO DE REDE DE MONITORAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

Tendo em vista os objetivos do sistema de monitoramento de recursos hídricos, detalhados na Lei das Águas nº 6/02 de Angola, e considerando os sistemas de monitoramento implantados em vários outros países, citados no item anterior, foram definidos cinco classes de estações de monitoramento: fluviométricas, de qualidade da água, sedimentométricas, pluviométricas e meteorológicas.

Os critérios gerais para definição da densidade mínima da rede considerada para cada classe de estação se basearam nas recomendações da WMO (1981 e 2008), conforme apresentado nas Tabelas 1 e 2, e na experiência dos sistemas de monitoramento dos países citados anteriormente.

Tabela 1 – Densidade mínima das redes climatológicas e hidrométricas recomendada em regiões tropicais (WMO, 1981)

Redes Climatológicas		
Tipo de Região	**Área por estação (km²)**	**Área por estação (km²) tolerada em condições excepcionais**
Relevo suave	600-900	900-3000
Montanhosa	100-250	250-1000[1]
Zonas áridas	1.500-10.000	-
Redes Hidrométricas (fluviométrica, qualidade e sedimentométrica)		
Relevo suave	1.000-2.500	3.000-10.000
Montanhosa	300-1.000	1.000-5.000
Zonas áridas	5.000-20.000	-

[1]podendo atingir até 2.000 em casos extremos.

Tabela 2 – Densidade mínima recomendada para redes de monitoramento hidrometeorológicos (WMO, 2008)

Unidade Fisiográfica	**Densidade das Redes de Monitoramento de Recursos Hídricos (área, em km², por estação)**					
	Precipitação		**Evaporação**	**Vazão**	**Sedimentos**	**Qualidade da água**
	Estação Manual	**Estação Automática**				
Costa	900	9.000	50.000	2.750	18.300	55.000
Montanhas	250	2.500	50.000	1.000	6.700	20.000
Planícies interiores	575	5.750	5.000	1.875	12.500	37.000
Acidentada/ondulada	575	5.750	50.000	1.875	12.500	47.500
Ilhas pequenas	25	250	50.000	300	2.000	6.000
Áreas urbanas	a	10-20	a	a	a	a
Regiões polares/áridas	10.000	100.000	100.000	20.000	200.000	200.000

a – a diretriz não recomenda densidade da rede para observação davariável em zonas urbanas.

Tabela 3 – Classificação geomorfológica do território angolano e correspondência às unidades fisiográficas recomendadaspela WMO (Baseado em: Atlas Geográfico, 1982; WMO, 2008)

Unidade Fisiográfica		**Altitude (m)**	**Área**	
Angola	**WMO**		**(%)**	**(km²)**
Planícies litorais	Costa	0 a 200	4	49.868
Zona de transição	Acidentada/ondulada	200 a 500	8	99.736
Zona planáltica	Planícies interiores	500 a 1500	80	997.360
Zona montanhosa	Montanhas	> 1500	6	74.802

A implementação do sistema de monitoramento de recursos hídricos foi sugerida em etapas segundo os prazos curto, médio e longo, como os intervalos temporais correspondentes a dois, cinco e dez anos, respectivamente. A adoção da estratégia de implementação em fases se deve a questões de ordem econômica, procurando-se distribuir ao longo de dez anos os custos associados à implementação e à operacionalização do sistema, e de ordem prática, relacionadas a uma sequência lógica na implantação das atividades em função das suas relações de dependência e complementaridade. A primeira etapa prevê a implantação de 20% das estações previstas, a segunda 30% e a terceira 50%. O crescimento da porcentagem a ser implantada em cada etapa leva em conta o aprendizado durante o processo e o prazo para planejamento e obtenção de recursos.

A superfície de Angola é de 1.246.700 km² distribuídos segundo unidades geomorfológicas diferenciadas conforme a Tabela 3 que apresenta a classificação fisiográfica do território angolano e as unidades fisiográficas equivalentes na classificação da Organização Mundial de Meteorologia (WMO). As áreas apresentadas são estimativas com base nos mapas geomorfológicos e hipsométricos de Angola.

Considerando esses critérios, foi proposto o sistema de monitoramento de recursos hídricos para Angola sintetizado na Tabela 4. Essa tabela apresenta as principais características do sistema, descrevendo os tipos de estação, o número de estações a implementar em cada etapa do processo, o tipo de medição adotado (contínua ou periódica) para cada rede, as variáveis a monitorar, a periodicidade das medições e as principais justificativas para a implantação da rede nos termos curto, médio e longo. As densidades mínimas para os cinco tipos de estações foram determinadas com base na variabilidade espacial das características físico-climáticas com ênfase na variável precipitação, como recomenda a WMO (2008), por ser uma grandeza de fácil aferição do ponto de vista operacional e de custos.

Tabela 4 – Principais características das estações que compõem a rede de monitoramento de recursos hídricos proposta para a República de Angola

Tipo de Estação	Número total de Estações			Medição Manual ou Automática	Variáveis a Medir	Frequência das Medições	Justificativas para os Prazos		
	Curto Prazo 2 anos	Médio Prazo 5 anos	Longo Prazo 10 anos				Curto	Médio	Longo
Fluviométrica	136	339	678	Manual e automática	Nível da água e vazão	Periódica e eventualmente contínua	Constitui requisito prévio à implementação e à operacionalização das redes de qualidade e sedimentométrica	Critério econômico e logístico, visando distribuir os custos e a implantação ao longo dos dez anos.	Critério econômico e logístico, visando distribuir os custos e a implantação ao longo dos dez anos
Pluviométrica	453	1.131	2.263	Manual e eventualmente automática	Precipitação	Periódica e eventualmente contínua	Critério econômico, visando distribuir os custos ao longo dos dez anos	A sua distribuição espacial e temporal afeta os processos da qualidade da água e hidrossedimentológico	Critério econômico e logístico, visando distribuir os custos e a implantação ao longo dos dez anos
Meteorológica	41	103	205	Automática	Umidade relativa do ar; Temperatura de bulbo seco; Temperatura de bulbo úmido; Direção e velocidade do vento; Radiação solar; Evaporação; Precipitação; Temperatura da precipitação; Pressão atmosférica; Nebulosidade	Contínua		Variáveis necessários para modelagem da qualidade, por isso constituem dados prévios para avaliação das tendências da qualidade da água	
Qualidade da Água	41	102	204	Manual	Temperatura, pH, Condutividade, Oxigênio dissolvido, Sólidos Suspensos Totais.	Periódica (Uma vez a cada dois meses).		Sua determinação precisa de dados de vazão. Servem de indicadores para necessidade de incorporar variáveis das fases intermediárias e avançadas.	
					[2]Ortofosfato, amônia, Nitrito, DBO, DQO. Poluentes orgânicos solúveis; Carbono Orgânico Dissolvido; Carbono Orgânico Particulado; Clorofila e Traços de alguns elementos.	Periódica (uma vez por mês) e [1]maior que mensal.			Sua necessidade dependerá dos resultados do monitoramento doas variáveis básicas obrigatórias.
Sedimentométrica	20	51	102	Manual	Concentração de sólidos; vazão sólida.	Periódica: (mensal= seca) e (semanal=chuvosa).			A sua determinação e interpretação depende das variáveis medidas nas etapas anteriores.

1 Frequência depende do tipo de variável, variabilidade temporal observada.

2 Grupo de variáveis a monitorar em função do resultado das variáveis básicas ou em campanhas periódicas de curta duração.

O mecanismo de medição está condicionado, por um lado, por especificidades intrínsecas a cada variável, à variabilidade sazonal, à resolução espacial e temporal e à amplitude de variação que se pretende detectar, e, também, à existência de operadores e responsáveis pela manutenção de estações manuais, facilidade de acesso às estações, e questões ligadas às tecnologias disponíveis.Com base nisso, foram definidas preliminarmente estações como manuais ou automáticas, com uma análise conclusiva requerendo uma adequação dos aspectos acima descritos à disponibilidade orçamentária.

Tabela 5 – Critérios de distribuição geográfica de estações fluviométricas, de qualidade, sedimentométrica, pluviométrica e meteorológica da rede de monitoramento de recursos hídricos

Critérios de Distribuição Geográfica de Estações de Monitoramento de Recursos Hídricos			
Critério	Descrição	Como se aplicou	Tipo de Estação
Representatividade	É a extensão geográfica de validade de uma observação/medição, em razão de um intervalo de confiança definido.	As estações foram localizadas tendo em conta ascaracterísticas fisico--climáticas da bacia, que influenciam a distribuição das estações, a densidade da rede e, por consequência, a representatividade espacial das medições/observações.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica Pluviométrica Meteorológica
Hierarquia do rio	Reflete o grau de ramificação da rede hidrográfica da bacia, sendo a ordem crescente de montante dos afluentes em direção ao rio principal.	Foram monitorados, prioritariamente, afluentes de até terceira ordem, tendo em conta também o comprimento do afluente considerado. Permite uma avaliação integrada da contribuição dos cursos de água de ordem menor. As bacias do Kwanza e Cunene, tomadas como exemplos, são de ordem 5 e 4 respectivamente, isso corresponde a monitorar o rio principal, os afluentes que drenam diretamente no rio e os que por sua vez desembocam neles.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica
Área de drenagem	Representa a área de contribuição para um curso de água. No sistema hidrográfico de Angola foram definidas duas categorias: grandes bacias (área de drenagem igual ou maior que 50.000 km^2) e bacias pequenas (área de drenagem menor que 50.000 km^2).	Monitorar de forma extensiva as grandes bacias e seletivamente as bacias pequenas pois, não justificam um monitoramento contínuo por meio de estações fixas, salvo casos de necessidade premente de informações hidrológicas ou meteorológicas, como é caso de bacias do Bengo e Dande que atendem os usos de abastecimento público e recebem parte das águas residuais de Luanda e pelo microclima induzido pela ocupação urbana.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica
À saída das unidades hidrográficas (exutória)	Considerando a bacia hidrográfica como um todo ou repartida em sub-bacias, as exutórias representam pontos estratégicos para avaliação da média na bacia das variáveis monitoradas por integração da contribuição a montante.	Foram monitoradas as exutórias, com a finalidade de obter um valor médio de referência da área de contribuição a montante e determinar eventualmente a necessidade de estações intermediárias ou campanhas de reconhecimento para detalhamento no futuro.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica Pluviométrica Meteorológica
Comprimento dos afluentes	Os cursos de água permanentes de ordem um ou dois com comprimento a partir de 50 km assumem particular importância devido à área de drenagem e à recarga subterrânea.	Foram seletivamente monitorados os cursos de água permanentes de ordem um ou dois tendo em conta o comprimento e fatores como área de drenagem e recarga subterrânea.	Fluviométrica Qualidade da Água
A jusante de confluências	Relativamente à vazão, permite determinar a contribuição de um rio desde que um deles tenha sido medido a montante da confluência, o que economiza eventualmente uma estação. Para que atendesse simultaneamente as condições de amostragem para análise da qualidade da água, a estação foi posicionada a uma distância da confluência (ponto de mistura) de modo a observar o comprimento de mistura.	Foram monitoradas extensivamente as confluências dos afluentes principais, ou seja, até terceira ordem.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica

continua...

Tabela 5 – Critérios de distribuição geográfica de estações fluviométricas, de qualidade, sedimentométrica, pluviométrica e meteorológica da rede de monitoramento de recursos hídricos (continuação..)

Critérios de Distribuição Geográfica de Estações de Monitoramento de Recursos Hídricos			
Critério	Descrição	Como se aplicou	Tipo de Estação
Morfologia e topografia (relevo)	Têm influência nas características hidrológicas, sedimentológicas e meteorológicas da bacia. Por exemplo, a declividade afeta diretamente a velocidade do escoamento superficial e as variáveis precipitação, temperatura e evaporação dependem da altitude da bacia hidrográfica.	As estações foram distribuídas de modo a assegurar que a densidade mínima da rede fosse consonante com a variabilidade que o relevo imprime nos variáveis medidos/observados.	Fluviométrica Sedimentométrica Pluviométrica Meteorológica
Influência das águas subterrâneas na recarga das águas superficiais	Independentemente dos outros fatores que regem a localização das estações, em termos globais a distribuição permitiu a avaliação da conectividade hidráulica entre as águas superficiais e subterrâneas.	A distribuição das estações na bacia foi espacialmente regular de modo a refletir a avaliação da média da contribuição da água subterrânea no incremento ou manutenção da vazão de base dos cursos de água principalmente devido à sazonalidade do regime pluvial.	Fluviométrica Qualidade da Água
Comprimentos de mistura	Para assegurar que a amostra coletada represente as condições da água após a mistura completa a jusante de lançamentos e confluências de acordo com a largura e profundidade média do curso de água.	Foram definidas estações a uma distância no sentido longitudinal a partir da qual se espera observar mistura completa a jusante das principais confluências dos rios e de eventuais fontes pontuais de lançamento de contaminantes.	Qualidade da Água
Uso e ocupação do solo	A influência das atividades socioeconômicas (agricultura, pecuária, urbanização e indústria) passíveis de causar modificações significativas na quantidade e qualidade das águas.	Foram definidas estações a montante e jusante de áreas agro-industriais, centros urbanos de referência.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica Pluviométrica Meteorológica
Densidade populacional e grau de atividade socioeconômica	Os aglomerados populacionais combinados com intensa atividade socioeconômica e infra-estrutura e serviços de saneamento básico são precários ou inexistentes traduzem um risco eminente de impacto principalmente na qualidade das águas.	Foram definidos pontos de monitoramento a montante e a jusante das áreas de aglomerados com densidade populacional considerável (ver sistema francês, para definir número).	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica
Susceptibilidade à erosão (Geologia e solo friáveis)	O tipo e a estabilidade química e mecânica da rocha existentes na bacia hidrográfica condicionam a disponibilidade de sedimentos arrastados para os corpos hídricos. Os solos friáveis (arenosos) devido à baixa coesão são facilmente erodidos e transportados até os corpos hídricos.	Foram definidas estações sedimentométricas nos trechos dos cursos de água próximos às áreas com rochas e solos erodíveis principalmente quando associado a um relevo de alta declividade.	Qualidade da Água Sedimentométrica
Tipo de clima	A diversidade microclimática do território tem implicações no processo de erosão, quer por ação mecânica ou química. Tem ainda implicações na dinâmica dos ventos, na intensidade, duração, distribuição das chuvas ao longo do tempo configurando cursos de água de caráter temporário (alguns de regime torrencial) ou perene.	As estações foram distribuídas de modo a assegurar que a densidade mínima da rede fosse consonante com a variabilidade que cada tipo de clima imprime nos variáveis medidos/observados.	Fluviométrica Sedimentométrica Pluviométrica Meteorológica
Aproveitamento do potencial hidráulico	Necessidade de dados hidrológicos e meteorológicos para projetos, construção e operação de estruturas hidráulicas e outros usos.	Foram definidos pontos de monitoramento nos trechos da bacia com empreendimento ou potencial hidrelétrico e hidroagrícola.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica Pluviométrica Meteorológica

continua...

Tabela 5 – Critérios de distribuição geográfica de estações fluviométricas, de qualidade, sedimentométrica, pluviométrica e meteorológica da rede de monitoramento de recursos hídricos (continuação)

Critérios de Distribuição Geográfica de Estações de Monitoramento de Recursos Hídricos			
Critério	Descrição	Como se aplicou	Tipo de Estação
Atender aos tratados e acordos internacionais	Das 47 bacias hidrográficas principais cinco são compartilhadas: Cunene (partilhada com a Namíbia), Cuvelai (partilhada com a Namíbia), Cubango/Okavango (partilhada com o Botsuana e a Namíbia), Zambeze (partilhada com Burundi, Ruanda, Tanzânia, República Centro-africana, República Democrática do Congo e República do Congo) e Congo/ Zaire (partilhada com Tanzânia, Malaui, Moçambique, Zimbábue, Botsuana, Namíbia, República Democrática do Congo e Zâmbia). Esta situação demanda acordos de partilha de dados hidrológicos e meteorológicos, tendo em conta que a bacia hidrográfica enquanto unidade territorial básica de gestão dos recursos hídricos é indivisível.	As estações foram definidas de acordo com os objetivos do monitoramento no contexto fisio-climático, hidromorfológico, socioeconômico, ambiental e político de Angola. Todavia, ficam sujeitas a alterações resultantes da análise e discussão com os outros países integrantes das bacias hidrográficas de modo que traduzam o interesse comum das partes envolvidas.	Fluviométrica Qualidade da Água Sedimentométrica Pluviométrica Meteorológica
Geração de dados para análise da qualidade da água e sedimentológica	As medições/amostragens para qualidade da água e de sedimentos devem ser acompanhadas de medição de vazão.	Foram definidas estações fluviométricas nos pontos de medição/amostragem de qualidade da água e de sedimentos que não representavam no contexto de um monitoramento nacional a regional pontos relevantes para a medição de vazão.	Fluviométrica

Por exemplo, a frequência de medições das estações fluviométricas é majoritariamente periódica e eventualmente contínua para rios que sazonalmente apresentam risco de enchentes ou ainda face ao nível de variação que se pretende detectar.

O mesmo critério se estabeleceu para as estações pluviométricas, salvo nas áreas montanhosas e na região planáltica, onde se justifica observações contínuas face à ocorrência de eventos pluviosos de variabilidade temporal significativa e por constituírem a cabeceira dos principais rios do sistema hidrológico de Angola, ou ainda pela falta de operadores de estações manuais em determinadas áreas.

A frequência de amostragem das estações meteorológicas é contínua devido à maior variabilidade temporal das variáveis climatológicas frente às variáveis hidrológicas e também devido à escala de variação que se pretende detectar visando dar subsídios à gestão de recursos hídricos e da necessidade de dotar a rede de autonomia face à escassez de técnicos operadores.

A frequência de medições das estações de qualidade da água e sedimentométricas é periódica. Isso se deve à complexidade do processo de amostragem e análise, e finalmente porque parte das determinações para caracterização da qualidade da água e sedimentos não se realizam em campo, mas em laboratório.

Definidos os tipos de estação, a quantidade de cada tipo, as fases de implementação do sistema, as variáveis e a freqüência de amostragem, resta definir a localização de cada estação.

Para tanto, foram definidos critérios de localização das estações e critérios para seleção de bacias hidrográficas típicas para teste desses critérios. Essas bacias se constituíram em exemplos representativos das características hidrológicas, morfológicas e climáticas de Angola.

A distribuição espacial das estações que compõem a rede de monitoramento de recursos hídricos se baseou nos critérios apresentados na Tabela 5. Assim, foram levados em consideração, para a distribuição espacial das estações, a representatividade do local de instalação, a hierarquia do rio, a área de drenagem no ponto de monitoramento, a posição na bacia hidrográfica, o comprimento dos afluentes, a posição em relação a confluências de rios, o relevo da região, a influência das águas subterrâneas, o comprimento de mistura, o uso e a ocupação do solo, a densidade populacional e o grau de atividade econômica, a susceptibilidade à erosão, o tipo de clima, o aproveitamento de potencial hidráulico, o atendimento a tratados e acordos internacionais e a geração de dados para análise de qualidade da água e sedimentologia.

O diagrama esquemático apresentado na Figura 1 representa a metodologia desenvolvida para a concepção da rede de monitoramento de recursos hídricos de Angola, mostrando o relacionamento entre as partes e os elementos que compõem

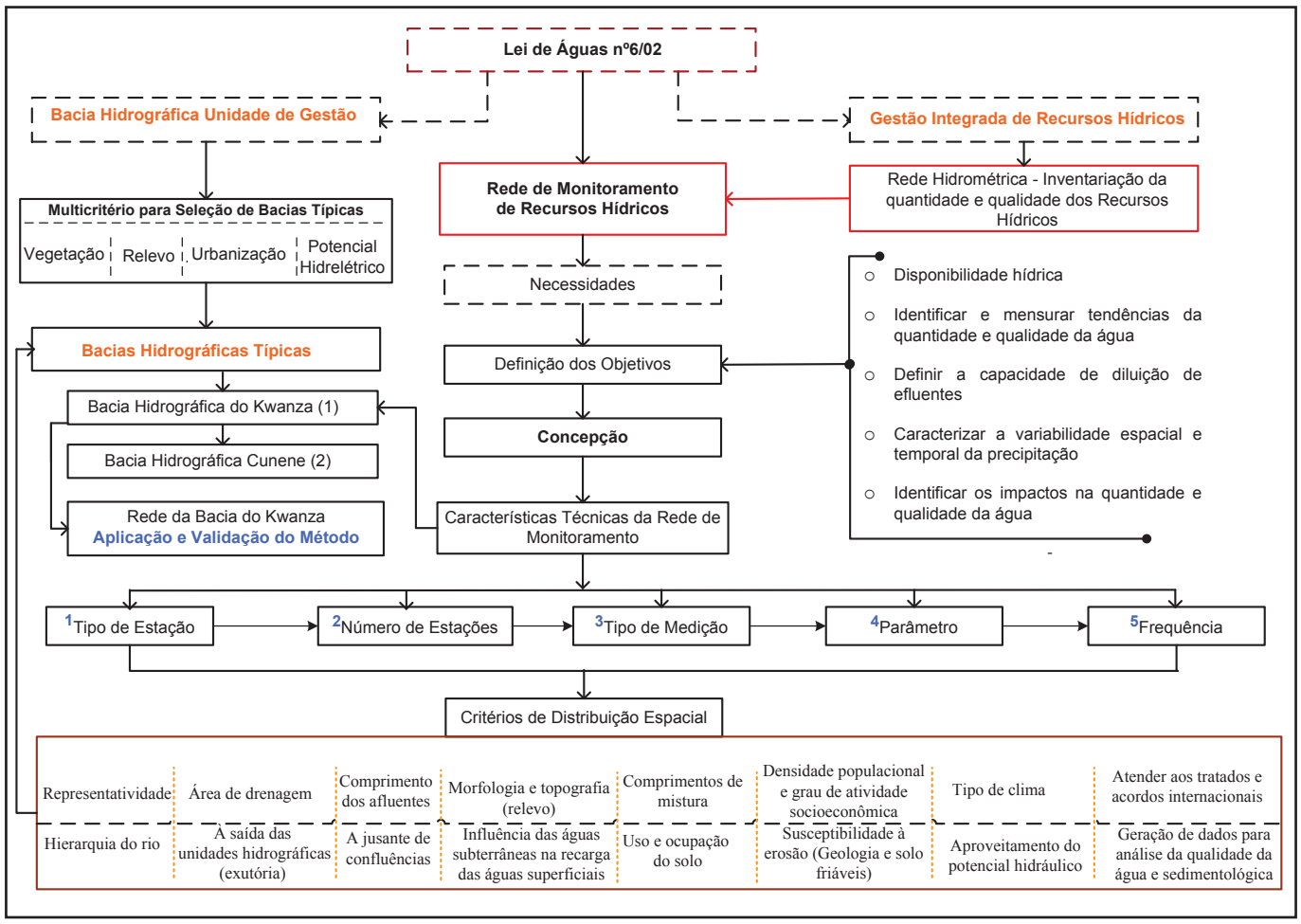


Figura 1 – Fluxograma de integração dos resultados e seleção da bacia para aplicação e validação da metodologia

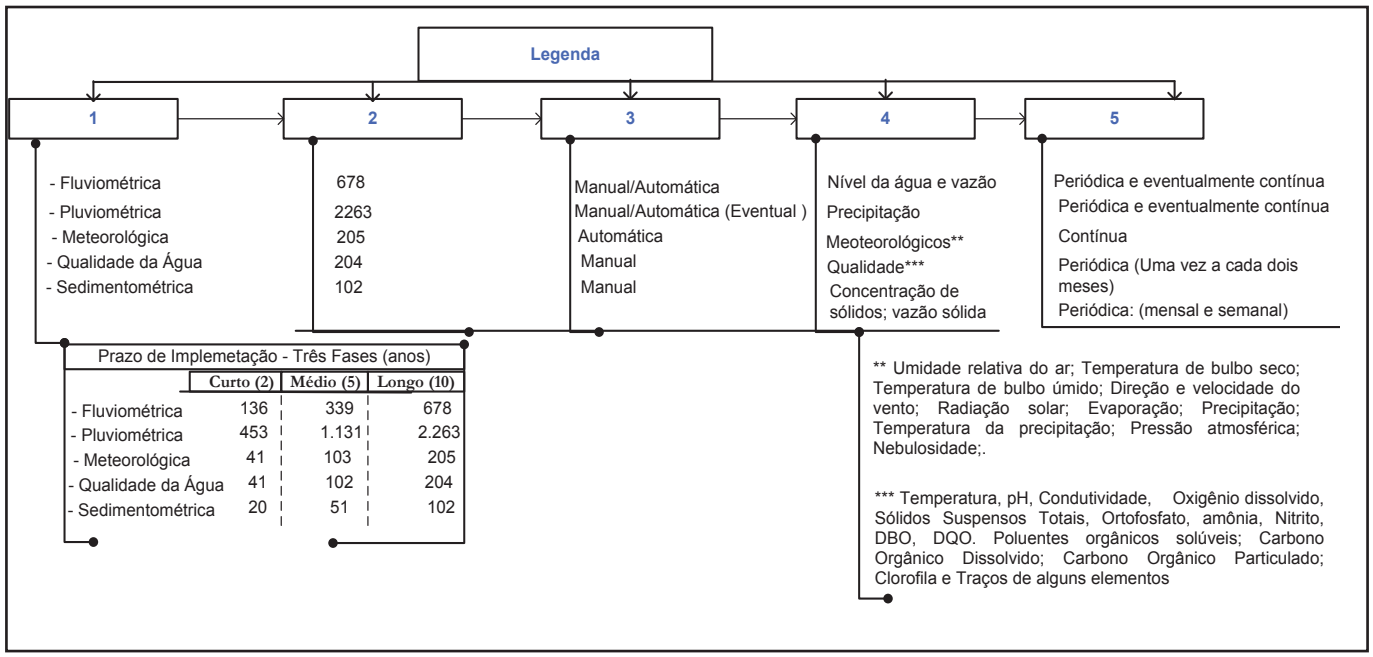


Figura 2 – Legenda do Fluxograma de Integração dos resultados: desdobramento das características técnicas da rede hidrometeorológica

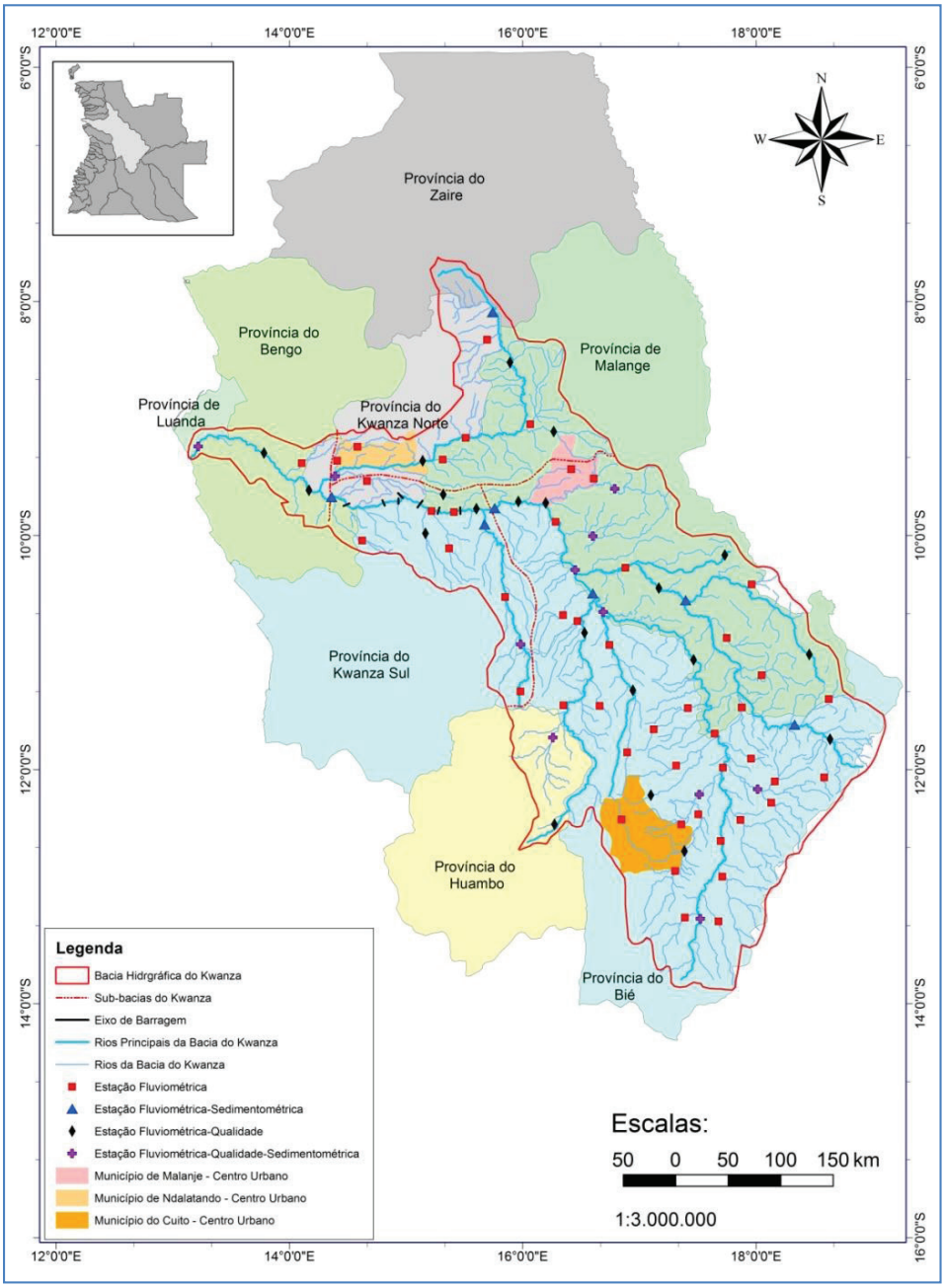


Figura 3 – Integração da rede de monitoramento de recursos hídricos ilustrando a coincidência física das estações fluviométricas, de qualidade da água e sedimentométricas na bacia hidrográfica do Kwanza

o sistema. Essa metodologia foi utilizada para planejar a rede em duas bacias do país, a fim de demonstrar sua funcionalidade.

Os itens nos retângulos tracejados constituem pressupostos subjacentes à concepção da rede, que asseguram a conformidade técnica e legal da proposta à luz da Lei de Águas 6/02.

A metodologia implementa uma visão holística da gestão, representada por uma rede com cinco objetivos principais, densidades mínimas que asseguram a representatividade dos dados, variáveis que caracterizam no tempo e no espaço os aspectos da quantidade e qualidade e frequências de medição que asseguram a detecção da variabilidade temporal de cada variável.

São definidos 16 critérios de distribuição espacial das estações de forma a orientar sua localização e assegurar a representatividade dos dados face à variação das características fisiográficas, hidrológicas, meteorológicas, dos usos atuais e potenciais dos recursos hídricos, do uso e ocupação do solo e de acordos multilaterais para bacias partilhadas.

A metodologia apresenta flexibilidade para otimização da rede a longo prazo e na execução do investimento financeiro. A otimização da rede é realizada por meio do aumento progressivo da densidade, e da adição de variáveis de monitoramento. O impacto do investimento financeiro foi atenuado com a implementação da rede em três fases, podendo ser de forma continuada ou não conforme a disponibilidade orçamentária. Em cada etapa de implementação o número representa o total de estações previstas até aquela fase, propondo-se 20%, 30% e

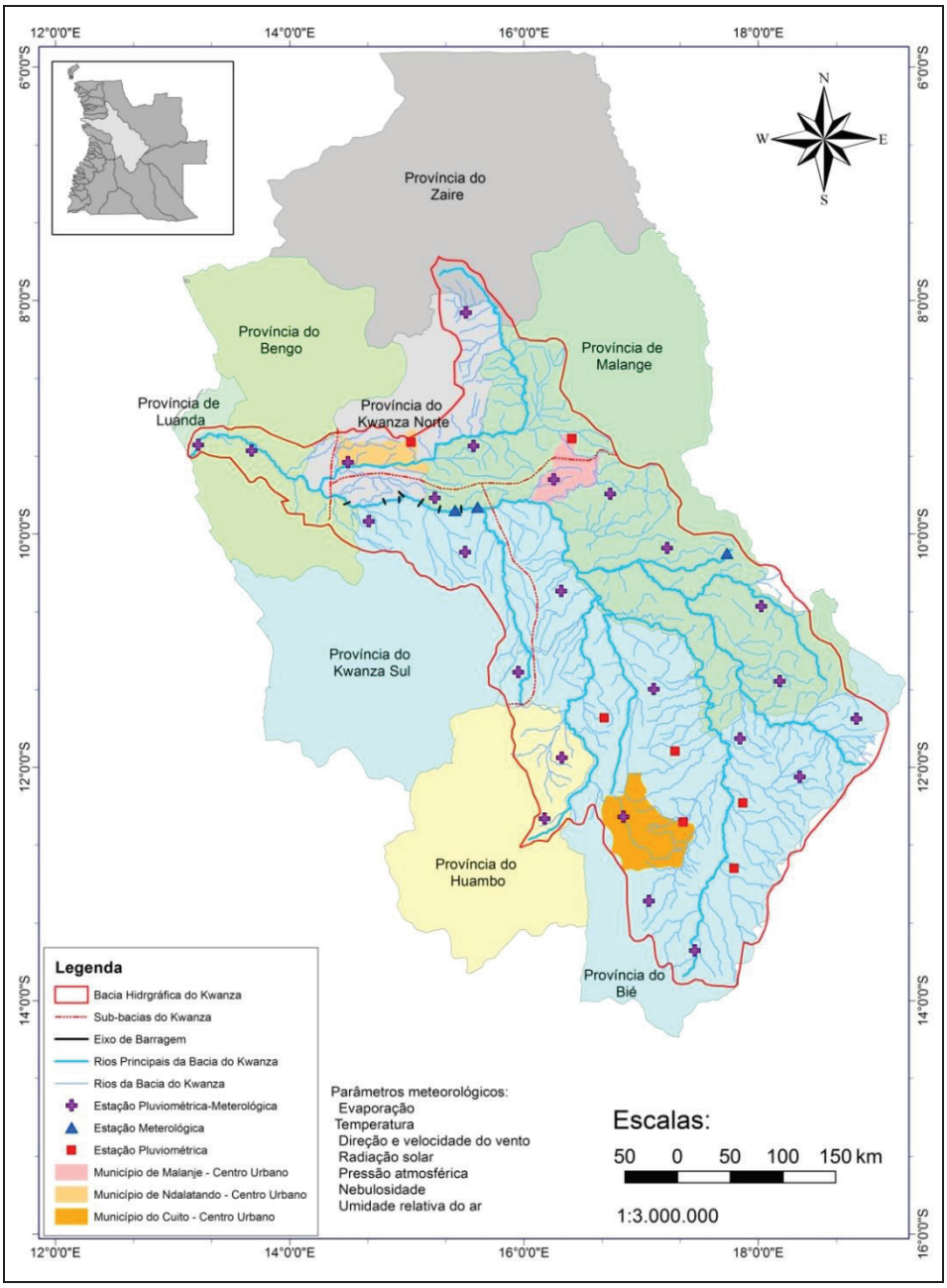


Figura 4 - Integração da rede de monitoramento de recursos hídricos ilustrando a coincidência física das estações pluviométricas e meteorológicas na bacia hidrográfica do Kwanza

50% respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase.

A Figura 2 é um diagrama esquemático auxiliar à Figura 1, apresentando detalhes da rede proposta para o país.

Para demonstração da aplicação e validação dos critérios propostos para a concepção da rede de monitoramento de recursos hídricos foi selecionada a bacia hidrográfica que melhor representa a diversidade do sistema hídrico objeto de análise. Essa seleção se baseou nas principais características fisiográficas e hidrológicas: (1) vegetação; (2) relevo; (3) grau de urbanização e densidade populacional; e (4) potencial hidrelétrico.

Para tanto, foi elaborada uma matriz de pontuação, mostrada na Tabela 6.Assim, quando determinada característica está representada na bacia hidrográfica recebe o valor um e quando não está representada recebe o valor zero. Deste modo, a pontuação total de cada bacia hidrográfica é dada pela soma do número de características nela representadas. A bacia hidrográfica do Kwanza, com 18 pontos, éaquela que melhor representa a diversidade das características que satisfazem os critérios adotados na matriz de pontuação.

Tendo em vista que a rede de monitoramento de recursos hídricos deve ser concebida de forma integrada, com as estações de qualidade da água e sedimentométricas representando subconjuntos das estações fluviométricas e com as estações meteorológicas subconjunto das pluviométricas, podem ocorrer seis combinações de estações de monitoramento:

fluviométrica-qualidade-sedimentométrica;
fluvimétrica-qualidade;
fluviométrica-sedimentométrica;
fluviométrica;
pluviométrica-meteorológica;
pluviométrica.

As Figuras 3 e 4 mostram a localização das estações propostas para a bacia do Kwanza, segundo os critérios de distribuição espacial definidos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A necessidade da rede de monitoramento de recursos hídricos atender eficaz e eficientemente às questões da gestão e às demandas dos usuários remete à reflexão acerca da concepção de uma rede real ou ideal. Condicionantes orçamentárias, recursos humanos, número de estações, número de variáveis a amostrar, frequência de amostragem, operação e manutenção da rede representam fatores limitantes à implementação de uma rede ideal. A proposta de rede aqui apresentada é real e, dado o seu caráter exploratório, apresenta densidade mínima, variáveis básicas, frequências de amostragem mínimas e geralmente não proporciona a quantidade e a diversidade de informação desejada pelos gestores e usuários com demandas mais complexas. Neste sentido, a rede proposta deve evoluir a médio e longo prazo por meio da aplicação de estratégias de otimização, visando melhoria contínua conducente a um planejamento e uma gestão de recursos hídricos cada vez melhor.

Por outro lado, a implantação da rede proposta representaria um grande avanço na gestão dos recursos hídricos em Angola. Constitui-se em instrumento que propiciaria uma abordagem conducente ao conceito de Gestão Integrada de Recursos Hídricos, tendo a bacia hidrográfica como unidade territorial de gestão dos recursos hídricos, com base na sistematização, integração e continuidade espacial e temporal do monitoramento. Considera, em contexto mais amplo, a influência das variáveis fisiográficas, climáticas, hidrológicas, demográficas, de uso e ocupação do solo, socioeconômicas, políticas e sociais no processo de concepção e dimensionamento da rede. Em razão disso, representa um início organizado e devidamente planejado, como alternativa ao crescimento por demanda e interesses pontuais, que acarretaria em uma integração mais difícil e onerosa.

Os aspectos metodológicos para planejamento e concepção de redes de monitoramento de recursos hídricos consistem, em termos gerais, de cinco componentes: a definição da densidade de estações; a distribuição espacial; o período mínimo de monitoramento; a precisão das observações/medições e o modo de coleta, armazenamento, processamento e publicação. A integração destes critérios assegura o adequado dimensionamento e configuração espacial de redes hidrometeorológicas face aos objetivos estabelecidos.

A variabilidade geográfica e temporal das variáveis que afetam os recursos hídricos evidenciam a complexidade em se definir critérios e metodologias aplicáveis aos diversos contextos biofísicos. A concepção de redes de monitoramento de recursos hídricos levando em conta as relações entre as características hidrológicas, climáticas, morfológicas, geológicas e fitogeográficas com o objeto que se pretende monitorar, resulta em um exercício de adequação dos aspectos quantitativos e qualitativos característicos de determinada bacia hidrográfica. A multiplicidade de aspectos sociais, econômicos, demográficos, políticos e ambientais deve ser considerada na definição dos objetivos, pois das relações entre estes domínios resultam as principais interferências que impactam quer a quantidade quer a qualidade das águas.

O presente trabalho apresenta como principais contribuições:

- A elaboração de uma metodologia para concepção de um sistema de monitoramento de recursos hídricos adequada às características geográficas, hidrológicas, climáticas e orográficas;
- A demonstração da metodologia desenvolvida em uma bacia hidrográfica de Angola, em consonância com o nível de desenvolvimento socioeconômico e com o nível das preocupações ambientais no domínio das águas, capaz de monitorar temporal e espacialmente variáveishidrológicas, físicas, químicas e biológicas, por meio de estações fluviométricas, de qualidade da água, sedimentométricas pluviométricas e meteorológicas.

A partir da metodologia aqui apresentada, a implantação de uma rede de monitoramento de recursos hídricos ainda necessitaria:

- Atividades de campo para a definição da microlocalização das estações, considerando o acesso, a segurança, a presença de localidades próximas e outros fatores;
- Análise de custos dos equipamentos e mão de obra para implantação;
- Concepção de sub-sistemas voltados ao monitoramento específico de áreas urbanas;
- Definição dos procedimentos para operação e manutenção da rede.

REFERÊNCIAS

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Disponibilidade e Demandas de Recursos Hídricos no Brasil. Cadernos de recursos hídricos. 2005.

_____. Evolução da Rede Hidrometeorológica Nacional. v.1, n.1, abr. 2007.

_____. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2012. Ed. Especial. - Brasília: ANA, 2012

ANGOLA. L*ei nº 6, de 21 de Junho de 2002* - Lei de Águas. A presente lei estabelece os princípios gerais do regime jurídico

inerente ao uso dos recursos hídricos. Diário Oficial da República de Angola. 2002.

BALES, J. D.; COSTA, J. E.; HOLTSCHLAG, D. J.; LANFEAR, K.J.; LIPSCOMB, S.; MILLY, P.C.D.; VIGER, R.; WOLOCK, D.M.. Design of a National Streamflow Information Program. Report with Recommendations of a Committee: Reston, Va., U.S. Geological Survey, Open File Report 2004 -1263, 42p. 2004.

BARTRAM, J.; BALLANCE, B. Water Quality Monitoring – A Practical Guide to Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. UNEP and WHO, London.1996.

BUISHAND, T. A; HOOGHART, J. C. Design Aspects of Hydrological Networks. The Hague, Proceedings and Information/TNO Committee on Hydrological Research (no. 35). (eds.). 1986.

CE - COMUNIDADE EUROPÉIA. Diretiva Quadro do Parlamento Europeu e do Conselho 2000/60/CE: que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da Água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. PE-CONS 3639/1/00 Rev 1. 2000.

CHILUNDO, M.; KELDERMAN, P.; O; KEEFFE, J.H. Design of a Water Quality-Monitoring Network for the Limpopo River Basin in Mozambique. *Physics and Chemistry of the Earth*. n.33, p.655–665, 2008.

DIOGO, P. S. S. Proposta de um Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos em Angola. 2013. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental). Universidade Positivo. Curitiba, 2013.

DSRH - DIREÇÃO DOS SERVIÇOS DOS RECURSOS HÍDRICOS (Portugal). Caraterização e Diagnóstico da Situação Atual dos Recursos Hídricos: Monitorização Quantitativa e Qualitativa dos Recursos Hídricos. In: Ministério do ambiente e do Ordenamento do Território - Instituto das Águas (INAG). Plano Nacional da Água. p.43, 2001.

FICKE, J. F., HAWKINSON, R. O. The National Stream Quality Accounting Network (NASQAN) – Some Questions and Answers. *Geological Survey Circular* 719. 1975.

HENOCQUE, Y.; ANDRAL, B. The French Approach to Managing Water Resources in the Mediterranean and the New European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. n.47, p.155–161, 2003.

HIRSCH, R. M.; ALLEY, W. M.; WILBER, W. G. Concepts for a National Water-Quality Assessment Program. U.S. Geological Survey Circular 1021. 1988.

HOOPER, R. P.; AULENBACH, B. T.; KELLY, V. J. The National Stream Quality Accounting Network: a Fux-Based Approach to Monitoring the Water Quality of Large Rivers. Hydrological Processes. v.15, p.1089–1106, 2001.

LETTENMAIER, D. P. Dimensionality Problems in Water Quality Network Design. *Water Resources Research*, v. 15, n. 6, p. 1692-1700, 1979.

LIMEIRA, M. C. M; SILVA, T. C.; CÂNDIDO, G. A. Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte II O Tema Desenho do Programa de Capacitação Social. *RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.15, n.1, p.27-38, 2010.

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E. WaterResources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications. UNESCO Publishing – studies and reports in hydrology. 2005.

MACHADO, C. J. S. A Gestão Frances de Recursos Hídricos: Descrição e Análise dos Princípios Jurídicos. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.8, n.4, p.31-47, 2003.

MAGALHÃES JR, A. P. A Situação do Monitoramento das Águas no Brasil –Instituições e Iniciativas. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.5, n.3, p.113-135, 2000.

MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE – DIRECTION DE L'EAU (République Française). Circulaire DE / MAGE / BEMA 06 / n° 11. 2006.

MISHRA, A. K; COULIBALY, P. Developments in Hydrometric Network Design: a Review. *Reviews of Geophysics*, n.47, RG2001. 2009.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Assessing the National Streamflow Information Program. *National Academy Press. Washington*, D.C., 146 p. 2004.

NION, G. Water Framework Directive and Water Policies in France: Evolution and Tools for a Rational Use of Water Resources. Options Méditerranéennes. Technological Perspectives for Rational Use of Water Resources in the Mediterranean Region. n.88. p.10, 2009.

PIMENTA, M.T.; ÁLVARES, M.T.; SANTOS, M.J.; GOMES, F.; QUADRADO, F.; LOPES, A.R.; RODRIGUES, R.; LACERDA, M.; RODRIGUES, A.C. Restruturação das redes de monitorização, I – Aspectos metodológicos. In: CONGRESSO DA ÁGUA, A ÁGUA COMO RECURSO ESTRUTURANTE DO DESENVOLVIMENTO, 4. *Lisboa: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos*. p.11,1998 (CD-ROM).

REIS, A.; PARKER, A.; A, LENCOÃO A. Avaliação da Qualidade de Sedimentos em Rios De Montanha: Um Caso de Estudo no Norte de Portugal. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.31, n.1, p.87-97, 2010.

VAN NIEKERK, H. South African–UNEP GEMS/Water: Monitoring Programme Design. DWAF-RQS Report Number: N/0000/00/REQ0604. Pretoria. South Africa. p. 119. 2004.

WARD, R.C., LOFTIS, J.C., MCBRIDE, G. B. Design of Water Quality Monitoring System. 1990.

WMO - WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. Guide to Hydrological Practice. WMO. *Geneva-Switzerland: Secretariat of the World Meteorological Organization*.n.168, v.1, 1981.

_____. Guide to Hydrological Practice: Data Acquisition and Processing, Analysis, Forecasting and Other Applications. *WMO. Geneva-Switzerland* n.168, p.770, 1994.

_____. Guide to Hydrological Practice: Hydrology – from Measurement to Hydrological Information. *WMO.* Geneva-Switzerland n.168, v 1, p.296, 2008.

_____.Guide to Hydrological Practice: Management of Water Resources and Application of Hydrological Practices. *WMO. Geneva-Switzerland* n.168, v.2, p.306, 2009.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 629 - 638

Qualidade da Água do Rio Piracicaba: estudo de caso do efeito da Estação de Tratamento de Esgoto Piracicamirim, município de Piracicaba (SP)

Water Quality of the Piracicaba River Basin: study case of the effect of Piracicamirim Wastewater Treatment Plant, Piracicaba (SP)

Rodrigo Santos Sousa[1] e Décio Semensatto[2]

[1,2] Setor de Ciências Ambientais, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Paulo, Campus Diadema. SP., Brasil
rodrigosousa50@gmail.com; semensattojr@gmail.com

Recebido: 22/10/14 - Revisado: 22/12/14 - Aceito: 13/02/15

RESUMO

O crescimento da urbanização, numa escala global, tem intensificado os conflitos pelo uso dos recursos hídricos, não somente devido à ampliação da demanda, mas também em razão da redução da oferta, fruto de um desenvolvimento não planejado que deteriora a qualidade da água. Diante disso, nesse trabalho procurou-se estudar o impacto da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Piracicamirim, inaugurada em 1998, sobre a qualidade das águas da Bacia do Rio Piracicaba, onde a urbanização na década de 1960 foi estimulada pela descentralização industrial da Região Metropolitana de São Paulo. Por meio das informações disponibilizadas nos relatórios anuais da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), foi possível explorar as séries anuais das variáveis oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes, além do Índice de Qualidade da Água, entre os anos de 1980 e 2012. Os resultados indicaram que no período anterior à implantação da ETE houve uma degradação significativa na qualidade das águas do Rio Piracicaba entre o final da década de 1980 e início da década de 1990. A estação, portanto, tem impedido que a deterioração se intensifique no que parece sinalizar uma corrida entre o crescimento desenfreado e a própria capacidade do sistema de esgotamento sanitário. Este trabalho destaca a importância do planejamento e da integração entre as políticas públicas de saneamento e de urbanização.

Palavras Chave: *Rio Piracicaba. Qualidade da Água. Ribeirão Piracicamirim. Estação de Tratamento de Esgoto. Urbanização.*

ABSTRACT

The urbanization growth on a global scale has intensified conflicts over the use of water resources, not only because the increased demand, but also because of supply reduction, which is the result of an unplanned development that deteriorates water quality. Thus, in this work we assessed the impact of Piracicamirim Wastewater Treatment Plant (WTP), inaugurated in 1998, over the water quality of the Piracicaba River Hydrographical Basin, where urbanization in the 1960's was stimulated by industrial decentralization in the Metropolitan Region of São Paulo. Through the information provided by the State Environmental Company of São Paulo (CETESB) it was possible to explore the annual series of the variables dissolved oxygen, biochemical oxygen demand and fecal coliform, besides the Water Quality Index, for a period between 1980 and 2012. The results indicated that in the period before the implementation of the WTP there was a significant deterioration in the water quality of the Piracicaba River between the late 1980's and early 1990's. The WTP has prevented the deterioration to intensify in what seems to indicate a run between unbridled growth and the capacity of the sewage system. This work highlights the importance of planning and integration between sanitation and urbanization policies.

Keywords: *Piracicaba River. Water Quality. Ribeirão Piracicamirim. Wastewater Treatment Plant. urbanization*

INTRODUÇÃO

A expansão da urbanização e a industrialização, consequências da Revolução Industrial, aumentaram progressivamente as pressões sobre os recursos hídricos, tanto em termos de demanda quanto de degradação. A Humanidade, por meio de suas organizações políticas, sociais, econômicas e científicas enfrenta um intricado dilema com raízes no seguinte conflito histórico: crescimento econômico versus conservação dos recursos naturais. Se por um lado, a industrialização degradou a qualidade dos recursos hídricos, por outro, a água é fator crítico para o desenvolvimento econômico e para a redução das mazelas sociais (Tundisi, 2008).

Diante desse embate e da disputa pelo uso foi sancionada no Brasília Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), por meio da Lei Federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. A lei visa ordenar a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, e, ainda, introduz instrumentos respaldados pela comunidade científica, tais como a cobrança pelos recursos hídricos e a abordagem de serviços ecossistêmicos (TUNDISI, 2008; ENGEL; SCHAEFER, 2013). Contudo, o gerenciamento da água urbana necessita da articulação entre os diferentes setores da sociedade, sendo impreterível disponibilizar serviços como abastecimento, esgotamento e tratamento de esgoto, drenagem e coleta de resíduos sólidos (TUCCI, 2010), além da adoção de ferramentas integradas de diagnóstico, monitoramento e gestão (ZHOU et al., 2012; CAMPOS et al., 2014; FREIRE; CASTRO, 2014). Neste último aspecto, embora diversos avanços tenham se concretizado nas diversas áreas de conhecimento, ainda há a carência de integração efetiva das diferentes perspectivas de abordagens técnicas (SOMLYÓDY, 1995).

No Estado de São Paulo, segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2013), as bacias hidrográficas mais populosas e industrializadas são a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e a Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. De modo geral, a qualidade da água no Estado é pior em bacias com este perfil, principalmente nos seus rios (CUNHA et al., 2013). Desde o início de 2014, ambas têm sido noticiadas diante da crise hídrica no Sistema Cantareira, fruto da conjunção de uma série de fatores ambientais, econômicos e políticos. Todavia, esse cenário, como outrem, não advém somente do conflito em relação à disponibilidade quantitativa, mas também, da disponibilidade qualitativa (LANNA, 2012).

Sob essa perspectiva, o presente trabalho teve como objetivo realizar estudo de caso e avaliar o impacto da instalação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Piracicamirim sobre a qualidade da água do Rio Piracicaba, em conjunto com a análise do crescimento demográfico na bacia hidrográfica. Para tanto, foram utilizadas séries históricas de indicadores de qualidade de água monitorados pela CETESB, abrangendo períodos anteriores e posteriores à operação da ETE, iniciada em junho de 1998, localizada no município de Piracicaba (SP).

ÁREA DE ESTUDO

A Bacia do Rio Piracicaba abrange uma área de 11.402 km². Ela é formada por cinco sub-bacias, representadas pelos seus rios primários: Piracicaba, Corumbataí, Jaguari, Camanducaia e Atibaia. Destas, as três últimas sub-bacias situam-se nos estados de São Paulo e Minas Gerais. O Rio Piracicaba, principal da bacia, nasce em Americana (SP) através da junção dos rios Jaguari e Atibaia e percorre cerca de 115 km, passando pelo município de Piracicaba, até desaguar na margem direita do Rio Tietê, na altura do reservatório da Usina de Barra Bonita (COMITEPCJ, 2011).

A Bacia do Rio Piracicaba, em conjunto com as Bacias dos Rios Capivari e Jundiaí, faz parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 05 (UGRHI-05) do Estado de São Paulo. O processo de urbanização na região intensificou-se na década de 1960, efeito da desconcentração industrial na Região Metropolitana de São Paulo (CBHPCJ, 2002).

O índice de urbanização na bacia é igual a 94% e a disponibilidade de água é reconhecida como crítica, agravada pelos impactos causados por erosão urbana e rural, lançamento de esgoto urbano, e atividades de mineração (SÃO PAULO, 2005). Projeções futuras indicam rápida e intensa degradação da qualidade da água, caso não sejam implementadas medidas mais contundentes de recuperação no curto prazo, sendo que em 2050 o cenário será de total insustentabilidade de seu uso (SÁNCHEZ-ROMÁN et al., 2009).

ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A ETE Piracicamirim, construída para atender 100 mil habitantes, está localizada sobre a margem esquerda do Ribeirão Piracicamirim. Sua sub-bacia abrange os municípios de Saltinho, Rio das Pedras e Piracicaba, onde o ribeirão desemboca no Rio Piracicaba. A descrição a seguir da ETE é baseada em Camolese et al. (1999).

O sistema é constituído por uma Estação Elevatória de Esgoto (EEE), linha de recalque e uma estação de tratamento que utiliza o modelo de lagoa aerada de mistura completa, ou lagoa de decantação, em combinação com reatores anaeróbicos para o tratamento em nível secundário (Figura 1). O projeto da ETE é considerado inovador, pois teve que se adaptar a algumas limitações, como, controle de odores, redução no consumo de



Figura 1 - Vista aérea das estruturas da Estação de Tratamento de Esgoto Piracicamirim (Foto: SEMAE Piracicaba) Modificado de ANA, disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/a-n-a.pdf

energia, e a restrição de área (30.000 m² localizados na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, da Universidade de São Paulo). Na EEE ocorre o gradeamento grosseiro não mecanizado. A vazão é mensurada através de um medidor tipo calha Parshall e quatro conjuntos moto-bombas com capacidade unitária de 544 m³/h impulsionam o esgoto para a fase de tratamento preliminar. Tal etapa inclui o gradeamento mecanizado e uma caixa de areia, a qual exerce conjuntamente a função de unidade distribuidora de vazão para os reatores anaeróbicos.

A caixa de areia possui dimensões cilíndricas, com o fundo em aspecto de pirâmide invertida. Nesse ponto, ar é injetado por meio de um soprador para facilitar a remoção, pela gravidade, da areia sedimentada que é desprezada posteriormente em um leito de drenagem. Da caixa partem três tubulações, cada uma responsável por abastecer um reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB).

Os reatores UASB são segmentados em quatro compartimentos com: 14,0 m de comprimento, 9,0 m de largura e 5,5 m de altura. Os gases emitidos pela digestão anaeróbica são extraídos pelos separadores de fases e queimados. O projeto da ETE proporciona uma relevante redução no consumo energético ao implantar a digestão anaeróbica antecedendo a digestão aeróbica.

A etapa aeróbia é constituída por uma lagoa aerada seguida de três unidades de decantação. Na lagoa são utilizados aeradores flutuantes de alta eficiência com pouco mais de 11 kW de potência. Os decantadores são do tipo laminar com um sistema de drenagem para recolher e recircular o lodo depositado. Dos decantadores, o efluente passa pela aeração final e, novamente, por medidores de vazão do tipo calha Parshall antes de ser lançado no Ribeirão Piracicamirim.

Segundo comunicação pessoal com o Serviço Municipal de Água e Esgoto (SEMAE) de Piracicaba, a ETE Piracicamirim atende uma ampla parcela dos bairros do município, tratando mais de 30% do esgoto gerado, e com capacidade de 462 L/s. Ainda segundo o contato pessoal com a companhia, a estação tem passado por melhorias desde 2013, de modo que alcançou uma taxa de 91% de remoção da DQO em seus afluentes, contra 72% nos anos anteriores.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido em duas etapas subsequentes: (i) obtenção e consolidação dos dados de qualidade da água, de crescimento demográfico e das vazões médias mensais; e (ii) tratamento estatístico, análise e interpretação das informações.

Os indicadores de qualidade da água foram extraídos dos Relatórios de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo, publicados anualmente pela CETESB. Foram escolhidos 3 pontos de monitoramento na bacia do Rio Piracicaba (Figura 2): PCAB 02192, a montante da ETE, no Rio Piracicaba e a 6 km da foz do Ribeirão Piracicamirim; PCAB 02220, a jusante da ETE, no Rio Piracicaba e a 2,5 km da foz do Ribeirão Piracicamirim; e PIMI 02900 a jusante da ETE, no Ribeirão Piracicamirim e a pouco mais de 3 km da estação de tratamento.

Para cada ponto utilizou-se os dados referentes às concentrações de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) e coliformes termotolerantes, além do Índice de Qualidade da Água (IQA) – o índice é obtido através do produto ponderado entre os valores de nove parâmetros, sendo eles: a temperatura, o pH, o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, os coliformes termotolerantes, o nitrogênio total, o fósforo total, os sólidos totais e a turbidez.

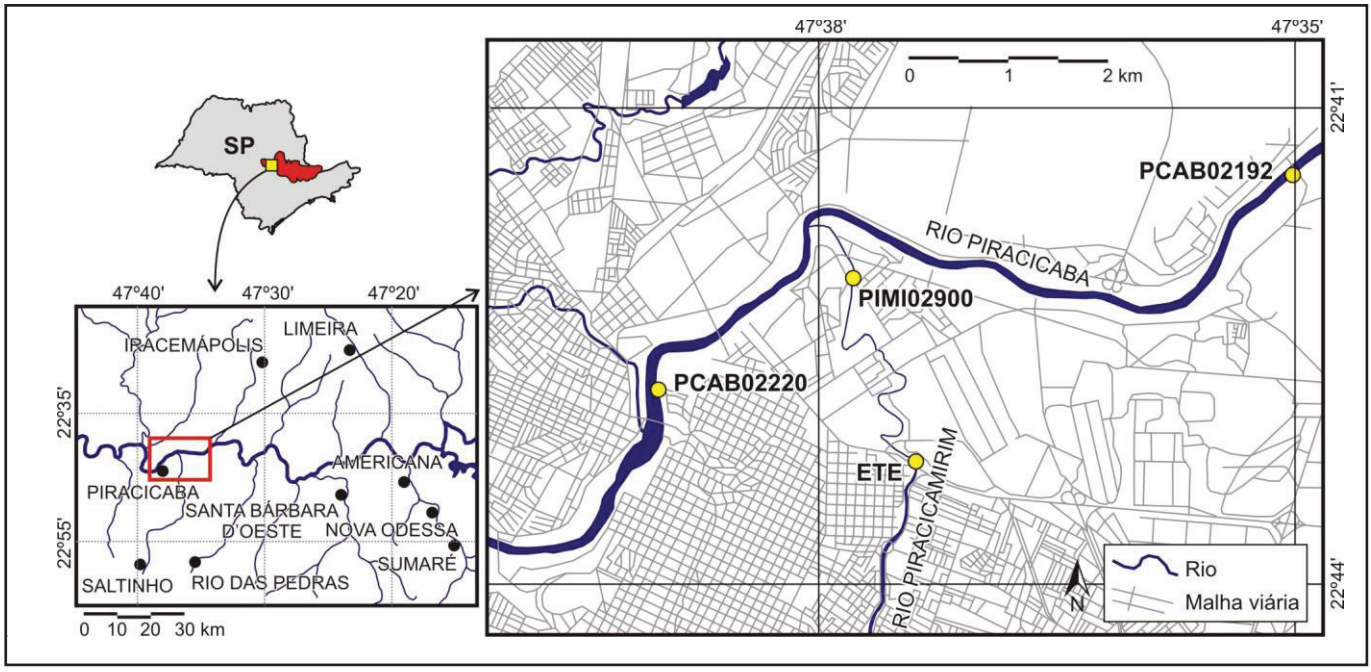


Figura 2 - Localização da área de estudo e dos pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (em vermelho no mapa referência do Estado de São Paulo)

O IQA, portanto, pode assumir valores entre 0 e 100, sendo que é atribuída uma classe de qualidade para cada faixa de intervalo: Péssima (IQA≤19), Ruim (19<IQA≤36), Regular (36<IQA≤51), Boa (51<IQA≤79) e Ótima (79<IQA≤100) (CETESB, 2013).

De modo geral, essas variáveis representam a contribuição de efluentes domésticos (CUNHA et al., 2013), além do que a escolha de poucas variáveis, porém abrangentes, auxilia na definição de programas mais eficientes de manejo dos recursos hídricos (ENDERLEIN et al., 1997). Os dados compreendem o período de 1980 a 2012 para os pontos PCAB 02192 e PCAB 02220, e de 2000 a 2012 para o ponto PIMI 02900.

No tratamento estatístico, as séries de dados foram agrupadas em quinquênios, sendo eles: 1980-1986, 1990-1994, 1995-1998, 1999-2003, 2004-2008 e 2009-2012, todos apresentando medidas bimestrais nos meses ímpares, de acordo com o monitoramento padrão da CETESB. Os anos de 1987, 1988 e 1989 foram excluídos por não apresentarem dados para os meses de interesse. O comportamento da série de dados das variáveis foi comparado com os padrões de qualidade das águas determinados na Resolução CONAMA 357/2005 para a Classe 2, na qual estão enquadrados o Rio Piracicaba e o Ribeirão Piracicamirim. Foi analisada a evolução da porcentagem de valores em não-conformidade com a legislação ao longo do tempo. Esta abordagem é bastante útil para a compreensão da dinâmica do corpo aquático e auxilia no planejamento do manejo e conservação dos recursos hídricos (CUNHA et al., 2013).

Foi realizado o teste de Análise de Variância (ANOVA – fator duplo sem repetição) para as médias do ponto PCAB 02220, entre os quinquênios e os meses ímpares. Optou-se por fazer a análise apenas nesse ponto, uma vez que o mesmo é mais informativo a respeito das possíveis flutuações na qualidade ocasionadas pela ETE por estar a sua jusante. Antecedendo o teste, foi confirmado se as variáveis IQA, oxigênio dissolvido, $DBO_{5,20}$ e coliformes termotolerantes apresentavam normalidade e homocedasticidade, através da elaboração de histogramas e da realização do Teste de Cochran. Em todas as circunstâncias o nível de significância utilizado foi de 5%.

Por meio do portal eletrônico Hidroweb, gerenciado pela Agência Nacional de Águas (ANA), foram obtidas as vazões médias mensais para o Rio Piracicaba. Selecionou-se um ponto situado a jusante da ETE, a cerca de 30 km da foz do Ribeirão Piracicamirim, por ser o mais próximo da área de estudo dispondo de dados no período de 1980 a 2012. As vazões médias mensais também foram agrupadas em quinquênios e suas médias quinquenais, com os respectivos desvios-padrão, foram adicionadas nos gráficos dos pontos localizados no Rio Piracicaba.

Os dados demográficos são referentes aos municípios de Piracicaba, Santa Bárbara D'oeste, Americana, Limeira, Saltinho e Rio das Pedras, todos localizados a montante da estação de tratamento, inclusive o município de Piracicaba, onde a ETE está instalada, visto que alguns de seus bairros estão situados na área de drenagem do Ribeirão Piracicamirim. As informações correspondentes aos censos dos anos 1991, 1996, 2000, 2007 e 2010 foram retiradas do portal eletrônico Cidades, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Tomando-se os valores dos censos, foi elaborado um gráfico do crescimento relativo dos municípios. O ano de 1991 foi estabelecido como referência, exceto para o município de Saltinho, em razão de não possuir dados para esse ano –nesse caso, foi julgado como parâmetro o ano de 1996. O crescimento relativo das cidades foi, então, comparado com o crescimento do Estado de São Paulo e do Brasil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises primárias dos dados sobre a qualidade da água (IQA) revelam um panorama preocupante. Seja nos pontos a montante ou a jusante da ETE no Rio Piracicaba, a qualidade deteriorou notavelmente da década de 1980 para a década de 1990 (Figuras 3 e 4). Do período de 1980 a 1986, onde cerca de 75% dos valores estavam acima do patamar ruim (IQA>36), regrediu-se, entre 1990 e 1994, para pouco mais de 50% dos valores. As piores médias obtidas foram dentro dos quinquênios 1995-1998 e 1999-2003. Desde então, as médias tem melhorado mais lentamente ou mantiveram-se constantes, tanto a montante quanto a jusante, mas sem alcançar os níveis do início da década de 1980.

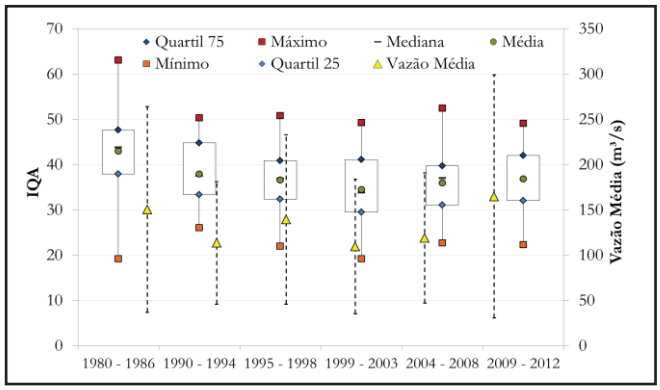


Figura 3 - Boxplot da série histórica (quinquênios) do IQA do ponto PCAB 02192

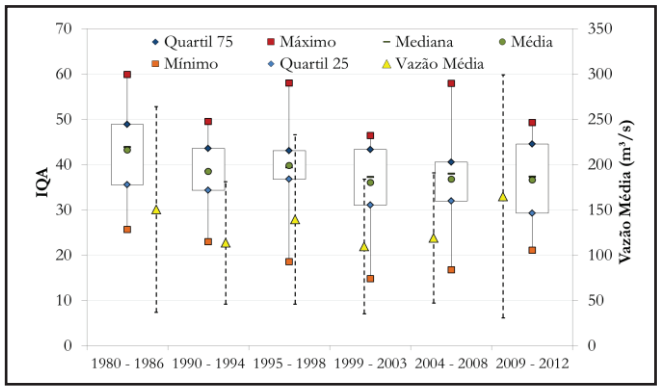


Figura 4 - Boxplotda série histórica (quinquênios) do IQA do ponto PCAB 02220

No ponto localizado sobre o Ribeirão Piracicamirim (Figura 5), verifica-se que desde 2009, quando o IQA começou a ser calculado, houve uma tendência de aumento progressivo da qualidade até 2012, momento em que o índice permaneceu dentro do intervalo razoável (36<IQA≤51).

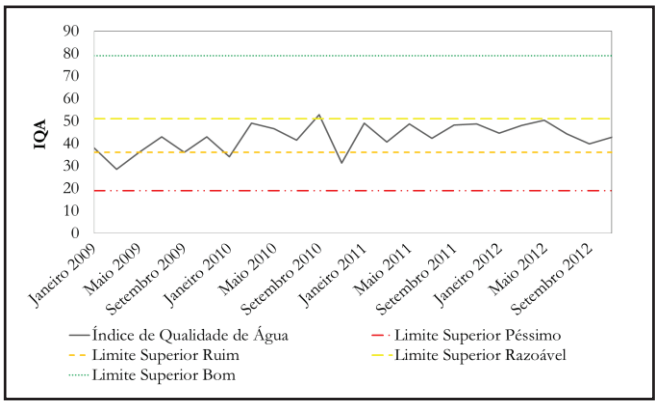


Figura 5 – Série histórica do IQA no ponto PIMI 02900

A concentração do oxigênio dissolvido aparentou exercer algum efeito sobre o comportamento do IQA; por certo, destaca-se que essa variável é a de maior peso para o cálculo do IQA. Nas figuras 6 e 7 constata-se uma redução significativa na concentração de oxigênio dissolvido no Rio Piracicaba entre a década de 1980 e 1990. As médias então permaneceram reduzidas até o começo do ano 2000, quando houve uma lenta recuperação. Curiosamente, essa recuperação se mostrou maior no ponto a jusante do que no ponto a montante.

Alguns autores, como Ballester et al. (1999), demonstraram o efeito do Salto de Piracicaba na oxigenação das águas do Rio Piracicaba. Contudo, destaca-se que o ponto a jusante – PCAB 02220 – está situado bem no início das quedas; ademais, se fosse esperada alguma relação do salto com o aumento da concentração de oxigênio dissolvido neste ponto, tal fato precisaria ser observado ao longo de toda a série histórica. Nas figuras 6 e 7, entretanto, se verifica que a média da concentração de oxigênio dissolvido a montante foi maior do que a média a jusante nos primeiros quinquênios (1980-1986 e 1990-1994).

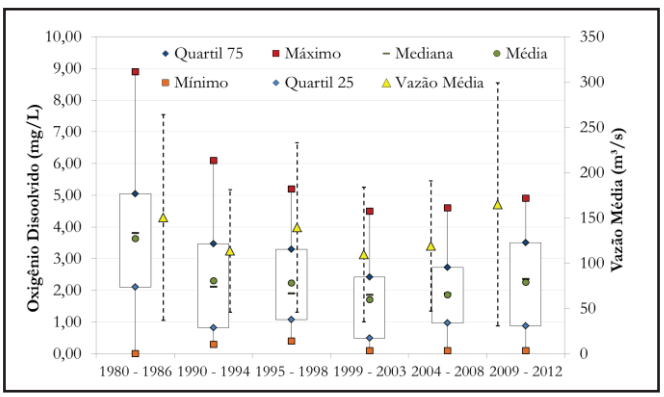


Figura 6 - Boxplotda série histórica (quinquênios) da concentração de oxigênio dissolvido no ponto PCAB 02192

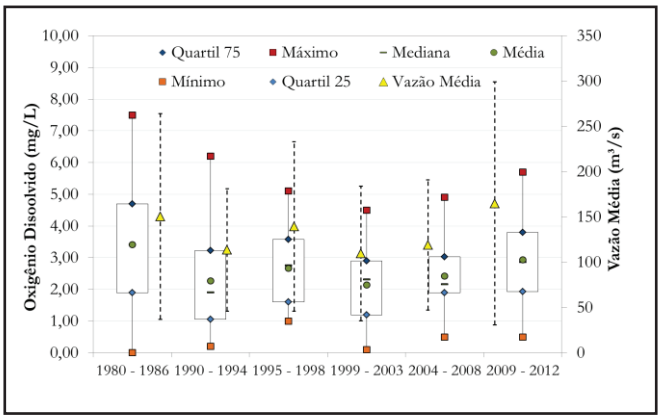


Figura 7 - Boxplot da série histórica (quinquênios) da concentração de oxigênio dissolvido no ponto PCAB 02220

No Ribeirão Piracicamirim, a concentração de oxigênio dissolvido foi historicamente maior que no Rio Piracicaba (Figura 8). No mesmo intervalo de tempo, os valores do Rio Piracicaba variaram entre 0 e 6 mg/L, enquanto que no ribeirão a faixa foi de 2 a 8 mg/L. Ademais, a melhora na qualidade foi notável, sendo plausível supor alguma influência positiva na recuperação do oxigênio dissolvido do ponto PCAB 02220, a jusante da ETE.

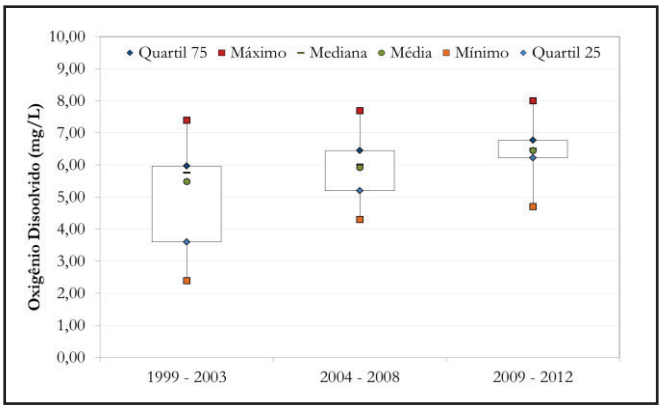


Figura 8 - Boxplotda série histórica (quinquênios) da concentração de oxigênio dissolvido no ponto PIMI 02900

Os resultados da Tabela 1 ajudam a complementar as observações prévias, em que a análise da porcentagem de casos em não-conformidade com os padrões estabelecidos pela legislação indica que 100% dos valores da concentração de oxigênio dissolvido dos pontos no Rio Piracicaba estão abaixo do limite desejável desde o quinquênio 1999-2003. Há uma relativa melhora apenas no último período no ponto a jusante da ETE, com redução para 92% dos valores em não-conformidade. Mesmo assim, esses resultados são piores que os casos para os rios monitorados pela CETESB entre 2005 e 2009, em que o número médio de não-conformidades é de 39% para essa variável (CUNHA et al., 2013). No caso dos pontos PCAB 02192 e PCAB 02220, a concentração média esteve sempre abaixo da média do estado entre 2005 e 2009, que foi de 5,0 mg/L (CUNHA et al., 2013).

Tabela 1 - Porcentagem de casos de não-conformidade das variáveis em relação aos limites da Resolução CONAMA 357/2005. Valores de referência: oxigênio dissolvido (mínimo de 5 mg/L); $DBO_{5,20}$ (máximo de 5 mg/L); coliformes termotolerantes (máximo de 1000 UFC/100 mL). O ponto PIMI 02900 começou a ser monitorado a partir de 2000

Pontos de Monitoramento	Variável	1980-1986	1990-1994	1995-1998	1999-2003	2004-2008	2009-2012
PCAB 02192	Oxigênio Dissolvido	74 *n = 73*	93 *n = 28*	96 *n = 24*	100 *n = 30*	100 *n = 30*	100 *n = 24*
	$DBO_{5,20}$	10 *n = 73*	18 *n = 28*	33 *n = 24*	50 *n = 30*	27 *n = 30*	33 *n = 24*
	Coliformes Termotolerantes	97 *n = 73*	100 *n = 28*	100 *n = 24*	97 *n = 30*	93 *n = 30*	96 *n = 24*
PCAB 02220	Oxigênio Dissolvido	78 *n = 73*	93 *n = 28*	96 *n = 24*	100 *n = 30*	100 *n = 30*	92 *n = 24*
	$DBO_{5,20}$	12 *n = 73*	29 *n = 28*	33 *n = 24*	37 *n = 30*	27 *n = 30*	50 *n = 24*
	Coliformes Termotolerantes	100 *n = 73*	100 *n =28*	100 *n = 24*	100 *n = 30*	97 *n = 30*	100 *n = 23*
PIMI 02900	Oxigênio Dissolvido	*	*	*	19 *n = 16*	13 *n = 30*	4 *n = 24*
	$DBO_{5,20}$	*	*	*	100 *n = 15*	90 *n = 30*	83 *n = 24*
	Coliformes Termotolerantes	*	*	*	100 *n = 9*	100 *n = 24*	96 *n = 24*

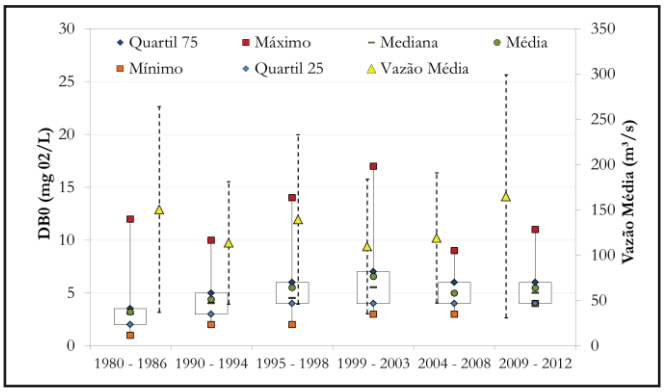


Figura 9 - Boxplot da série histórica (quinquênios) da $DBO_{5,20}$ no ponto PCAB 02192

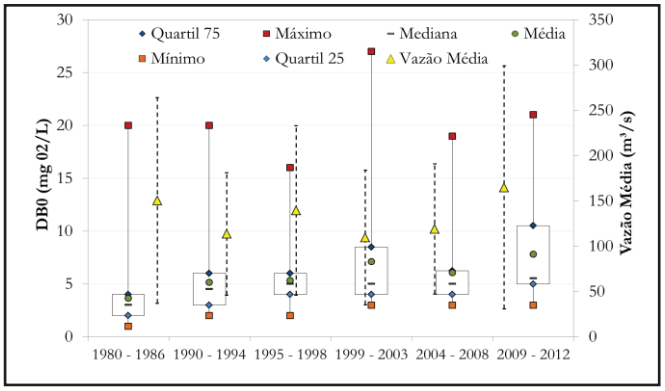


Figura 10 – Boxplot da série histórica (quinquênios) da $DBO_{5,20}$ no ponto PCAB 02220

Ao que diz respeito à $DBO_{5,20}$, tanto a montante (Figura 9) quanto a jusante (Figura 10), ocorreu um aumento contínuo das médias com uma consequente deterioração da qualidade da água no Rio Piracicaba. No Ribeirão Piracicamirim o efeito constatado foi o oposto, ou seja, as médias tenderam a diminuir (Figura 11).

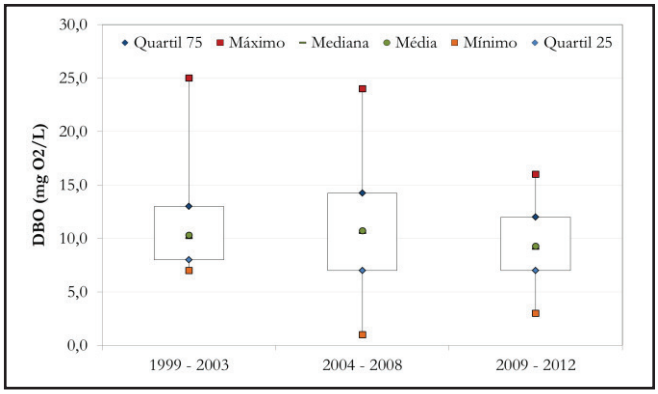


Figura 11 - Boxplotda série histórica (quinquênios) da $DBO_{5,20}$ no ponto PIMI 02900

Apesar da melhora, os valores de $DBO_{5,20}$ continuaram muito elevados, sendo que do quinquênio 1999-2003 até 2009-2012, a porcentagem de valores em não-conformidade reduziu de 100% para 86% no Ribeirão Piracicamirim (Tabela 1). Esta redução é sensível, mas ainda destoante quando esse último valor é comparado com o ponto PCAB 02220: 50% de casos em não-conformidade. Seguindo essa linha de raciocínio, é razoável pressupor que as altas concentrações da $DBO_{5,20}$ no Ribeirão Piracicamirim possam ter influenciado a não observação de algum efeito positivo da ETE sobre o Rio Piracicaba neste parâmetro. Como base de comparação, Cunha et al. (2013) observaram uma média de 21% de não-conformidades para todos

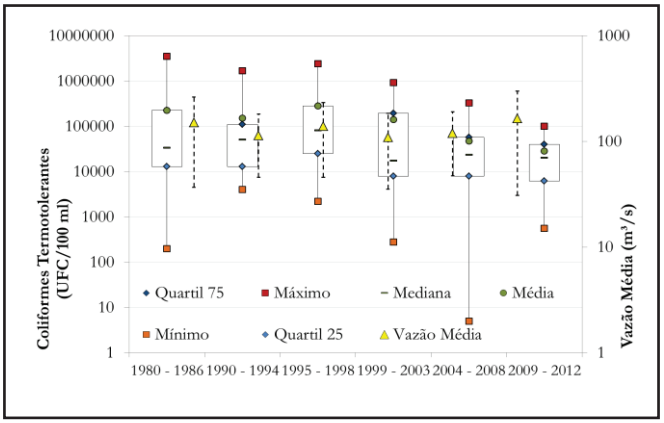


Figura 12 – Boxplot da série histórica (quinquênios) da concentração de coliformes termotolerantes no ponto PCAB 02192

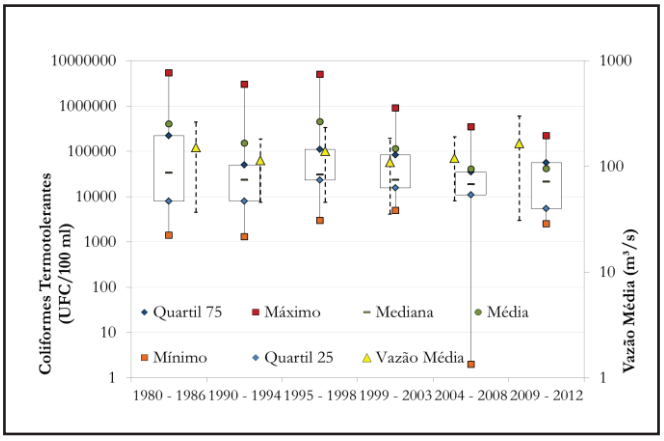


Figura 13 - Boxplot da série histórica (quinquênios) da concentração de coliformes termotolerantes no ponto PCAB 02220

os rios monitorados pela CETESB entre 2005 e 2009, de forma que os três pontos encontram-se muito acima da média. Apesar disso, a média da $DBO_{5,20}$ para estes pontos manteve-se abaixo da média de 9 mg O_2/L, calculada por Cunha et al. (2013) para os todos os rios monitorados no Estado entre 2005 e 2009.

Por fim, a variável coliformes termotolerantes foi a que apresentou o comportamento mais peculiar (Figuras 12, 13 e 14). Não houve grande variação das médias ao longo das séries históricas para todos os pontos de monitoramento, exceto por uma tendência muito leve de melhora na última década, mas que demandaria, seguramente, de monitoramento mais detalhado desta variável (e não apenas o da CETESB), a fim de concluir

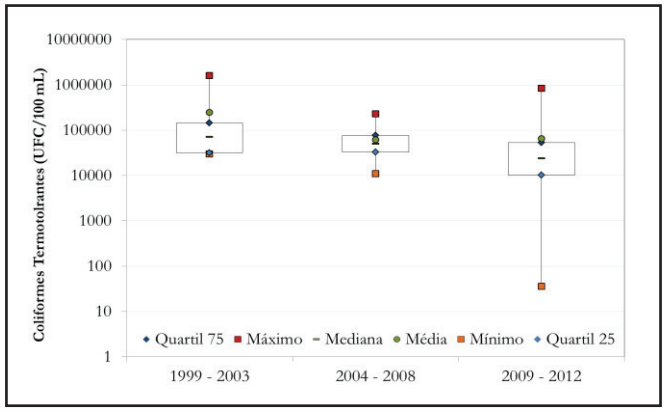


Figura 14 - Boxplot da série histórica (quinquênios) da concentração de coliformes termotolerantesno ponto PIMI 02900

se a mesma está ou não está relacionada com fatores naturais, externos e/ou sazonais.

Ao mesmo tempo, a concentração de coliformes termotolerantes mostrou-se elevada, uma vez que ao longo de todas as séries anuais a porcentagem de casos em não-conformidade sempre foi maior do que 90%, tanto no Rio Piracicaba quanto no Ribeirão Piracicamirim (Tabela 1). Tais resultados sinalizam que a existência de descarte de esgoto doméstico não tratado é uma realidade contínua no espaço e no tempo, requerendo a ação das autoridades responsáveis na bacia hidrográfica.

Apesar de o teste de análise de variância não detectar uma diferença significativa entre as médias quinquenais das variáveis $DBO_{5,20}$ e coliformes termotolerantes (p>0,05), ela permite que se façam duas observações relevantes envolvendo o oxigênio dissolvido e o IQA (Tabela 2). Através do teste de Tukey verificou-se que as médias, para o oxigênio dissolvido, dos períodos de 1980-1986 e 2009-2012, divergiram da média do quinquênio entre 1990-1994, demonstrando uma piora acompanhada de uma melhora. Para o IQA, o período de 1980-1986 divergiu dos quinquênios de 1995-1998 e 1999-2003, mas não dos períodos que compreendem a última década, indicando assim uma recuperação na qualidade.

A tendência de melhora geral na qualidade das águas do Rio Piracicaba e Ribeirão Piracicamirim indica que a ETE tem realizado um papel importante para o saneamento da região. De fato, esse cenário torna-se mais evidente quando examinado concomitantemente ao aumento populacional e ao uso da terra. Todos os municípios localizados a montante da

Tabela 2 - Resultado do teste de análise de variância e da comparação múltipla entre as médias para o ponto PCAB 02220

Variável	Valor-p	Teste de Tukey					
		1980-1986	1990-1994	1995-1998	1999-2003	2004-2008	2009-2012
Oxigênio Dissolvido	0,0008	3,29 ^{a,b,c} $n = 6$	2,10 ^{a,d} $n = 6$	2,70 $n = 6$	2,14 ^{b} $n = 6$	2,42 ^{c} $n = 6$	2,93 ^{d} $n = 6$
$DBO_{5,20}$	0,0639	*	*	*	*	*	*
Coliformes Termotolerantes	0,2015	*	*	*	*	*	*
IQA	0,0035	43,41 ^{e,f} $n = 6$	32,65 ^{e} $n = 6$	36,82 $n = 6$	36,06 ^{f} $n = 6$	36,79 $n = 6$	37,91 $n = 6$

ETE acompanharam o crescimento relativo do Estado de São Paulo e do Brasil (Figura 15), com destaque para os municípios de Rio das Pedras e Saltinho, ambos localizados na sub-bacia do Ribeirão Piracicamirim. Rio das Pedras, por exemplo, teve um crescimento na ordem de 50% num período de apenas 20 anos.

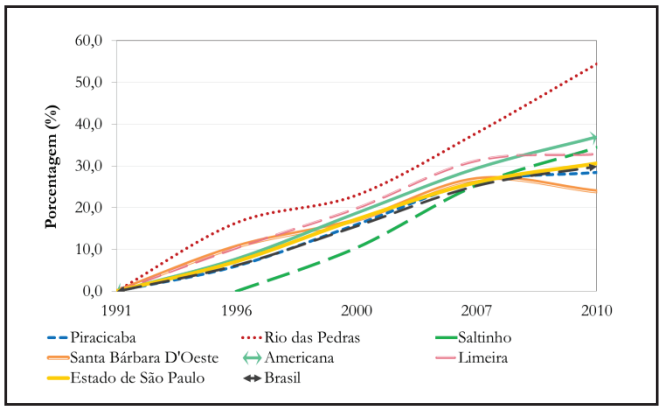


Figura 15 - Crescimento relativo (%) da população dos municípios a montante da ETE Piracicamirim

O crescimento populacional, além de aumentar a demanda por recursos hídricos, também gera um aumento na produção de efluentes domésticos e, como resultado, na degradação da água dos rios que recebem esses efluentes quando não são devidamente tratados. A ETE figura num confronto marcado de um lado por sua capacidade operacional e, de outro, pelo constante crescimento urbano. O produto disso é a manutenção do IQA em índices inferiores aos obtidos na década de 1980. Destarte, a ETE não foi capaz de reverter o quadro de qualidade da água, mas desacelerou a sua degradação. Cunha et al. (2013) reconhecem uma evolução em termos de número de unidades de ETEs no estado entre 2005 e 2009, mas ressaltam que a insuficiência desses sistemas pode ser considerada uma das principais causas do comprometimento dos usos múltiplos dos recursos hídricos no Estado, em que os rios degradam para a Classe 4 de modo praticamente irreversível.

Resultados semelhantes foram obtidos por Saad et al. (2015) em seu trabalho sobre a qualidade das águas do alto curso do Rio Baquirivu-Guaçu (Alto Tietê), concluindo que desde o início da operação da ETE Arujá, em 2004, a degradação da água sofreu uma desaceleração e a qualidade manteve-se constante até pelo menos o ano de 2010. Novamente, esta condição de degradação relaciona-se com um crescimento urbano sem planejamento, por isso a importância de aplicar corretamente os instrumentos políticos a fim de alcançar a universalidade de acesso aos recursos hídricos. Nesta mesma linha, Cunha et al. (2013) sugerem a definição de metas de melhoria com cronograma e estratégias específicas para cada UGRHI. Neste contexto é necessário contemplar a vocação regional da bacia hidrográfica e a dinâmica de interações entre os elementos tensores e agentes decisores (KANDULU et al., 2014). Aliado a isso, deve-se considerar a tendência de urbanização para o adequado planejamento das metas, incluindo a construção de modelos de serviços ecossistêmicos, mesmo que sem a estimativa de valoração ambiental (ENGEL; SCHAEFER, 2013). Ometo et al. (2000) demonstraram que na bacia do Rio Piracicaba, em pontos à montante da nossa área de análise, a urbanização é o principal tensor sobre a qualidade da água e, por consequência, sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, seguida da cultura de cana-de-açúcar e das pastagens. No presente caso, observa-se que a alta taxa de crescimento populacional nas cidades a montante da ETE sinaliza à necessidade de ampliação da capacidade de operação do sistema, além da adoção de medidas técnicas, políticas e educacionais que auxiliem na redução da emissão de efluentes domésticos e melhor enquadramento dos rios (MACEDO et al., 2011; SOUZA et al., 2012; GOMES; SIMÕES, 2014; SOUZA et al., 2014). Dentre elas, está a recuperação das matas ciliares e de fragmentos florestais, que contribuem significativamente para a manutenção das condições da água em patamares mais elevados de qualidade (GYAWALI et al., 2013; PINHEIRO et al., 2014a, b; ZUCCO et al., 2014). Outra ação recomendável especificamente para a ETE do Rio Piracicamirim é a sua adequação para remoção de nutrientes dos efluentes, tal como sugerido por Daniel et al. (2002). Caso o planejamento integrado e sua execução não sejam executados, a tendência é de piora dos casos de não-conformidades das variáveis da qualidade da água, uma vez que as cargas não removidas pelos sistemas de tratamento contribuem para a ampliação da degradação dos recursos hídricos (CUNHA et al., 2013).

CONCLUSÃO

A metodologia utilizada nesse trabalho expôs a conveniência de se incorporar diferentes ferramentas estatísticas para a análise de séries históricas de indicadores de qualidade da água. Ressalta-se que as variáveis monitoradas pela CETESB exigem um estudo integrado, considerando o contexto espacial e temporal, para se gerar uma visão robusta dos impactos ocasionados na qualidade dos recursos hídricos e, por conseguinte, ser capaz de orientar adequadamente os tomadores de decisão.

Os resultados obtidos indicam que houve uma redução significativa na qualidade das águas da bacia do Rio Piracicaba entre o final da década de 1980 e início da década de 1990. Não restam dúvidas de que a degradação seria menos intensa se os aparatos legais e institucionais fossem aplicados eficientemente face ao crescimento urbano durante o período. Diante da crise hídrica instaurada no Estado de São Paulo, torna-se necessário a aplicação de recursos para se atingir um cenário de qualidade desejado, i.e., onde as variáveis e os corpos d'água estejam de acordo com os padrões estabelecidos para cada classe de uso. Todavia, adverte-se que a aplicação de recursos deve ser feita com planejamento adequado, considerando a variabilidade da oferta e demanda pelos recursos hídricos.

A estação de tratamento de esgoto Piracicamirim, a qual iniciou suas atividades no final do primeiro semestre de 1998, auxiliou a manter a qualidade da água (IQA) aproximadamente constante a partir da década de 2000, ainda que os valores da $DBO_{5,20}$ tenham aumentado no Rio Piracicaba e o índice não tenha retomado aos valores alcançados na década de 1980.

AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos aos revisores anônimos, que contribuíram para a melhora da qualidade deste artigo.

REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional de Águas (Ministério do Meio Ambiente). *Banco de Dados: Hidroweb.* Disponível em: http://hidroweb.ana.gov.br/.Acessado em: 14 de setembro de 2013.

ANA – Agência Nacional de Águas (Ministério do Meio Ambiente). *PRODES: programa despoluição de bacias hidrográficas.* Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/a-n-a.pdf. Acessado em 05 de janeiro de 2015.

BALLESTER, M. V.; MARTINELLI, L. A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M.; CAMARGO, P. B. Effects of increasing organic matter loading on the dissolved O_2, free dissolved CO_2 and respiration rates in the Piracicaba river basin, southeast Brazil. *Water Research*, v. 33, n. 9, p. 2119-2129, 1999.

BRASIL. Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. *Diário Oficial da União,* 9 de janeiro de 1997.

BRASIL. *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. *Diário Oficial da União,* 18 de março de 2005.

CAMOLESE, J. E; LEME, H. M. P; MERLI, G. L. ETE - Piracicamirim – proposta alternativa para tratamento de esgoto de 100.000 habitantes (licitação, construção e operação). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20. 1999, Rio de Janeiro. *Anais*... Rio de Janeiro: ABES; 1999, p.710-718.

CAMPOS, M.V.C.V.; RIBEIRO, M.M.R.; VIEIRA, Z.M.C.L. A Gestão de Recursos Hídricos Subsidiada pelo Uso de Indicadores de Sustentabilidade. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 2, p. 209-222, 2014.

CBHPCJ – Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Conselho Estadual de Recursos Hídricos). *Situação dos Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí UGRHI 5*. Piracicaba, 2002. Relatório zero

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Secretaria do Meio Ambiente) *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. São Paulo,* 1981-2013.

COMITEPCJ – Comitês PCJ (Conselho Nacional de Recursos Hídricos). *Relatório da Situação dos Recursos Hídricos* 2011: ano base 2010. Piracicaba, 2011.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C.; MENEGON JR., N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental,* v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

DANIEL, M.H.B.; MONTEBELO, A.A.; BERNARDES, M.C.; OMETO, J.P.H.B.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. Effects of urban sewageon dissolved oxygen, dissolved in organic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River basin. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 136, p. 189-206, 2002.

ENDERLEIN, U.S.; ENDERLEIN, R.E.; WILLIAMS, W.P. Water quality requirements. In: HELMER, R.; HESPANHOL, I. (eds.) *Water Pollution Control*: a guide to the use of water quality management principles. Londres: E. & F. Spon. 1997, 526p.

ENGEL, S.; SCHAEFER, M. Ecosystem services: a useful concept for addressing water challenges? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 5, n. 6, p. 696-807, 2013.

FREIRE, A.P.; CASTRO, E.C. Análise da Correlação do uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos,* v. 19, n. 1, p. 41-49, 2014.

GOMES, F.C.; SIMÕES, S.J.C. Simulação de Modelagem Qualitativa para Avaliação Preliminar da Qualidade da Água na Bacia do Ribeirão das Perdizes em Campos do Jordão/SP, como Subsídio ao Enquadramento. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos,* v. 19, n. 3, p. 309-326, 2014.

GYAWALI, S.; TECHATO, K.; YUANGYAI, C.; MUSIKAVONG, C. Assessment of Relationship between Land uses of Riparian Zone and Water Quality of River for Sustainable Development of River Basin, A Case Study of U-Tapao River Basin, Thailand. *Procedia Environmental Sciences*, v. 17, p. 291-297, 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Banco de Dados: cidades. Disponível em: (http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php, acessado em: 14 de setembro de 2013).

KANDULU, J.M.; CONNOR, J.D.; MACDONALD, D.H. Ecosystem services in urban water investment. *Journal of Environmental Management*, v. 145, p.43-53, 2014.

LANNA, A.E. Gestão dos Recursos Hídricos. In: TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação.* 4 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH; 2012, p.727-768.

MACEDO, D.R.; CALLISTO, M.; MAGALHÃES-JR., A.P. Restauração de Cursos d'água em Áreas Urbanizadas: Perspectivas para a Realidade Brasileira. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 3, p. 127-139, 2011.

OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Fresh water Biology*, v. 40, n. 2, p. 327-337, 2000.

PINHEIRO, A.; PIAZZA, G.A.; ALVES, T.C.; AGUIDA, L.M.; KAUFMANN, V.; GOTARDO, R. Qualidade das Águas de uma Bacia Protegida por Floresta Ombrófila Densa. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 1, p. 101-117, 2014a.

PINHEIRO, A.; SCHOEN, C.; SCHULTZ, J.; HEINZ, K.G.H.; PINHEIRO, I.G.; DESCHAMPS, F.C. Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos,* v. 19, n. 3, p.127-139, 2014b.

SAAD, A.R.; MARTINEZ, S.S.; GOULART, M.E.; SEMENSATTO, D.; VARGAS, R.R.; ANDRADE, M.R.M. Efeitos do uso do solo e da implantação da estação de tratamento de esgoto sobre a qualidade das águas do rio Baquirivu-Guaçu, região metropolitana de São Paulo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n. 1, p. 147-156, 2015.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R.M.; FOLEGATTI, M.V.; ORELLANA-GONZÁLEZ, A.M.G. Situação dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí utilizando modelo desenvolvido em dinâmica de sistemas. *Engenharia Agrícola,* v. 29, n.4, p.578-590, 2009.

SÃO PAULO. Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento. Departamento de Águas e Energia Elétrica. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos: seu Programa de Investimentos e a Regulamentação da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos, do Estado de São Paulo. 2005, 146p.

SOMLYÓDY, L. Water quality management: Can we improve integration to face future problems? *Integrated Water Resources Management*, v. 31, n. 8, p. 249-259, 1995.

SOUZA, C.F.; CRUZ, M.A.S.; TUCCI, C.E.M. Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e Tecnologias Verdes para a Sustentabilidade das Águas Urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 2, p. 9-18, 2012.

SOUZA, J.C.; REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. Subsídios para o Enquadramento dos Cursos de Água da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim Considerando Aportes de Esgotos Sanitários. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos,* v. 19, n. 1, p. 255-270, 2014.

TUCCI, C.E.M. Urbanização e Recursos Hídricos. In: BICUDO, C.E.M; TUNDISI, J.G; SCHEUENSTUHL, M.C.B. *Águas do Brasil: análises estratégicas*. São Paulo: Instituto de Botânica; 2010, p.111-128.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

ZHOU, T.; WU, J.; PENG, S. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators,* v. 23, p. 166-175, 2012.

ZUCCO, E.; PINHEIRO, A.; SOARES, P.A. Influência do Uso do Solo no Transporte de Cargas Anuais de Poluentes em uma Bacia Agrícola. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 2, p. 19-28, 2014.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 639 - 646

Antibióticos veterinários e hormônios em águas em área de aplicação de dejetos da suinocultura

Veterinary antibiotics and hormones in water from areas given applications of pig slurry

Adilson Pinheiro[1], Thiago Caique Alves[2], Vander Kaufmann[3], Marcos Rivail da Silva[4] e Nilza Maria dos Reis Castro[5]

[1,2,3,4] Fundação Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC, Brasil
pinheiro@furb.br; thiago.caique@gmail.com; ambitec.amb@gmail.com; rivail@furb.br

[5]Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil
nilza@iph.ufrgs.br

Recebido: 24/10/14 - Revisado: 19/01/15 - Aceito: 27/03/15

RESUMO

A aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo pode provocar degradação ambiental, gerando riscos à saúde humana e animal. Hormônios e antibióticos podem estar presentes nos dejetos aplicados, e quando em contato com seres humanos podem perturbar o sistema endócrino, que consiste na síntese, transporte e produção hormonal. Assim, este trabalho tem por objetivo avaliar o transporte destas espécies químicas pelas águas de escoamento superficial e de drenagem no perfil do solo, a partir de dois lisímetros, com sistemas de plantio diferentes, sob aplicação de dejeto líquido de suínos. Para isso, os escoamentos de água foram gerados a partir de chuva simulada com elevada intensidade. As concentrações dos hormônios estrona, estradiol e 17a-etinilestradiol e os antibióticos veterinários toltrazuril, sulfadimidina, doxiciclina, clortetraciclina, tetraciclina e oxitetraciclina foram determinadas com Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência e observou-se apenas 3 ocorrências com concentração acima do limite de detecção, sendo uma de escoamento superficial e duas na drenagem. Foram detectadas ocorrências de hormônios e antibióticos tanto no escoamento superficial quanto no de drenagem abaixo do limite de quantificação. Os resultados não permitiram evidenciar a influencia do sistema de plantio no transporte destas moléculas no solo.

Palavras Chave: *Resíduos de suínos. Transporte de poluentes. Qualidade da água*

ABSTRACT

The application of pig slurry to soil can lead to environmental degradation, generating risks to human and animal health. Hormones and antibiotics may be present in slurries which may alter the human endocrine system and the synthesis, transport and production of hormones. The present work evaluates the transport of such chemical compounds in surface runoff and water draining through soil, by means of two lysimeters with different soil tillage, that also receive applications of pig slurry. Flows of water were generated using simulated rainfall at high intensity. Concentrations of the hormones estrone, estradiol and 17a-ethynilestradiol, and of the veterinary antibiotics toltrazuril, sulfadimidine, doxycycline, chlortetracycline, tetracycline and oxytetracycline were measured by high-efficiency liquid chromatography. Only three occurrences were observed in which concentrations were above the limit of detection, one in surface runoff and two in soil drainage. Many concentrations of hormones and antibiotics in both surface runoff and soil drainage occurred which were below the limit of quantification. The occurences of hormones and antibiotics were detected in both runoff as the drain below the quantification limit. The results do not show the influence of tillage systems in the transport of these molecules in the soil.

Keywords: *Pig slurry. Pollutant transport. Water quality*

INTRODUÇÃO

A ocorrência de hormônios e antibióticos no meio ambiente tem gerado grande preocupação devido aos riscos de degradação da saúde pública e ambiental que eles podem gerar (BILA; DEZOTTI, 2007; BOXALL, 2004). Também conhecidos como disruptores endócrinos, muitos estudos relatam a presença desta classe de substâncias em diferentes matrizes ambientais (DIAZ-CRUZ; LOPEZ DE ALDA; BARCELÓ, 2003; GLASSMEYER et al., 2005; MCARDELL et al., 2003; MADUREIRA et al., 2010).

Porém, tem se dado atenção as áreas agrícolas, as quais são consideradas fontes de poluição de origem difusa (GHISELLI; JARDIM, 2007). Os dejetos líquidos gerados na criação de animais confinados são aplicados no solo, visando à reciclagem de nutrientes. No entanto, outras espécies químicas presentes provocam problemas ambientais, como resistência bacteriana (OHLSEN et al., 2003) e perturbações na biossíntese (PACÁKOVÁ et al., 2009).

O transporte de antibióticos e hormônios no solo pode ocorrer pelo escoamento superficial ou pela lixiviação, gerados após eventos de chuvas intensas. A magnitude dos efeitos desses eventos climáticos depende dos atributos físico-químicos do solo juntamente com o manejo agrícola desenvolvido pelos produtores (KAUFMANN et al., 2014).

A simulação experimental da precipitação tem sido utilizada na literatura para avaliar a mobilidade de moléculas no perfil do solo (QUEIROZ et al., 2011), mostrando que o transporte das substâncias pode ser influenciada pelas características dos analitos e do meio analisado. Kim et al. (2010) investigaram o transporte de sete antibióticos veterinários na água e sedimentos provenientes de escoamento superficial após eventos de precipitação simulados, e observaram a ocorrência de hormônios e antibióticos em amostras líquidas e no sedimento.

No Brasil, poucos estudos têm sido desenvolvidos a fim de quantificar hormônios e antibióticos veterinários após eventos de precipitações intensas em áreas agrícolas. Neste sentido, este estudo teve por objetivo determinar as ocorrências e as concentrações destas espécies químicas no escoamento superficial e de drenagem de água em lisímetros, nos quais foi realizada aplicação de dejetos líquido de suínos.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido na região noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, na bacia hidrográfica do Rio Potiribu (Figura 1), que vem sendo monitorada desde 1989, pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

As precipitações médias anuais desta região são da ordem de 1826 mm, sendo bem distribuídas ao longo dos meses, sem a identificação de períodos de estiagem (CHEVALLIER; CASTRO, 1991). A temperatura média anual varia entre 18 e 19°C, e apresenta o mês de julho como o mais frio, variando entre 13 e 14°C. O oposto acontece em janeiro, quando a temperatura chega a 24°C. O solo do local é classificado como Latossolo

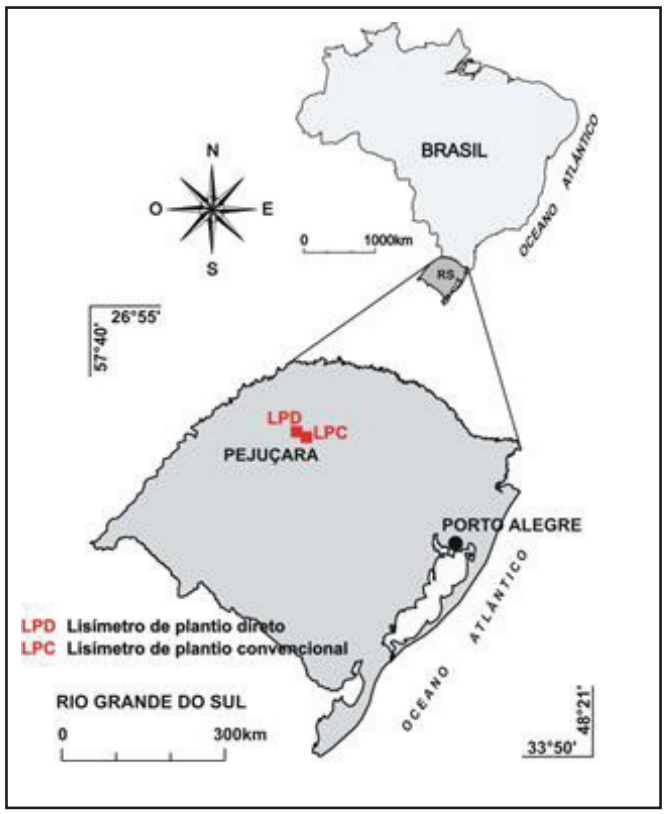


Figura 1. Localização da área experimental e dos lisímetros Plantio Direto (LPD) e Plantio Convencional (LPC)

Vermelho distroférrico, com fração de argila da ordem de 54% e teor de matéria orgânica na camada superficial superior a 3,7%.

Foram utilizados 2 lisímetros volumétricos, construídos de acordo com a metodologia descrita por Oliveira, Castro e Goldenfum (2010), a partir de chapas de acrílico de 1,0 m^2 e base de 1,0 m e contendo amostras de solo indeformado. Estes lisímetros volumétricos de drenagem permitem a coleta das águas de escoamento superficial e de drenagem. Em um dos lisímetro foi desenvolvido o sistema de plantio direto (PD) e, no outro, plantio convencional (PC).

Os ensaios de precipitações foram realizados a partir de um simulador de chuvas semelhantes ao descrito por Meyer e Harmon (1979). A altura utilizada no simulador foi de 2,65 m. Os ensaios foram feitos com duração média de 75 minutos, sendo que a cada 10 minutos foram realizadas as coletas de amostras de água do escoamento superficial e de drenagem.

O experimento compreendeu quatro ensaios de precipitação, sendo 2 deles no outono, e 2 no inverno. A superfície do solo dos lisímetros estava coberta com aveia preta, resteva de aveia, solo descoberto e aveia preta, respectivamente a cada ensaio. Cerca de 12 horas antes da realização dos ensaios de simulação de chuva, dejetos líquidos da suinocultura foram aplicados, em doses de 50 ton ha^{-1}. Esta dosagem é recomendada pela Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina através da Instrução Normativa no 11 de 2009. O dejeto líquido suíno foi coletado na saída da lagoa facultativa de um sistema de tratamento (Esterqueira). O sistema apresenta tempo de detenção hidráulica de 120 dias.

As precipitações foram aferidas com um recipiente

de alumínio, posicionado sobre o lisímetro, no final de cada ensaio. Para isso, coletou-se a água proveniente da simulação durante 5 minutos. O recipiente possui formato quadrado, com 1,21 m^3 e espessura da parede de 0,001 m, e através do volume coletado, aferia-se a precipitação simulada. As vazões de escoamento superficial e de drenagem foram observadas através de volumetria. Os volumes escoados foram coletados com recipientes de polietileno de 920 mL. O tempo de coleta, para cada amostra foi cronometrado. As coletas para aferição de vazão foram realizadas em intervalos de 5 min.

Amostras de água dos escoamentos superficiais e de drenagem foram coletadas em frascos de polietileno de 300 mL, condicionadas em caixas de isolamento térmico refrigeradas, transportadas ao laboratório e imediatamente analisadas por Cromatografia Líquido de Alta Eficiência acoplado com detector de Diodo Array (CLAE/DAD), Dionex® Ultimate 3000, conectado a uma coluna C18 Acclain 120Å (5 µm, 4,6 x 150 mm). Os cromatogramas foram interpretados pelo software Chromaleon® versão 6.80.

O limite de quantificação (LQ) foi determinado a partir da média, desvio padrão e coeficiente angular da curva de calibração, multiplicado por 10, e o limite de detecção (LD) foi determinado igualmente, porém multiplicado por 3,14 conforme recomendado por Kowalski et al. (2003). O LD indica a ocorrência para o analito e, a condição < LD indica que ocorre uma resposta cromatográfica que não assegura o seu resultado, porém caracteriza uma possibilidade de ocorrência. A condição ≥ LQ indica que a concentração do analito é quantificável, enquanto que < LQ indica que o analito foi detectado, mas a quantificação da sua concentração não é assegurada com precisão.

Os procedimentos analíticos empregados para as espécies químicas são os descritos a seguir.

- Análise de hormônios e toltrazuril: As condições analíticas para a determinação de hormônios e toltrazuril, foram realizadas a partir de Verbinnen, Nunes e Vieira (2010). Os eluentes utilizados foram acetonitrila e água, numa proporção de 54:46, com fluxo de 1 mL min^{-1}, o tempo de análise foi de 20 minutos e o comprimento de onda para os hormônios foi de 280 nm, e para o toltrazuril foi de 244 nm.

- Análise de tetraciclinas: Seguiu-se o método Dionex #76, Tetracyclines in Pork (DIONEX, 2010). As tetraciclinas, foram determinadas, utilizando acetonitrila e ácido fosfórico (0,15%, pH 2,15), na proporção de 10:90, fluxo de 1 mL min^{-1}, seguindo para 45% acetonitrila e 55% ácido fosfórico e fluxo de 1,2 mL min^{-1} em 14 minutos.

- Análise de sulfadimidina: Foi realizada de acordo com Santos, Pizzolato e Cunha (2007), utilizando acetonitrila e água na proporção de 30:70 e fluxo de 0,250 mL min^{-1}. A análise de sulfadimidina apresentou tempo de 18 minutos, e o comprimento de onda para a sulfadimidina foi de 270 nm.

Os padrões utilizados foram: estrona (99%), estradiol (98%), 17α-etinilestradiol (98%), clortetraciclina (87%), doxiciclina (98%), oxitetraciclina (99%), sulfadimidina (99%), tetraciclina (88%), toltrazuril (99,7%), obtidos da Sigma-Aldrich®. Os reagentes usados foram Acetonitrila (UV-IR-HPLC-isocratic, Panreac), Ácido Fósforico (H3PO4) (P.A, Dinâmica).

Todas as soluções e solução-padrão foram preparadas com água ultrapura (Direct-Q® 3 UV, Millipore) de resistividade 18,2 MΩ cm (a 25 °C).

Na análise dos cromatogramas dos padrões na concentração de 15 ng L^{-1} dos antibióticos, ciclinas e sulfadimidina e hormônios, observou-se adequada separação do sinal cromatográfico das substâncias analisadas (Figura 2). A partir destes sinais foram elaboradas as curvas analíticas de calibração para cada substância, utilizando-se concentrações dos padrões em diferentes valores nas amostras.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A performance de procedimentos analíticos cromatográficos é avaliada por fatores, como a linearidade, sensibilidade, limites de detecção e de quantificação. As quantificações de amostras são realizadas através de uma regressão linear obtida a partir da análise de diferentes padrões. Os limites de detecção e de quantificação indicam a sensibilidade com a qual a metodologia é capaz de detectar hormônios e antibióticos em matrizes ambientais complexas (GROS; RODRIGUEZ-MOZAZ; BARCELÓ, 2013).

Os coeficientes de determinação de Pearson obtidos com modelo de regressão linear para cada curva de calibração do analito alvo foram superiores a 0,984, indicando adequada representação dos métodos analíticos utilizados. Em metodologias utilizando detecções mais apuradas notam-se coeficientes semelhantes aos obtidos neste trabalho (MARTINEZ et al., 2013) Ao realizar a mesma comparação, com os parâmetros limites de detecção e de quantificação (Tabela 1), observou-se sensibilidade equivalente a outros trabalhos, capacitando a metodologia para quantificação de amostras ambientais complexas nas quais há ocorrência de hormônios e antibióticos em faixas de concentração de ng.L^{-1} a µg.L^{-1} (DE ALDA; BARCELÓ, 2000; GROS; RODRIGUEZ-MOZAZ; BARCELÓ, 2013).

Tabela 1 - Limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) dos analitos

Analitos	LD (ng.L^{-1})	LQ (ng.L^{-1})
E1	36,5	121,7
E2	28,4	94,8
EE2	18,4	61,2
TTL	8,7	28,9
SDM	9,7	32,2
CTC	3,3	11,1
DC	5,9	19,9
OTC	1,8	6,1
TC	1,8	6,1

E1 – Estrona; E2 – Estradiol; EE2 - 17α-etinilestradiol; TTL – Toltrazuril; SDM – Sulfadimidina; CTC - Clortetracilcina; DC – Doxiciclina; OTC – Oxitetraciclina; TC – Tetraciclina.

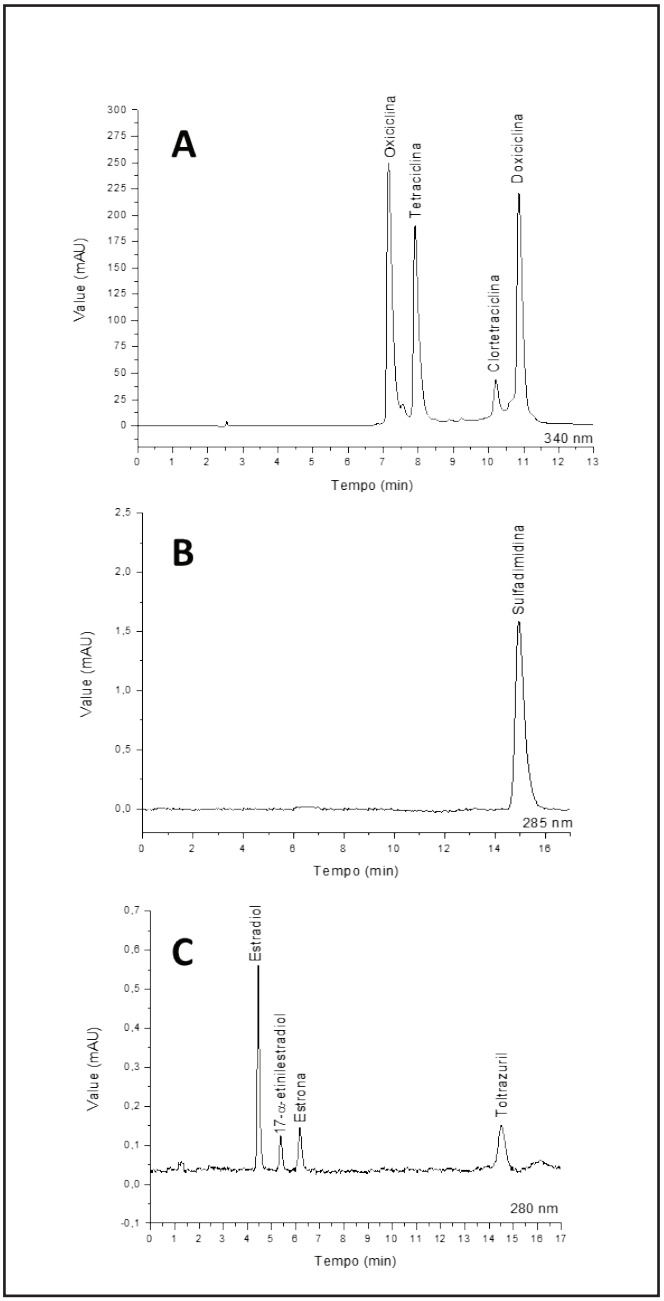


Figura 2 - Cromatogramas dos antibióticos (A), sulfadimidina (B) e hormônios (C)

As intensidades das precipitações simuladas variaram entre 51,32 e 84,30 mm h^{-1}. Estas intensidades de precipitação representam eventos pluviosos na região, com período de retorno superior a 100 anos (SAMPAIO, 2011). Foi projetada a realização de ensaios com intensidades constantes, no entanto, variações ocorreram devido a diferentes fatores, difíceis de serem controlados, como variação da corrente elétrica e ventos durante os ensaios de simulação. Em três simulações não foram gerados escoamentos superficiais, sendo dois no lisímetro com plantio convencional e um no lisímetro com plantio direto, conforme é apresentado na figura 3.

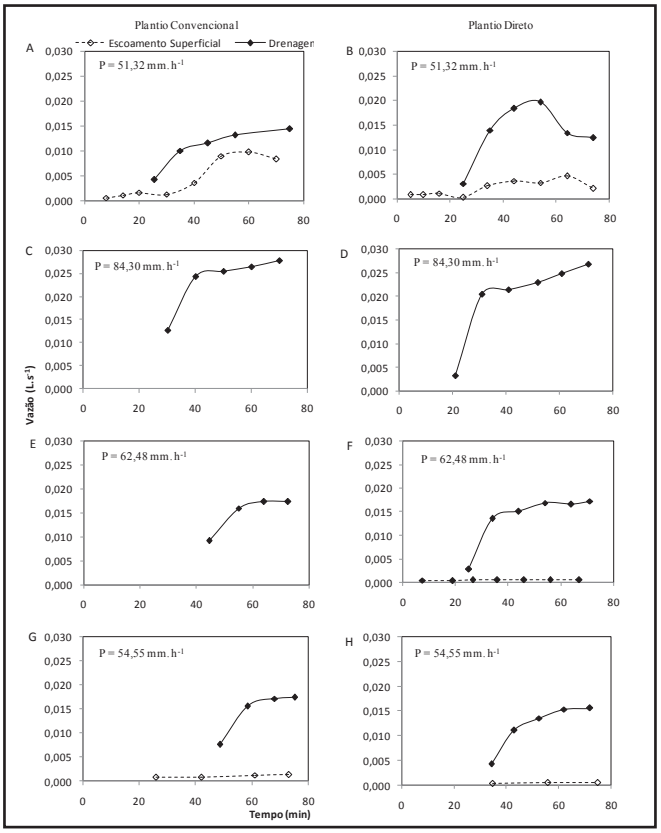


Figura 3 - Vazão do escoamento superficial e de drenagem nos ensaios de simulação de chuva: 1° ensaio (A e B), 2° ensaio (C e D), 3° ensaio (E e F) e 4° ensaio (G e H)

A geração do escoamento superficial é controlada por vários fatores físicos do solo, como topografia e propriedades da superfície do solo e dos processos dinâmicos ou funcionais, como a capacidade de água para mover-se através da superfície do solo (ARMAND et al., 2009). A rugosidade superficial e a presença de plantas e resíduos na superfície do solo também oferecem resistência hidráulica ao escoamento (APPELS; BOGAART; VAN DER ZEE, 2011) e dessa maneira quanto maior o tempo de empoçamento maior será a chance da água empoçada infiltrar e com isso é retardado o tempo de início e o volume escoado superficialmente.

As vazões do escoamento de drenagem foram superiores aquelas do escoamento superficial. A vazão máxima do escoamento superficial ocorreu no lisímetro com plantio convencional, com intensidade de precipitação de 51,32 mm h^{-1}, com cultivo de aveia preta, cujo valor foi de 0,0098 L s^{-1}. Para o escoamento de drenagem, a vazão máxima foi registrada no lisímetro com plantio convencional, na segunda série de ensaios, cujo valor foi de 0,0278 L s^{-1}. Nesta simulação, também ocorreu à vazão máxima no lisímetro com plantio direto, com valor de 0,0269 L s^{-1}. Estes resultados corroboram aqueles obtidos por Kaufmann et al. (2014). Eles demonstraram que a mobilização do solo influencia na geração dos escoamentos superficial e de drenagem.

Na segunda série de ensaio, a intensidade de precipitação foi a mais elevada, com o valor de 84,30 mm h^{-1}. Neste ensaio, a superfície do solo continha resíduos culturais da aveia preta.

Igualmente, não houve geração de escoamento superficial no lisímetro com plantio convencional, que apresentava solo nu, na terceira série de ensaios. Nesta simulação, a vazão máxima do escoamento superficial no lisímetro com plantio direto foi de 0,00056 L s^{-1}.

No escoamento superficial, apenas a sulfadiminina foi quantificada, com concentração de 65,5 ng L^{-1}, no terceiro ensaio efetuado no lisímetro com plantio direto, 26,5 min após o inicio da simulação de chuva (Tabela 2). No escoamento de drenagem também somente foram quantificadas concentrações em duas amostras, sendo uma no sistema de plantio convencional, do terceiro ensaio e, outra no sistema de plantio direto do segundo ensaio. Nos quatro ensaios foram coletadas 177 amostras de água do escoamento superficial e 261 amostras no escoamento de drenagem, nas quais foram determinadas as concentrações de hormônios e de antibióticos. Assim, constatou-se que a frequência de quantificação de hormônios e antibióticos no escoamento superficial foi baixa. Estes resultados podem ser comparados com aqueles obtidos ensaios de simulação de chuvas por Kim et al. (2011). Eles detectaram a tetraciclina, encontrada cinco vezes, no intervalo de tempo entre 5 e 25 min., com concentração compreendidas 0,12 a 0,01 μg L^{-1}. Para clortetracilcina, o intervalo de tempo de detecção foi de 5 a 45 min., com concentração compreendida entre 0,09 e 0,01 μg L^{-1} e a sulfadimidina foi determinada no intervalo de 60 min., com concentração no intervalo de 3,45 a 0,17 μg L^{-1}. Gotardo et al. (2014) e Oliveira, Pinheiro e Veiga (2015) também obtiveram baixa frequência de detecção e quantificação de hormônios e de antibióticos em amostras de solução do solo que teve a aplicação de dejetos líquidos suínos.

No entanto, observa-se que, em geral, foram obtidas respostas cromatográficas, indicando a possibilidade de ocorrência do analito (Tabela 3). O toltrazuril apresentou o maior número de respostas cromatográficas, sendo 17 nas amostras de água do escoamento superficial e 14 no escoamento de drenagem.

No primeiro ensaio, respostas cromatográficas do toltrazuril foram obtidas em 29 amostras, 14 vezes no plantio direto e outras 15 vezes no plantio convencional. Os hormônios estrona e 17α-etinilestradiol foram detectadas 2 e 1 vezes respectivamente. A sulfadimidina também só apresentou resposta cromatográfica uma única vez, no primeiro ensaio. As outras moléculas não apresentaram respostas cromatográficas. Na segunda série de ensaios, obteve-se resposta cromatográfica para todos os analitos, nos dois lisímetros, sendo que o toltrazuril apresentou resposta em apenas uma coleta, sendo a mesma no plantio direto. Os antibióticos apresentaram número elevado de sinais cromatográficos nas coletas de plantio convencional, clortetraciclina (5), doxiciclina (4), oxitetraciclina (3), tetraciclina (3), sulfadimidina (3), já os hormônios estrona (4), 17β-estradiol (1) e 17α-etinilestradiol (1). No plantio direto, a tetraciclina foi à

Tabela 2 - Analitos encontrados nas amostras de águas de escoamento superficiais e de drenagem nos lisímetros da bacia do Potiribu

Analito	n	n.d.	< LD	< LQ[1]	≥ LQ[1]
Escoamento Superficial					
Estrona	38	38			
Estradiol	38	36	2		
17α-etinilestradiol	38	36	1	(32,1; PD (3); 26,5 min)	
Toltrazuril	38	21	17		
Sulfadimidina	38	35	2		(65,6; PD (3); 26,5 min)
Clortetracilcina	38	34	4		
Doxiciclina	38	34	4		
Oxitetraciclina	38	31	7		
Tetraciclina	38	34	4		
Escoamento de drenagem					
Estrona	48	43	4		(733,6; PC (3); 64 min)
Estradiol	48	46	2		
17α-etinilestradiol	48	38	8	(25,3; PD (3); 25 min)	(235,4; PD (2); 31 min)
Toltrazuril	48	34	14		
Sulfadimidina	48	46	2		
Clortetracilcina	48	46	2		
Doxiciclina	48	44	4		
Oxitetraciclina	48	46	2		
Tetraciclina	48	44	4		

1 entre parênteses está indicada a concentração em ng L^{-1}, o lisímetro no qual ocorreu (PD = plantio direto; PC = plantio convencional), a ordem do ensaio e o instante de tempo da coleta da amostra; n é o número de amostras, nd indicada que não foi detectada, LD é o limite de detecção e LQ é o limite de quantificação.

Tabela 3. Número de amostras com respostas comatográficas abaixo do limite de detecção

Analito	Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		Ensaio 4	
	PD	PC	PD	PC	PD	PC	PD	PC
Estrona		2		4				
Estradiol				1				3
17α-etinilestradiol		1		1	2	2	3	
Toltrazuril	14	15	1				1	
Sulfadimidina		1		3				
Clortetraciclina			1	5				
Doxiciclina			4	4				
Oxitetraciclina			1	3	4			
Tetraciclina			5	3				

PC – Plantio Convencional; PD – Plantio Direto

molécula que mais vezes apresentou resposta, tendo aparecido em cinco amostras, seguida da doxiciclina de quatro amostras.

Dois aspectos devem ser considerados em relação a estes resultados. Primeiro, no período de realização do segundo ensaio, os lisímetros continham resteva de aveia. Isto poderia indicar que os resíduos deixados sobre o solo promoveram a retenção dos antibióticos veterinários e dos hormônios, de modo que eles não foram disponibilizados para transporte pelos escoamentos superficial e de drenagem. Segundo, o toltrazuril que tinha apresentado inúmeras respostas cromatográficas no ensaio anterior, neste não foi detectado no lisimetro com plantio convencional e apenas uma vez no plantio direto. Isto pode indicar que a composição do resíduo varia ao longo do tempo. A presença nos antibióticos veterinários e hormônios não foram determinados antes da aplicação dos resíduos no solo.

No terceiro e no quarto ensaio de simulação de chuva poucos analitos foram encontrados, sendo observadas as presenças do hormônio 17α-etinilestradiol, duas vezes no plantio direto e convencional, e do antibiótico oxitetraciclina, quatro vezes no plantio direto. No último ensaio também poucos analitos apresentaram algum sinal cromatográfico, sendo eles, o toltrazuril apresentando um único sinal cromatográfico no plantio direto, e os hormônios 17β-estradiol com três respostas cromatográficas, no plantio convencional e 17α-etinilestradiol também com três respostas, mas no lisímetro de plantio direto.

A frequência de ocorrência de concentrações detectáveis, quantificáveis ou com sinal cromatográfico obtida neste estudo mostra que os solos ou a ocorrência de chuvas intensas imediatamente após a aplicação de dejetos líquidos da suinocultura interferem na magnitude dos impactos gerados ao meio ambiente. Pinheiro et al. (2013) determinaram as concentrações dos mesmos analitos em águas de escoamento superficial e de drenagem em um Cambissolo, submetido a chuvas naturais. A frequência de detecção e as concentrações detectáveis e quantificáveis foram significativamente mais elevadas. As concentrações variaram entre 4.6 e 1350.8 ng L^{-1}.

O Latossolo apresenta textura muito argilosa, com características morfológicas, físicas e químicas bastante homogêneas e, elevado teor de matéria orgânica na camada superficial. O Cambissolo apresenta textura argilosa. No local onde o experimento foi realizado com chuva natural, a composição granulométrica apresenta fração de argila de cerca de 44% e teor de matéria orgânica na camada superficial da ordem de 2,4%. No estudo Latossolo com chuvas simuladas, os analitos analisados podem ter sido retidos pela matéria orgânica contida nos dejetos líquidos da suinocultura. Eles podem ser liberados, a partir da degradação da matéria orgânica, sendo disponibilizados para transporte pelo escoamento superficial e de drenagem ao longo do tempo, conforme foi determinado pelo Pinheiro et al. (2013), mas com cinética de transformação mais lenta.

As respostas cromatográficas foram transformadas em valores numéricos, a partir da curva analítica de calibração de modo a potencializar a comparação entre os lisímetros e escoamentos (Figura 4). As maiores ocorrências encontradas foram dos hormôniosestrona no sistema de plantio convencional, seguida pela ocorrência de 17α-etinilestradiol no sistema de plantio. Estes dois hormônios apresentam coeficientes da isoterma linear (kd) relativamente baixos, variando entre 2,4 e 2,9 (PAN; NING; XING, 2009), fazendo com que eles tenham baixa adsorção pelos constituintes do solo.

A análise da frequência de ocorrência e das concentrações médias calculadas com o apoio dos sinais cromatográficos evidenciam tendências de existência de diferenças entre os sistemas de plantios e entre os escoamentos. No entanto, estas análises são muito frágeis devido às incertezas advindas dos sinais cromatográficos. Por outro lado, vale ser ressaltado que a simulação de chuvas intensas pouco tempo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos não gerou concentrações expressivas de hormônios e antibióticos nos escoamentos superficiais e de drenagem. Do mesmo modo, o intervalo de tempo superior a 60 dias entre as aplicações também não contribuiu com o aumento das concentrações. Isto pode ser devido à redução da massa disponível no solo, provocado por processo de degradação dos compostos. Oliveira, Pinheiro e Veiga (2015) e Pinheiro et al. (2013) determinaram concentrações detectáveis de hormônios e antibióticos, em geral, nos primeiros 30 dias após a aplicação do dejeto líquido de suíno na superfície do solo.

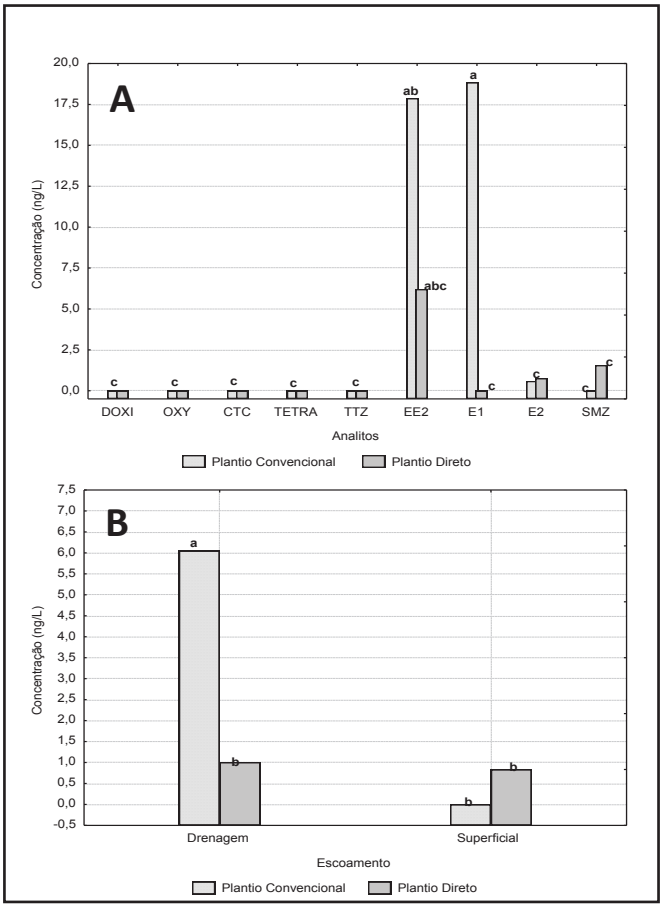


Figura 4 - Médias das ocorrências dos analitos em relação ao sistema de plantio (A) e dos tipos de escoamentos em relação ao sistema de plantio (B)

CONCLUSÕES

A simulação de chuvas intensas após a aplicação de dejetos líquidos de suínos gerou escoamentos superficiais e de drenagem, sendo a geração do primeiro escoamento influenciada pela presença de resíduos vegetais.

A frequência de concentrações quantificadas de hormônios e de antibióticos nas amostras de água dos escoamentos foi baixa ou nula, demonstrando que a ocorrência de chuvas intensas pouco tempo após a aplicação de dejeto líquido de suíno não provocou o transporte significativo das espécies químicas analisadas.

Os valores numéricos dos sinais cromatográficos associados às concentrações quantificadas e detectadas evidenciaram a existência de tendências de diferenças entre os sistemas de plantios e entre os escoamentos. No entanto, as incertezas na extrapolação da curva analítica não permitem estabelecer conclusões especificas. Procedimentos experimentais diferentes precisam ser realizados visando à comprovação destas diferenças.

AGRADECIMENTOS

A FAPESC, Termos de Outorga 17419/2011-0 e TR2012000488, pelo suporte financeiro ao desenvolvimento do trabalho, ao CNPq, processo 303472/2014-6, pela bolsa de produtividade de pesquisa e, a CAPES, programas PROAP pela concessão de bolsas de mestrado.

REFERENCIAS

APPELS, W. A.; BOGAART, P. W.; VAN DER ZEE, S. E. A. T. M. Influence of spatial variations of microtopography and infiltration on surface runoff and field scale hydrological connectivity. *Adv. Water Resour.*, v. 34, n. 2, p. 303-313, Feb. 2011.

ARMAND, R.; BOCKSTALLER, C.; AUZET, A.; VAN DIJK, P. Runoff generation related to intra-field soil surface characteristics variability: Application to conservation tillage context. *Soil Tillage Res.*, v. 102, n. 1, p. 27-37, Jan. 2009.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Quím. Nova*, v. 30, n. 3, p. 651-666, maio/jun. 2007.

BOXALL, A. B. A. The environmental side effects of medication. *EMBO Rep.*, v. 5, n. 12, p. 1110-1116, Dec. 2004.

CHEVALLIER, P.; CASTRO, N. M. R. As precipitações na região de Cruz Alta e Ijuí (RS-Brasil). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 10., 1991, Rio de Janeiro. *Anais*... Rio de Janeiro: ABRH, 1991. p. 183-192.

DE ALDA, M. L.; BARCELÓ, D. Determination of steroid sex hormones and related synthetic compounds considered as endocrine disrupters in water by liquid chromatography-diode array detection-mass spectrometry. *J. Cromatogr. A,* v. 892, n. 1-2, p. 391-406, Sept. 2000.

DIAZ-CRUZ, M. S.; LOPEZ DE ALDA, M.; BARCELÓ, D. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soils, sediments and sludge. *Trends Analyt. Chem.*, v. 22, n. 6, p. 340-351, June 2003.

DIONEX. Tetracycline in pork. DionexAplication #76. D-Library. [S.l.: s.n.], 2010.

GHISELLI, G.; JARDIM, W. F. Interferentes endócrinos no meio ambiente. *Quím. Nova*, v. 30, n. 3, p. 695-706, maio/jun. 2007.

GLASSMEYER, S. T.; FURLONG, E. T.; KOLPIN, D. W.; CAHILL, J. D.; ZAUGG, S. D.; WERNE, S.L.; MEYER, M. T.; KRYAK, D. D. Transport of chemical and microbial compounds from known wastewater discharges: potencial for use as indicators of human fecal contamination. *Environ. Sci. Technol.*, v. 35, n. 14, p. 5157-5169, Jul. 2005.

GOTARDO, R.; PINHEIRO, A.; ALVES, T. C.; KAUFMANN, V.; ARAUJO, I. S. Hormônios e antibióticos no perfil do solo com aplicação de dejeto líquido suíno. *RBRH*: revista brasileira de recursos hídricos, v. 19, n.4, p.226-238, out./dez. 2014.

GROS, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; BARCELÓ, D. Rapid analysis of multiclass antibiotic residues and some of their metabolites in hospital, urban wastewater and river water by ultra-high-performance liquid chromatography coupled to quadrupole-linear ion trap tandem mass spectrometry. *J. Cromatogr. A*, v. 1292, p. 173-188, May 2013.

KAUFMANN, V.; PINHEIRO, A.; CASTRO, N. M. R.; MERTEN, G.; FERNANDES, C. V. S. Runoff from soils under different management and simulated rainfall regimes in southern Brazil. *Hydrol. Sci. J.*, v. 59, n. 12, p. 2173-2185, 2014.

KIM, S. C.; DAVIS, J. G.; TRUMAN, C. C.; ASCOUGH, J. C.; CARLSON, K. Simulated rainfall study for transport of veterinary antibiotics – mass balance analysis. *J. Hazard. Mater.*, v.175, n. 1-3, p.836-843, Mar. 2010.

KIM, K. R.; OWENS, G.; KWON, S. I.; SO, K. H.; LEE, D. B.; OK, Y. S. Occurrence and environmental fate of veterinary antibiotics in the terrestrial environment. *Water, Air & Soil Pollut*, v. 214, p.163–174, 2011.

KOWALSKI, W. J.; NOWACKA-KRUKOWSKA, H.; DROZDZEWSKA, K.; SILOWIECKI, A.; SZARPAK, A. Application of high performance liquid chromatography (HPLC) for determination of 1,3-dichloropropane-2-ol in food matrices. *Pol. J. Food Nutr. Sci.*, v. 12, p. 51-57, 2003. Supplement 2.

MCARDELL, C. S.; MOLNARM, E.; SUTER, M. J. F.; GIGER, W. Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the glatt Valley Watershed, Switzerland. *Environ. Sci. Technol.*, v. 37, n. 24, p. 5479-5486, Dec. 2003.

MADUREIRA, T. V.; BARREIRO, J. C.; ROCHA, M. J.; ROCHA, E.; CASS, Q. B.; TIRITAN, M. Spatiotemporal distribution of pharmaceuticals in the Douro River estuary (Portugal). *Sci. Total Environ.*, v. 408, n. 22, p. 5513-5520, Oct. 2010.

MARTINEZ, C.; RAMÍREZ, N.; GÓMEZ, V.; POCURULL, E.; BORRULL, F. Simultaneous determination of 76 micropollutants in water samples by headspace solid phase microextraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Talanta*, v. 116, n. 15, p. 937-945, Nov. 2013.

MEYER, L. D.; HARMON, W. C. Multiple intensity rainfall simulator for erosion research on row sideslopes. *Trans. ASAE*, v. 22, p. 100-103, 1979.

OHLSEN, K.; TERNES, T.; WERNER, G.; WALLNER, U.; LOFFLER, D.; ZIEBUHR, W.; WITTE, W.; HACKER, J. Impact of antibiotics on conjugational resistance gene transfer in Staphylococcus aureus in sewage. *Environ. Microbiol.*, v. 5, n. 8, p. 711-716, Aug. 2003.

OLIVEIRA, D. A.; PINHEIRO, A.; VEIGA, M. Ocorrência e mobilidade de antimicrobianos e hormônios em área agrícola com aplicação de dejetos de suínos. *Rev. Bras. Engenharia Agrícola Ambiental*, 2015. Submetido.

OLIVEIRA, N. T.; CASTRO, N. M. R.; GOLDENFUM, J. A. Influência da palha no balanço hídrico em lisímetros. *RBRH*: revista brasileira de recursos hídricos, v. 15, n. 2, p. 93-103, abr./jun. 2010.

PACÁKOVÁ, V.; LOUKOTKOVÁ, L.; BOSÁKOVÁ, Z.; STULIK, K. Analysis for estrogens as environmental pollutants - a review. *J. Separation Sci.*, v. 32, n. 5-6, p. 867-882, Mar. 2009.

PAN, B.; NING, P.; XING, B. Sorption of pharmaceuticals and personal care products – Part V. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, v. 16, n. 1, p. 106-116, Jan. 2009.

PINHEIRO, A.; ALBANO, R. M. R.; ALVES, T. C.; KAUFMANN, V.; SILVA, M. R. Veterinary antibiotics and hormones in water from application of pig slurry to soil. *Agricultural Water Manag.*, v. 129, p. 1-8, Nov. 2013.

QUEIROZ, G. M. P.; SILVA, M. R.; BIANCO, R. J. F.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Transporte de glifosato pelo escoamento superficial e por lixiviação em um solo agrícola. *Quím. Nova*, v. 34, n. 2, p. 190-195, 2011.

SAMPAIO, M. V. *Espacialização dos coeficientes das equações de chuvas intensas em bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul*. 2011. 155 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

SANTOS, J. H. Z.; PIZZOLATO, T. M.; CUNHA, A. C. B. Desenvolvimento de metodologia analítica para quantificação de fármacos em meio aquático por extração em fase sólida e HPLC. *Rev. Ciênc. Ambientais*, v. 1, n. 2, p. 19-34, 2007.

VERBINNEN, R. T.; NUNES, G. S.; VIEIRA, E. M. Determinação de hormônios estrógenos em águas potável usando CLAE/DAD. *Quím. Nova*, v. 33, n. 9, p. 1837-1842, 2010.

RBRH *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 647 - 656

Variação intra-sazonal da potencialidade hídrica subterrânea e sua influência na outorga

Intra-seasonal variation of groundwater resources availability and its influence on the concession of water rights

Armando César Rodrigues Braga[1]; Janiro Costa Rêgo[2] e Carlos de Oliveira Galvão[3]

[1,2,3] Unidade Acadêmica de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Campina Grande, PB, Brasil

armandocesar.r@gmail.com; janiro@dec.ufcg.edu.br; galvao@dec.ufcg.edu.br

Recebido: 30/10/14 - Revisado: 27/01/15 - Aceito: 08/04/15

RESUMO

Este trabalho utiliza técnicas de modelagem computacional para estimar a potencialidade hídrica subterrânea de uma região da Bacia Sedimentar Costeira do Baixo Curso do Rio Paraíba. Os resultados da aplicação do modelo detectaram uma explotação excessiva na região, verificando-se que os critérios adotados pelo decreto estadual que regulamenta a outorga pelo uso da água subterrânea não são suficientes para a definição do valor a ser retirado. É proposto um método, em complemento às diretrizes existentes, para determinação de um volume sustentável a ser explotado, denominado de outorga modulada, que considera o marcante regime sazonal da recarga do aquífero. Para a estação seca anual, é determinado um valor bimestral a ser explotado de forma que o déficit provocado seja mínimo. Os resultados mostraram uma redução de 93% no déficit, através de uma redução de apenas 33% no volume explotado.

Palavras Chave: *Modelagem. Aquífero. Bacia sedimentar*

ABSTRACT

This paper uses computational modelling techniques to estimate groundwater resources availability in a region of the Coastal Sedimentary Basin of the Low Course of Paraíba River Basin, in Brazil. The results of the model application detected an over-exploitation of groundwater, an evidence that the criteria adopted by local regulations for the concession of water rights are not sufficient for estimating the limits of exploitation. Then, a method for defining additional criteria is proposed: the modulated concession of water rights. This approach considers the well marked seasonal regime of groundwater recharge. For the annual dry season, a bimonthly exploitable value is determined, so that the deficit is kept as minimum. The results showed a reduction of 93% in the deficit with only a 33% reduction in the exploited volume.

Keywords: *Modelling. Aquifer. Sedimentary basin*

INTRODUÇÃO

Tradicionalmente a gestão dos recursos hídricos era dividida em duas partes, uma que tratava dos recursos hídricos superficiais, tidos como mais abundantes e acessíveis, e outra dos recursos hídricos subterrâneos, muitas vezes não suficientemente conhecidos. No Brasil, começa a haver uma mudança de orientação nesta visão a partir da lei 9.433/97 (BRASIL, 1997), que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos. Esta lei introduz um conceito mais global, o da gestão integrada dos recursos hídricos, que, entre outros aspectos, leva em consideração a interdependência dos recursos superficiais e subterrâneos.

Na região Nordeste do Brasil, um dos mais importantes sistemas aquíferos encontra-se na Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba, que inicia na cidade do Recife e se estende até próximo da fronteira com o Rio Grande do Norte. Dentro dos limites da Paraíba, ela intercepta a principal bacia hidrográfica do estado, na região denominada de Baixo Curso do Rio Paraíba.

Esta região do encontro entre a bacia sedimentar costeira e a bacia hidrográfica do rio Paraíba foi estudada no âmbito do Projeto ASUB (2010), onde passou a ser denominada de bacia sedimentar do baixo curso do rio Paraíba. Ela é uma bacia preenchida por sedimentos de fácies continentais e marinhas reunidas sob a denominação de Grupo Paraíba, de idade cretácea, que, por sua vez, é constituído por duas formações que são, da base para o topo, Beberibe e Gramame. Estas formações são capeadas, em discordância angular erosiva, por sedimentos Cenozóicos da Formação Barreiras e depósitos flúviomarítimos, dunas e aluviões mais recentes, aqueles constituindo as planícies costeiras e os leitos e margens de cursos d'água que drenam a bacia sedimentar (ASUB, 2010).

Na Paraíba, a outorga de uso da água subterrânea é regulamentada pelo Decreto N^0 19.260/1997 (PARAÍBA, 1997), que estabelece como critérios a vazão nominal de teste de poço e a capacidade de recarga do aquífero. Entretanto, não há um processo metodológico bem definido para a utilização destes critérios. O Projeto ASUB buscou preencher esta lacuna tendo como objetivo principal o estabelecimento de critérios para outorga, para enquadramento dos corpos d'água e para a cobrança do uso de água, de forma integrada.

Um dos principais conceitos implantados pelo Projeto ASUB foi a criação de zonas de gerenciamento (Figura 1). Esse zoneamento foi realizado para suprir a necessidade da existência de regiões de gerenciamento com áreas menores que a da bacia hidrográfica. A determinação de tais zonas foi realizada a partir das características hidrológicas, topográficas, geológicas e da demanda de uso de água (COSTA et al., 2011).

Nesta linha, o presente trabalho tem o objetivo de contribuir para o aprofundamento e o aperfeiçoamento dos critérios de outorga praticados atualmente. Para isso foi considerada uma das zonas de gerenciamento da bacia sedimentar do baixo curso do rio Paraíba, a Zona 6 do zoneamento proposto pelo Projeto ASUB (Figura 1). Esta zona, onde estão inclusas partes dos populosos municípios paraibanos João Pessoa, Bayeux e Santa Rita, apresenta visível tendência a uma situação de elevado estresse do ponto de vista dos recursos hídricos subterrâneos e superficiais. Ao lado da Zona 6, encontra-se a Zona 7, que será abordada de forma indireta neste trabalho, uma vez que recebe a maior parte da descarga subterrânea proveniente da zona estudada.

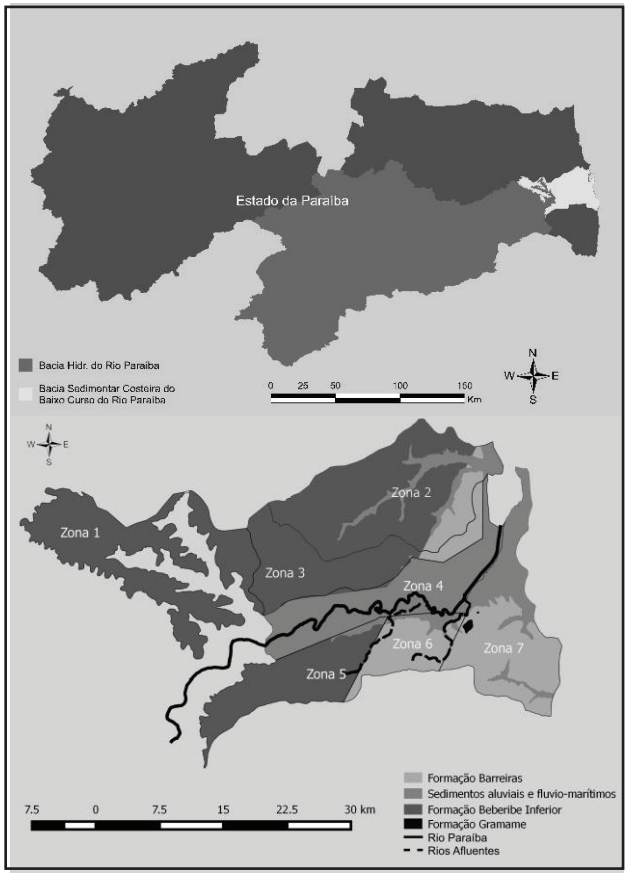


Figura 1 – Zonas de Gerenciamento na região do baixo curso do rio Paraíba (ASUB, 2010)

A primeira etapa da investigação tratou de avaliar a potencialidade hídrica da área de estudo, incluindo sua variação temporal dentro do período seco (intra-sazonal) e o nível atual de explotação por poços. Para isso, foi empregado o consagrado pacote computacional MODFLOW (McDONALD; HARBAUGH, 1988) na construção e aplicação de um modelo matemático que simulasse o comportamento hidrodinâmico do sistema ocorrente na área estudada.

Porém, devido à pequena quantidade de informações hidrogeológicas confiáveis, quais sejam, perfis litoestatigráficos, níveis estáticos e dinâmicos nos poços existentes e respectivas vazões de explotação, modelar a região hidrogeológica revelou-se uma difícil tarefa para cuja realização foi necessário elaborar e testar a razoabilidade de hipóteses e avaliações preliminares.

Com o modelo computacional funcionando a contento, foi possível quantificar as disponibilidades da região para assim avaliar, por exemplo, se a explotação atual não está sendo realizada de forma predatória e, neste sentido, também avaliar se os critérios utilizados para a determinação do volume de água a ser retirado são coerentes com a realidade hidrogeológica do aquífero.

Finalmente, com base nos resultados encontrados, procurou-se sugerir uma nova forma para a decisão sobre o volume a ser outorgado que levasse em consideração as peculiaridades temporais do aquífero e, assim, contribuir para uma gestão integrada dos recursos hídricos da forma mais eficiente.

MODELAGEM

A Zona 6, com área de 66,86 km², se limita a oeste pelas falhas dos rios Tibiri/Tapira, ao norte pelo rio Paraíba, a leste pela falha de Cabedelo e ao sul pelo divisor da bacia do rio Gramame. Apresenta um sistema hidrogeológico livre, composto pelas formações Barreiras e Beberibe (superior e inferior). A formação Barreiras possui espessura entre 20 m e 70 m, com a presença de areias, siltes e argilas repetidas de forma irregular verticalmente, variando a predominância do material. Já a formação Beberibe, sotoposta à anterior, é composta por, principalmente, arenitos com espessura entre 50 m e 200 m.

O sistema apresenta, no geral, água com qualidade aceitável, sendo compatível para usos como abastecimento humano, irrigação e uso industrial. O consumo tende a aumentar cada vez mais devido ao crescimento populacional e econômico da região. Vale ressaltar a importância do sistema para o abastecimento da zona vizinha, que se configura como o maior polo econômico do estado.

O modelo conceitual

A partir dos diversos dados obtidos através das fichas de poços (perfis litológicos, nível estático, etc.), aliados a informações da configuração topográfica da região, foram identificadas as principais características litológicas e dimensionais da área de estudo para construir um modelo conceitual do sistema aquífero. O modelo formulado está representado na Figura 2 e possui as características descritas a seguir.

O sistema tem como fronteira inferior o embasamento rochoso cristalino impermeável que se estende por toda área estudada, atuando assim como camada confinante. Apresenta um sistema livre único, composto, principalmente, pelas formações Barreiras na parte superior, com ocorrência na região norte, próximo ao rio Paraíba, de sedimentos aluviais e na parte inferior é constituído pela formação Beberibe. Para a modelagem foi considerada uma única camada com condutividade hidráulica equivalente e espessura constante.

O aquífero é recarregado pelas chuvas, pelo fluxo subterrâneo na fronteira oeste e pelos sistemas fluviais. Considera-se que não há fluxo atravessando a fronteira sul da zona, já que ela corresponde ao divisor de águas (superficiais e subterrâneas) entre as bacias do Paraíba e do Gramame. Já a descarga ocorre através das fronteiras leste e norte, e também através dos rios. A circulação do fluxo ocorre, portanto, no sentido sudoeste-nordeste. Segundo Batista et al. (2011), a região leste da área de estudo é caracterizada por uma alta explotação na sua fronteira, chegando a atingir níveis potenciométricos negativos em relação ao nível do mar para o aquífero confinado.

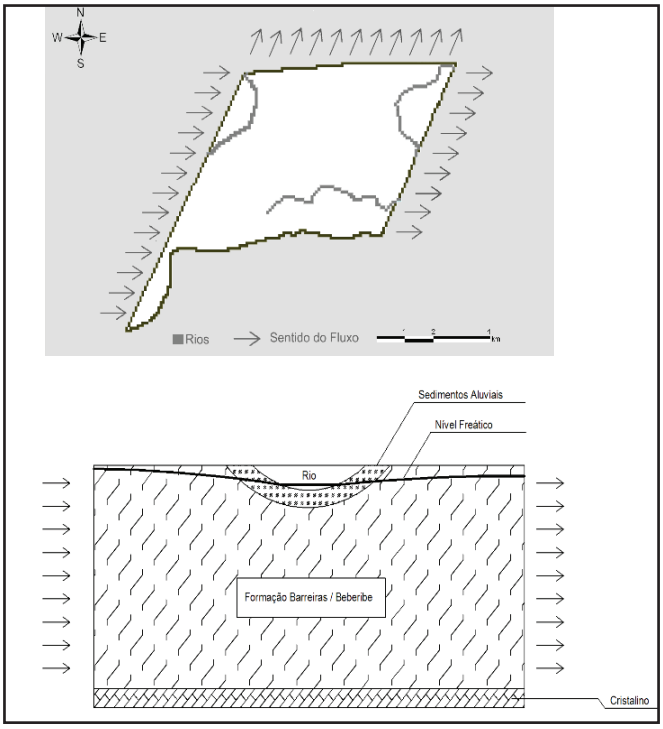


Figura 2 - Modelo Conceitual

O modelo matemático

O programa computacional PMWIN (CHIANG; KINZELBACH, 1998), que usa a plataforma do MODFLOW (McDONALD; HARBAUGH, 1988), foi utilizado, neste trabalho, para a implementação do modelo matemático do sistema aquífero. O MODFLOW, por sua estrutura computacional flexível, cobertura mais completa dos processos hidrogeológicos e por ser um software livre se tornou um padrão em todo o mundo (ZHOU; LI, 2011).

O modelo resultante é bidimensional horizontal, com uma camada de espessura constante e igual a 250 m. A área do modelo foi discretizada em células de 100m x 100m de dimensão. As fronteiras apresentam as características descritas a seguir.

Na fronteira sul da área de estudo está localizado o divisor de águas de duas bacias hidrográficas, a do Rio Paraíba e

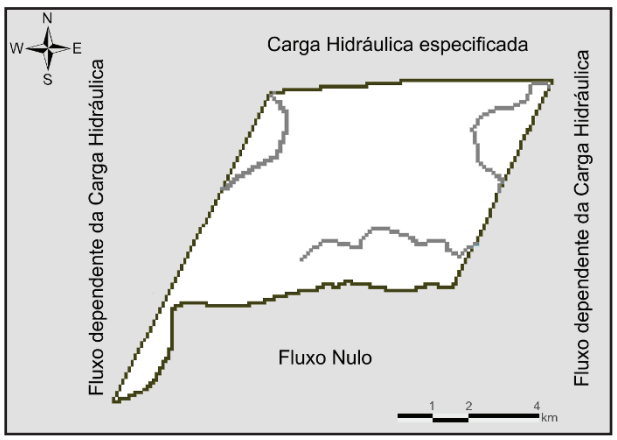


Figura 3 – Fronteiras da área de estudo

do Rio Gramame. Para representá-lo no modelo computacional foi utilizada a condição de fluxo especificado com valor zero (condição de Neumann), ou seja, fluxo nulo naquela fronteira (Figura 3).

A região norte apresenta como limite a falha e o rio Paraíba. Desta forma será considerada a carga hidráulica no rio como a uma carga hidráulica especificada (condição de Dirichlet) na fronteira para o início do cálculo no modelo. Para calibragem no regime permanente esta carga será considerada como constante.

Nas fronteiras oeste e leste da área de estudo foi utilizada a condição de que o fluxo depende da carga hidráulica (Condição de Cauchy), pois são áreas de entrada e saída de fluxo na região.

Calibração do Modelo

A calibração do modelo foi realizada para o regime permanente com o objetivo de determinar os valores das condutividades hidráulicas para o aquífero e, posteriormente, as condutâncias para os leitos dos rios. Após esta etapa foram parametrizados os dados para a implantação do modelo no regime transitório.

Foram consideradas as cargas dos poços com dados obtidos no SIAGAS (Sistema de Informação de Águas Subterrâneas). Nas fronteiras oeste, norte e leste, foram utilizados os dados da interpolação topográfica levando em consideração as cotas dos rios e suas inclinações.

A calibração dos parâmetros para o regime permanente foi realizada utilizando o módulo PEST do pacote computacional MODFLOW, que realiza a calibração automaticamente usando um método de regressão não linear (DOHERTY, 2000). Devido à economia de tempo gerada, esta sub-rotina de otimização tem sido amplamente utilizada em todo o mundo (GILFEDDER et al., 2012; DIEM et al., 2014; MOHANTY et al., 2014).

Para melhor representação da realidade na calibração dos parâmetros, foi necessária a divisão da área de estudo em três sub-regiões (Figura 4) com características litoestatigráficas semelhantes. A sub-região 1 foi definida em função dos sedimentos fluviais presentes, enquanto que as sub-regiões 2 e 3 apresentam camadas constituídas pelas formações Barreiras e Beberibe, sendo, entretanto, esperado que possuam espessuras

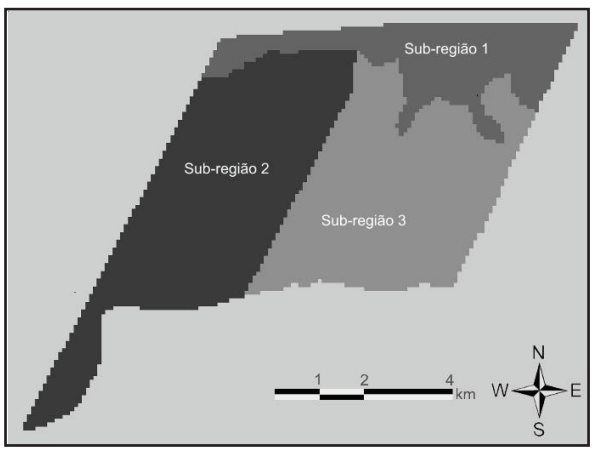


Figura 4 - Sub-regiões de condutividade hidráulica

diferentes.

Desta forma, após as iterações utilizando o PEST, o resultado apresentado para a condutividade hidráulica foi de 5,46 m/d na sub-região 1, 8,134 m/d para a sub-região 2 e 3,358 m/d para a sub-região 3. Estes valores se apresentam dentro da faixa estabelecida para a região por Costa et al. (2007).

Foi realizada também a simulação de rios e suas interações com o aquífero. Os rios simulados foram o Tibiri, o Marés e o Sanhauá. As características dos rios implantadas no modelo foram a espessura e a elevação do leito, a largura e a carga hidráulica. Com esses dados foi realizada a calibração da condutância.

Na Figura 5 estão apresentados os mapas potenciométricos calculado e observado, onde se constata que o modelo representa razoavelmente o padrão de fluxo observado, levando em consideração a escassez de dados.

Para a simulação no regime transitório foi realizada a parametrização dos valores de porosidade efetiva utilizando

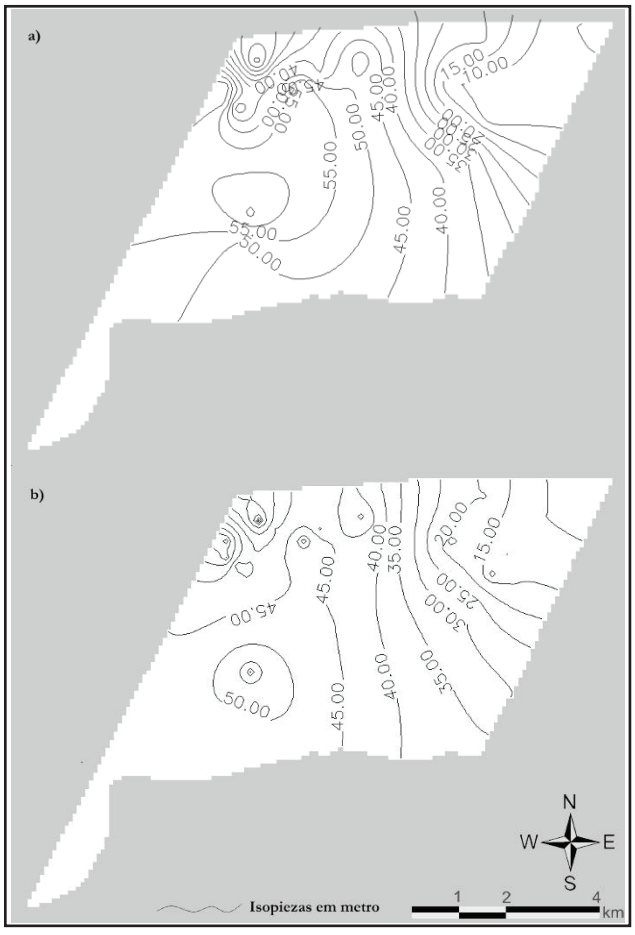


Figura 5 – Mapa potenciométrico observado (a) e calculado (b)

os dados obtidos na calibração para o regime permanente. Os resultados mais plausíveis foram aqueles obtidos com a Equação de Marotz (1968) (Equação 1 e Tabela 1).

No aquífero livre, o coeficiente de armazenamento (S) é equivalente à porosidade efetiva (η) e a transmissividade varia

$$\eta = 0.462 + 0.045 \ln(K) \qquad (1)$$

Tabela 1 – Parametrização da porosidade efetiva

Sub regiões	Cond. Hidráulica - K (m/d):	Porosidade Efetiva - η	Transmissividade média – T (m^2/d)
1	5,460	0,1491	1245,03
2	8,134	0,1578	1908,96
3	3,358	0,1391	780,37

espacialmente, uma vez que a espessura saturada não é constante. Assim foi considerada uma transmissividade média em cada sub-região, conforme apresentado na Tabela 1. A profundidade média na área estudada é de 11,40 m e a vazão nos poços varia de 1,7 m^3/h a 232 m^3/h, com média de 41,70 m^3/h.

POTENCIALIDADE E OUTORGA

Com os parâmetros hidrodinâmicos do aquífero (condutividade hidráulica e porosidade efetiva) foi simulado um período típico de 8 meses sem chuvas, de setembro a abril. Este período inicia-se ao término da estação chuvosa, quando o aquífero se encontra recarregado. Esta condição inicial foi assumida como o resultado obtido com a calibração do modelo no regime permanente (Figura 6). A importância de realizar a modelagem após o período de recarga é a possibilidade de analisar o sistema aquífero para um período seco, onde é esperado que haja um maior estresse hídrico.

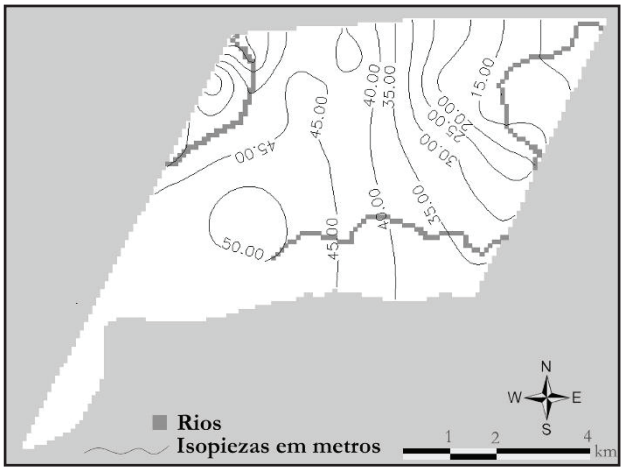


Figura 6 – Mapa potenciométrico: condição inicial

Potencialidade Hídrica

A primeira análise considerou a situação natural do sistema, isto é, como ele se comporta quando não há a existência de influências externas, como a presença de retiradas por bombeamento. Determinou-se, assim, a potencialidade do aquífero na área de estudo, que corresponde ao volume de água subterrânea que sai anualmente pelas suas fronteiras e rios.

Nas Figuras 6 e 7 são apresentadas as superfícies freáticas em cinco diferentes estágios. A primeira (Figura 6) apresenta a condição inicial, imediatamente após o período de recarga. As quatro subsequentes foram obtidas com a simulação do fluxo natural pelo modelo. A Figura 7a mostra o resultado após 60 dias, a Figura 7b após 120 dias, a Figura 7c com 180 dias e a Figura 7d com 240 dias.

O perfil AB, na Figura 8, corresponde às cargas piezométricas (Figuras 6 e 7) ao longo do trecho indicado em planta. Observa-se a clara diferença das cargas potenciais entre as duas fronteiras. Este gradiente faz com que o fluxo ocorra no sentido

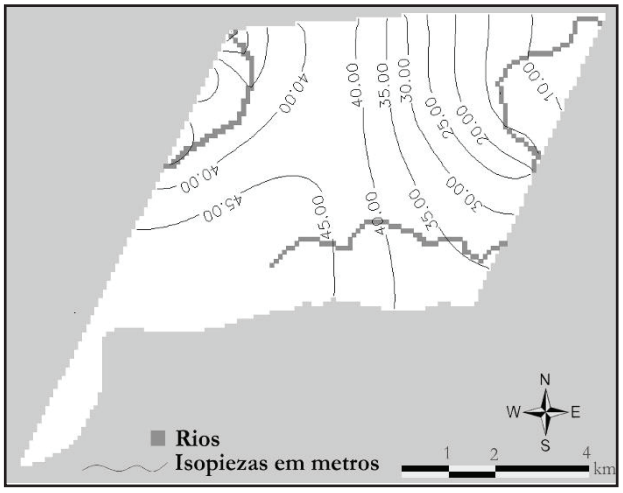


Figura 7a - Mapa potenciométrico aos 60 dias

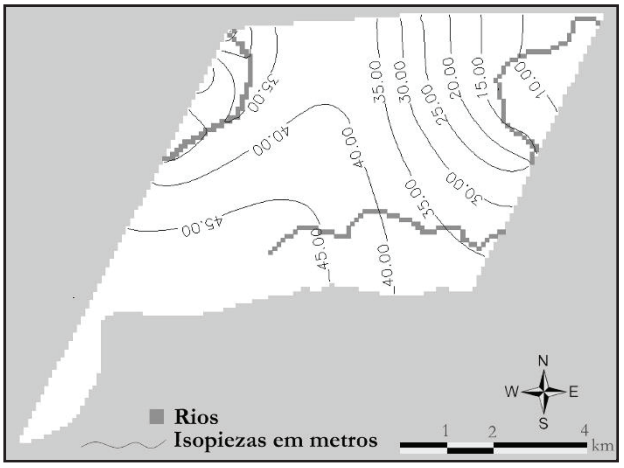


Figura 7b - Mapa potenciométrico aos 120 dias

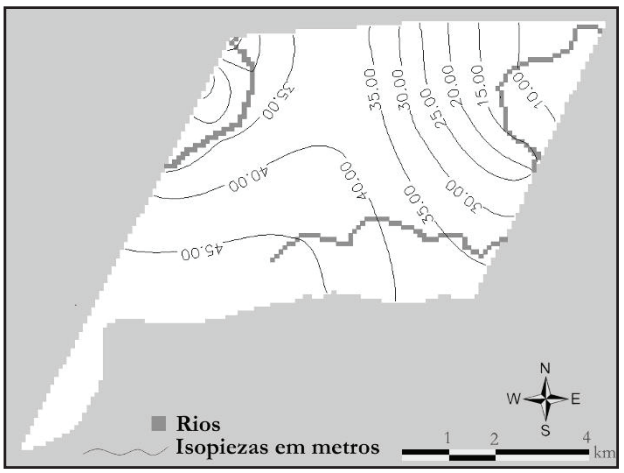


Figura 7c - Mapa potenciométrico aos 180 dias

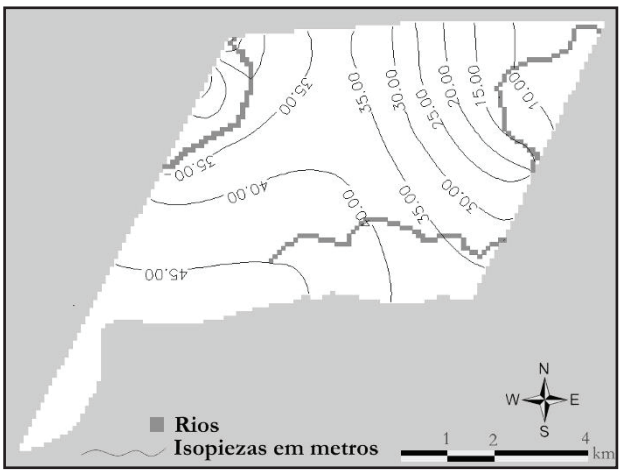


Figura 7d - Mapa potenciométrico aos 240 dias

oeste-leste, caracterizando assim a fronteira oeste como recarga e a fronteira leste com a descarga.

No perfil AB também é possível observar a existência de um divisor de águas dentro do aquífero, provocado pelo gradiente gerado pelo escoamento dos rios. Naturalmente ocorre um deslocamento do divisor à medida que o fluxo é liberado pelos rios e/ou pelas fronteiras do sistema, passando do ponto 1 para o ponto 2 ao longo dos 240 dias simulados.

Esta simulação da situação natural permitiu determinar a potencialidade hídrica subterrânea para, a partir desse valor, determinar a possibilidade de concessão das outorgas. Neste cenário, o balanço hídrico forneceu um valor total aproximado de 20.000.000m³ de saídas para o período estudado. Entretanto, este valor não é uma vazão sustentável a ser explorada, uma vez que ela contempla toda a vazão que é descarregada através das fronteiras e através dos rios.

Do valor total descarregado pelo rio no período simulado é retirado 40% da quantidade de fluxo, que se destina, segundo Costa et al. (2007), à parcela da vazão de base para atender os requisitos de vazão ecológica, necessária para a proteção e manutenção dos ecossistemas.

Também é subtraído da descarga um valor médio mensal de 1.070.000 m³ que, segundo Batista et al. (2011), é a estimativa do volume recarregado pela Zona 6 na Zona 7 da bacia estudada. Portanto, o volume total disponível para explotação se reduz a 5.500.000m³. Em termos de valores regularizados, esta vazão é aproximadamente 0,26 m³/s.

A potencialidade hídrica representa uma vazão de saída que não é constante ao longo do tempo. Desta forma, caso um valor médio estimado seja outorgado, o manancial será efetivamente explotado de forma não sustentável. Este fato é observável ao analisar o gráfico da Figura 9, que mostra a simulação da potencialidade ao longo do tempo.

Nos primeiros meses há um volume descarregado superior ao volume médio, porém nos últimos meses do período simulado as descargas possuem valores bem inferiores ao volume médio. É possível notar que a curva de volume descarregado mensal possui uma configuração não linear, podendo ser ajustada a uma função exponencial.

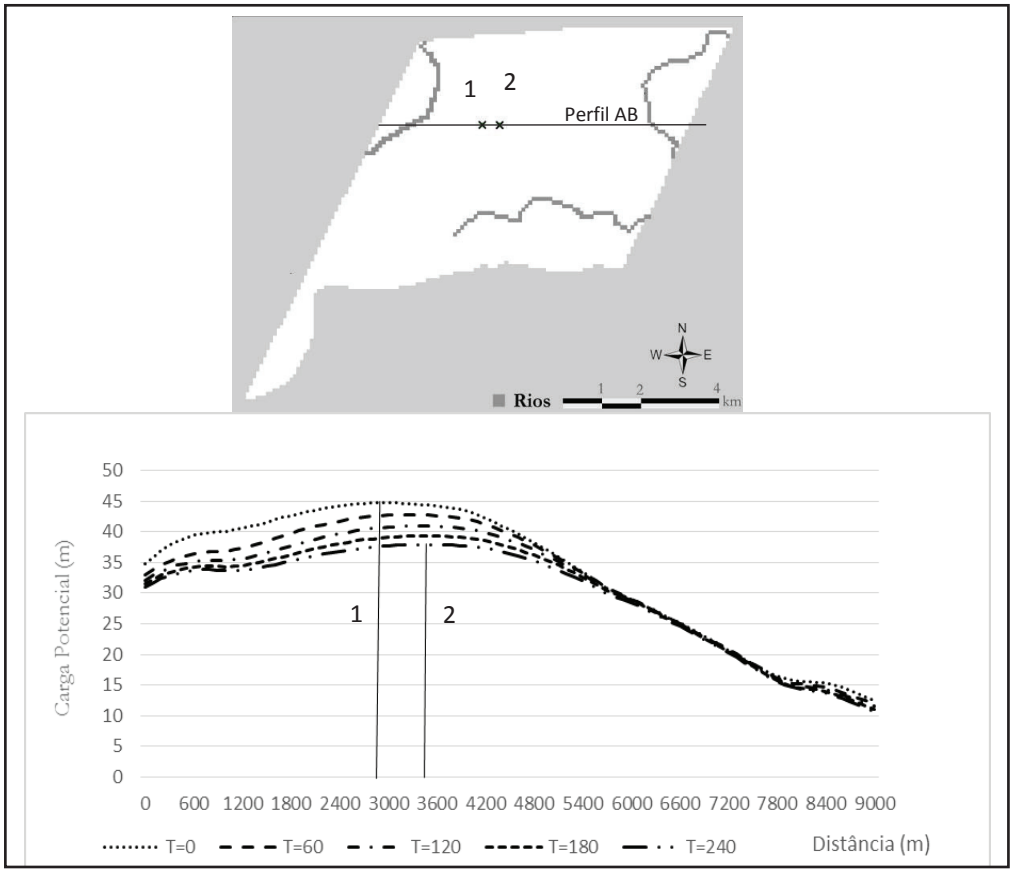


Figura 8 – Perfil AB – Locação em planta e gráfico: Carga x Distância

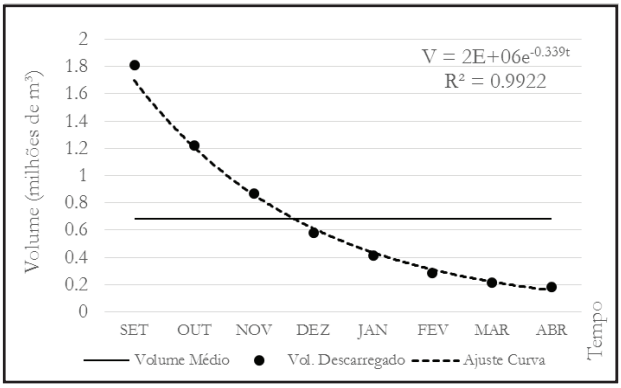


Figura 9 – Volume Descarregado x Tempo. Valores obtidos pelo balanço hídrico realizado na área de estudo, pelo modelo

Diagnóstico da explotação

A distribuição espacial dos poços (Figura 10) mostra uma alta concentração no setor norte da área de estudo, onde, durante a simulação para o regime natural, foram identificados os menores valores de cargas potenciométricas. Nesta região há uma alta densidade habitacional e várias industrias, o que explica boa parte dessa concentração de poços. Encontrou-se que o valor total bombeado pelos poços identificados é de 24.524 m³/dia, admitindo um regime de bombeamento de 12 horas por dia.

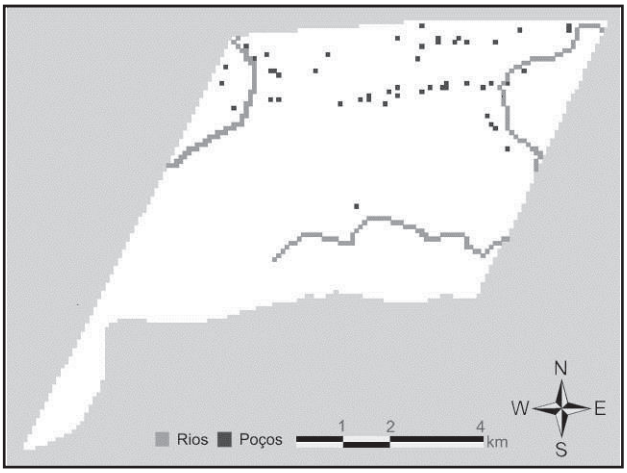


Figura 10 – Distribuição espacial dos poços simulados

Na Figura 11 está a comparação entre as cargas potenciais para a última iteração simulada no estado natural e no estado com o bombeamento simulado. Nela é possível perceber o rebaixamento nas linhas das cargas potenciais que ocorre na região norte da área de estudo devido à existência de uma concentração da explotação neste local. Também é válido observar que, apesar de haver uma redução nas cargas às margens dos rios, a queda não foi suficiente para impedir o fluxo de base.

A Figura 12 mostra o rebaixamento da superfície piezométrica (carga inicial menos a carga final) para o período de simulação quando não há explotação. O rebaixamento quando

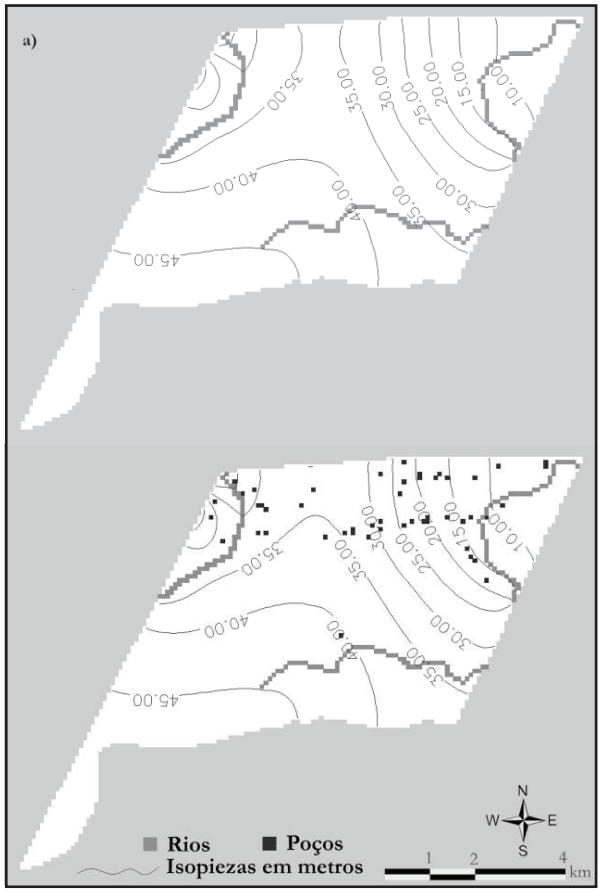


Figura 11 – Mapa potenciométrico sem (a) e com (b) exploração pelos poços

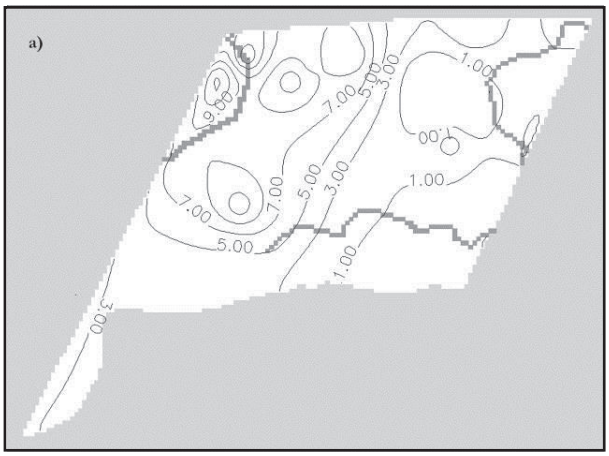


Figura 12 – Diferença entre cargas potenciais (t=0 – t=240) na simulação sem exploração

há exploração é retratado na Figura 13. É possível observar que, nas duas situações simuladas, o maior rebaixamento ocorre na região norte da área de estudo, devido, principalmente, ao escoamento para os rios. Entretanto, como a maior parte dos poços está localizada nessa região, a explotação dos poços provoca um rebaixamento ainda maior.

Com os poços bombeando, ao longo de 8 meses, à taxa acima encontrada (24.500 m³/d), o volume explotado alcança 5.890.000 m³. Este valor é um pouco maior que o potencial

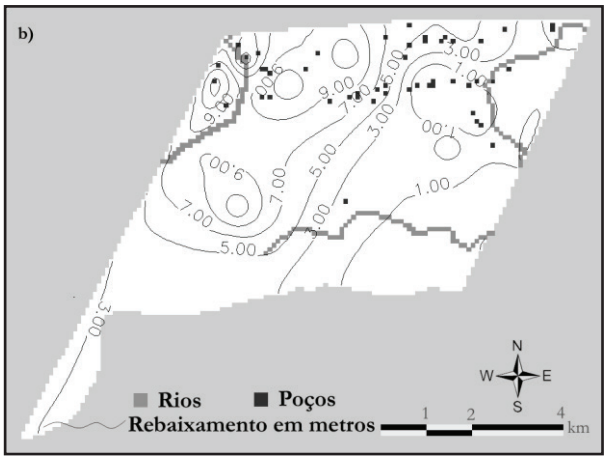


Figura 13 – Diferença entre cargas potenciais (t=0 – t=240) na simulação com exploração

estimado pela simulação em estado natural, que é de 5.500.000 m³. Além disso, como a descarga natural não está distribuída uniformemente ao longo do tempo, nos três primeiros meses, além da explotação normal média, um volume de 1.650.000 m³ poderia ser utilizado sem que houvesse danos ao aquífero. Ele é descarregado naturalmente sem consumo. Por outro lado, nos 5 meses de explotação restantes, um volume total de 2.000.000 m³ é retirado acima da potencialidade do aquífero, conforme mostra a Figura 14.

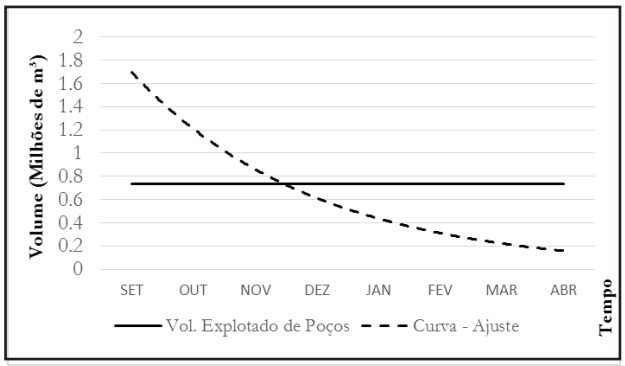


Figura 14 – Volume retirado nos poços x curva de ajuste da potencialidade

Uma das consequências dessas retiradas excessivas é a redução em quase 20% no volume de água que é descarregado da Zona 6 para outras regiões. Além disso, nos últimos meses do período estudado, há ocorrência de um déficit no balanço para as fronteiras, indicando uma inversão no sentido do fluxo, conforme detectado também por Batista et al. (2011). Portanto, é possível concluir que a exploração está afetando diretamente a recarga subterrânea da Zona 7, a de maior demanda, onde se localiza a capital, João Pessoa. Os resultados do balanço hídrico mostraram uma redução de mais de 15% na descarga de fluxo que ocorre entre as fronteiras.

De posse destes dados é possível observar que a vazão retirada atualmente encontra-se acima da capacidade de abastecimento sustentável desta área. Entretanto, as quantidades exploradas em cada poço não estão acima das respectivas capacidades de produção, mas sim, acima da capacidade produtiva do sistema aquífero. Isso indica que, admitir apenas o critério local de vazões nominais para determinar o volume a ser outorgado do poço sem analisar outros critérios a níveis regionais ou globais, não é uma forma sustentável de permitir a utilização dos recursos.

Outorga Modulada

Para a determinação das quantidades outorgáveis, propõe-se aqui uma modulação bimestral no volume, baseada na potencialidade hídrica a partir das descargas modeladas. Assim, o volume total que poderia ser retirado dos poços iria variar a cada dois meses, para que o déficit fosse o mínimo ou, até, inexistente e, consequentemente, não houvesse uma exploração indevida.

De posse da curva de variação temporal da potencialidade hídrica e do balanço hídrico subterrâneo da área de estudo, foi realizada a divisão em quatro períodos bimestrais onde, para cada divisão, foi admitido o menor valor da potencialidade como valor máximo a ser explotado por todos os poços da área.

A definição de um volume máximo a ser retirado em toda região deve ser realizada para atuar como um teto, evitando que seja permitida a explotação por diversos poços observando apenas a sua capacidade pontual. Assim, partindo das diretrizes gerais que o volume máximo total retirado na área de estudo durante o período de dois meses não ultrapasse a potencialidade do aquífero e que este volume máximo varie bimestralmente, foi realizada a simulação através do modelo computacional.

Os resultados do modelo mostraram que para a vazão retirada de forma modulada foi possível observar a ocorrência de valores mínimos de déficit, entre o volume consumido e o volume descarregado (Figura 15). Utilizando este método, o volume retirado corresponde a 70% da disponibilidade hídrica da região, aproximadamente 3.900.000 m³ nos oito meses estudados.

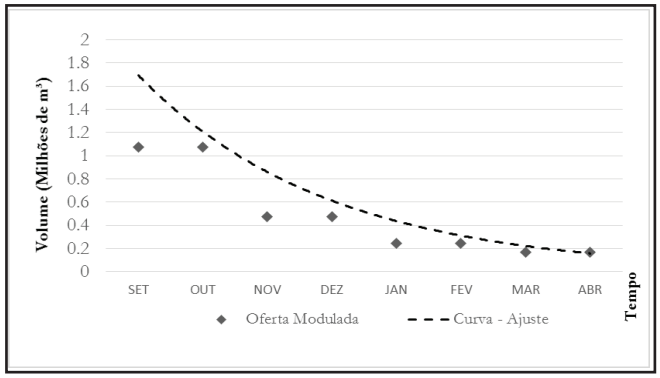


Figura 15 - Volume Descarregado e Volume Modulado retirado dos poços

A grande diferença nessa forma de explotação seria que, nos meses em que a influência da recarga estivesse presente, o volume retirado seria maior, e nos meses com uma maior influência da estiagem, esse valor diminuiria.

Com isso, as retiradas poderiam ser específicas para certos fins (Figura 16). Por exemplo, nos meses em que a oferta modulada fosse maior, esse volume poderia ser destinado para a irrigação de culturas que se adequassem melhor ao período e, quando fosse menor, esse volume deveria ser destinado a

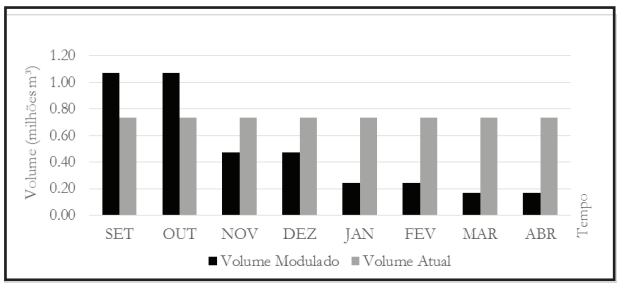


Figura 16 - Volume retirado atual e volume modulado

usos prioritários.

Com a utilização dessa diretriz para a determinação do volume outorgável, é possível obter uma redução de 93% entre o déficit que ocorre considerando as retiradas atuais e o déficit que ocorreria se as retiradas obedecessem a oferta modulada. Na comparação entre o volume atual retirado e o volume modulado há uma redução em torno de 33% no volume explotado. Essa redução é necessária de qualquer forma, pois o consumo atual está acima da disponibilidade do aquífero.

CONCLUSÕES

Apesar das dificuldades com a escassez de dados, a implantação de um modelo matemático para a simulação do aquífero apresentou resultados bastante satisfatórios. Conseguiu-se estimar as características hidrogeológicas do sistema, realizar simulações para o conhecimento sentidos de fluxo, volumes descarregados e vazões retiradas, fornecendo assim informações fundamentais para subsidiar uma gestão dos recursos hídricos subterrâneos de forma mais adequada.

Determinou-se o potencial passível de explotação na região estudada e constatou-se que a atual retirada através de poços apresenta-se acima do valor sustentável que o aquífero está apto a suportar em um período seco.

Assim, os critérios adotados no Decreto Estadual Nº 19.260/97 para a determinação da vazão outorgável de águas subterrâneas devem ser considerados de forma conjunta: tanto a vazão nominal de teste de poço como também a capacidade de recarga do aquífero. Só assim pode-se conseguir uma vazão outorgável sustentável.

É proposto então um método de outorga modulada, que se baseia na determinação de um valor bimestral a ser explorado de forma que o déficit provocado seja mínimo. Os resultados mostraram uma redução de 93% no déficit, através de uma redução de apenas 33% no volume explotado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o financiamento do CNPq, CAPES e FINEP (Projetos ASUB e BRAMAR), e o suporte da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA).

REFERÊNCIAS

ASUB. Integração dos instrumentos de outorga, enquadramento e cobrança para a gestão das águas subterrâneas. Relatório Técnico Parcial n°2. Universidade Federal de Campina Grande – PB, 2010.

BATISTA, M. L. C.; REGO, J. C.; RIBEIRO, M. M. R.; ALBUQUERQUE, J. P. T. Modelagem do fluxo subterrâneo na bacia sedimentar costeira do Baixo Curso do rio Paraíba como subsídio à gestão de recursos hídricos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, p. 163-175, 2011.

BRASIL. Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União DOU de 09 de janeiro de 1997, Seção 1, Brasília DF, 1997. p. 470-474.

CHIANG, W; KINZELBACH, W. Processing Modflow. A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution. Berlin: Springer Verlag, 1998.

COSTA, W. D.; ALBUQUERQUE, J. P. T. de; BRANCO, R. L. C.; MARANHÃO, C. M. L.; GOLDFABER, M. Estudo de caracterização e verificação da disponibilidade hídrica da vertente litorânea do estado da Paraíba. Estudos Hidrogeológicos. Relatório Final. Tomo I – Texto. Ministério da Integração Nacional, 2007.

COSTA, M. L. M; RIBEIRO, M. M. R.; REGO, J. C.; ALBUQUERQUE, J. P. T. Proposição de critérios de outorga para águas subterrâneas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, n.1, p. 105-113, 2011.

DIEM, S.; RENARD.P; SCHIRMER, M. Assessing the effect of different river water level interpolation schemes on modeled groundwater residence times. Journal of Hydrology, v. 510, p. 393-402, 2014.

DOHERTY, J. PEST – Model-Independent Parameter Estimation. Watermark Numerical Computing. 2000. 255 p.

GILFEDDER, M.; RASSAM, D.W.; STENSON, M.P.; JOLLY, I.D.; WALKER, G.R. Incorporating land-use changes and surface-groundwater interactions in a simple catchment water yield model. Environmental Modelling & Software, v.38, p. 62-73, 2012.

MAROTZ, G. Techische grundlageneiner wasserspeicherung imm naturlichen untergrund habilitationsschrift. Universitat Stuttgart, 1968.

MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. A Modular Three-dimensional Finite difference Ground-water Flow Model. U.S. Geological Survey, 1988.

MOHANTY, S; JHA, K. M.; KUMARA, A.; PANDA, D.K. Comparative evaluation of numerical model and artificial neural network for simulating groundwater flow in Kathajodi–Surua

Inter-basin of Odisha. Journal of Hydrology, v. 495, p. 38-51, 2014.

PARAÍBA. Decreto Estadual nº. 19.260, de 31 de outubro de 1997. Regulamenta a outorga do direito de uso dos recursos hídricos e dá outras providências, 1997.

ZHOU, Y.; LI, W. A review of regional groundwater flow modeling. Geoscience Frontiers, v. 2, n. 2, p. 205-214, 2011.

RBRH *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 657 - 667

Determinação de anti-inflamatórios na água e sedimento e suas relações com a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba-PR.

Determination of anti-inflammatory in water and sediment and its relations with water quality in Alto Iguaçu watershed, Curitiba-PR

Rafael Duarte Kramer[1]; Alinne Mizukawa[2]; Alessandra Honjo Ide[3]; Luana Oliveira Marcante[4]; Maruricius Marques dos Santos[5] e Júlio César Rodrigues de Azevedo[6]

[1, 2] Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil
rafaelkramer@outlook.com; alimizu@yahoo.com.br

[3, 4, 5, 6] Laboratório de Estudos Avançados em Química Ambiental (LEAQUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil
alessandrahide@hotmail.com; luana_tgambiental@yahoo.com.br; mauricius_mds@hotmail.com; jcrazevedo@utfpr.edu.br

Recebido: 10/11/14 - Revisado: 01/02/15 - Aceito: 18/05/15

RESUMO

A contaminação ambiental por poluentes emergentes tem sido explorada em diferentes pesquisas na área ambiental. Isso deve, em grande parte, pela baixa eficiência dos tratamentos de efluentes municipais e pelo alto consumo de produtos químicos. A bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, localizada na Região Metropolitana de Curitiba, apresenta alta densidade populacional em seu entorno e, consequentemente, problemas na qualidade da água de seus rios. Considerando este aspecto, o presente estudo abrangeu a avaliação de contaminantes emergentes em cinco rios pertencentes a esta bacia. Foi avaliada a contaminação pelos anti-inflamatórios ibuprofeno, paracetamol e diclofenaco, na água superficial e nos sedimentos, durante um ano, totalizando quatro campanhas amostrais. O ibuprofeno foi quantificado somente na primeira amostragem, apresentando concentrações elevadas no rio Belém (729 ng.L^{-1}). Já o diclofenaco foi amplamente detectado na água, chegando a concentrações de 285 ng.L^{-1} na terceira coleta no rio Iguaçu. Ao contrário dos demais, o paracetamol foi frequentemente quantificado na água, tendo os rios Iguaçu e Belém com mais presença deste fármaco, o qual também foi determinado nos sedimentos, especialmente no rio Barigui, chegando a apresentar 6,896 $\mu g\, g^{-1}$. A presença desses compostos nos rios amostrados confirma a interferência antrópica que a bacia do Alto Iguaçu sofre da desordenada urbanização.

Palavras Chave: *Diclofenaco. Ibuprofeno. Paracetamol. Esgoto doméstico. Região Metropolitana de Curitiba*

ABSTRACT

Environmental contamination by emerging pollutants has been explored in different studies in the environmental area. This is due, in the most part, by the low efficiency of municipal wastewater treatment and the high chemical consumption. The watershed of the Alto Iguaçu located in the Metropolitan Region of Curitiba has a high population density in your surroundings and, consequently, has some problems in water quality of its rivers. Considering this aspect, this study comprehended the evaluation of emerging contaminants in five rivers inside this watershed. Contamination by anti-inflammatory ibuprofen, paracetamol and diclofenac in surface water and sediment was evaluated for a year, a total of four sampling campaigns. Ibuprofen was found only in the first sampling, but in high concentrations in the Belémriver (729 ng.L^{-1}). Diclofenac had been widely detected in water and it reached concentrations of 285 ng.L^{-1} in the third sampling in the Iguaçu river. Unlike the rest, paracetamol was often quantified in the water, being the Iguaçu and Belém rivers with more presence of this drug. It was also determined in sediments, especially in Bariguiriver, being founded 6,896 $\mu g\, g^{-1}$. The presence of these compounds in the sampled rivers confirms an anthropogenic interference with the Alto Iguaçu watershed, which suffers from unplanned urbanization.

Keywords: *Diclofenac. Ibuprofen. Paracetamol. Domestic sewage. Metropolitan Region of Curitiba*

INTRODUÇÃO

A matéria orgânica dissolvida (MOD) apresenta, em sua composição, uma complexa mistura de matéria orgânica natural (alóctone ou autóctone) ou de origem antropogênica, como esgotos domésticos (AHMAD; REYNOLDS, 1995; MA; ALLEN; YIN, 2001; OLIVEIRA et al., 2006).

A MOD, inicialmente, pode ser avaliada através das técnicas de espectroscópica: emissão de fluorescência molecular ou absorção na região do ultravioleta e visível (CHEN et al., 2002; KNAPIK; FERNANDES; AZEVEDO, 2014; OLIVEIRA et al., 2006; PEURAVUORI; KOIVIKKO; PIHLAJA, 2002; SENESI, 1990). No estudo da MOD, na emissão da fluorescência é possível destacar os espectros de emissão com excitação (λExc) em 370nm e determinação da emissão (λEm) em 450 e 500 nm (OLIVEIRA et al., 2006; WESTERHOFF; ANNING, 2000). Também são aplicadas as técnicas de excitação, de espectros sincronizados e o de matriz excitação-emissão (AZEVEDO; NOZAKI, 2008; CHEN et al., 2002; MA; ALLEN; YIN, 2001; OLIVEIRA et al., 2006; PEURAVUORI; KOIVIKKO; PIHLAJA, 2002; SENESI, 1990).

Após identificar as possíveis fontes da matéria orgânica (autóctone, alóctone pedogênica ou alóctone antropogênica) pôde ser realizado um estudo mais detalhado dos compostos orgânicos presentes no ambiente aquático, como a determinação de contaminantes emergentes.

Contaminantes emergentes estão relacionados a qualquer substância química presente no nosso cotidiano como fármacos, produtos de higiene, produtos de uso veterinário, embalagens de alimentos, agroquímicos, retardantes de chama, hormônios sexuais femininos, entre outros, que possam ser encontrados em matrizes ambientais e biológicas em concentrações muito baixas, da ordem de ng.L-1 (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013). Normalmente, não são monitoradas ou não possuem ainda legislação, sendo que estas substâncias, muitas vezes, podem afetar o sistema endócrino, apresentando risco potencial à saúde (LA FARRE et al., 2008).

Dentro das principais classes dos poluentes emergentes podemos citar os produtos farmacêuticos. O grande consumo de medicamentos pela população mundial tem fomentado pesquisas sobre contaminação por diferentes princípios ativos e metabólitos provenientes dos fármacos (KASPRZYK-HORDERN; DINSDALE; GUWY, 2009), pois estes podem estar presentes nos ambientes aquáticos. O Brasil é o quarto maior consumidor mundial de medicamentos, com consumo médio de 11 caixas de diferentes fármacos por pessoa/ano (EICKHOFF; HEINECK; SEIXAS, 2009). Esses produtos farmacêuticos, provavelmente, chegam ao meio ambiente, não só por causa do uso indevido, mas também em virtude do uso cotidiano e descarte inapropriado.

Desenvolvidas para um fim terapêutico, as estruturas químicas dos medicamentos tendem a ser persistentes no ambiente, sendo que, aproximadamente 75% de algumas classes de fármacos são excretadas pelo corpo humano e animal sem sofrerem alterações (KUMMERER, 2010). A outra parte é metabolizada, transformando-se em outros compostos (metabólitos), podendo ter uma alteração das suas características e até mesmo uma maior acumulação no ambiente (KASPRZYK-HORDERN, 2010). Há uma preocupação com o uso excessivo de fármacos, porém esses medicamentos, quando não são utilizados, quase sempre são descartados através de vasos sanitários, escoados com a chuva ou tratados como resíduos sólidos comuns, não seguindo um procedimento de descarte adequado (KUMMERER, 2010).

Outra forma de entrada dos contaminantes emergentes, em especial fármacos e seus metabólitos, no ambiente é através de várias fontes pontuais e não pontuais tais como: plantas de fabricação; efluentes das Estações de Tratamento de Esgoto e/ou industriais; resíduos domésticos; aterros sanitários e excreção animal (DAUGHTON; TERNES, 1999). Uma quantidade significativa dos fármacos originais e seus metabólitos são excretados na urina, fezes ou esterco animal e, posteriormente, chegam às Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) para serem degradados (ONESIOS; YU; BOUWER, 2009). Há três rotas principais para os medicamentos nas ETE's (RICHARDSON; BOWRON, 1985): pode ser mineralizado a gás carbônico e água (biodegradado), como a biodegradação do ácido acetilsalicílico; pode ser metabolizado ou ser degradado parcialmente, como as penicilinas; ou então ser persistente, como os clofibratos. Apesar de existirem modernas ETE's, estudos tem comprovado que diferentes compostos orgânicos de interesse ambiental não são biodegradados ou eliminados completamente por estes procedimentos de tratamento, persistindo então nos sistemas aquáticos em que os efluentes são lançados (SCHNELL et al., 2009).

O caminho percorrido por um fármaco no meio ambiente, desde a sua produção até sua total degradação, ainda é desconhecida (FATTA-KASSINOS; MERIC; NIKOLAOU, 2011). Os compartimentos ambientais com maior incidência de contaminação são o sedimento e a água, tanto superficial como subterrânea (KASPRZYK-HORDERN; DINSDALE; GUWY, 2009). A possível presença de compostos farmacêuticos em águas superficiais e subterrâneas e nos sedimentos acarreta na necessidade de mais estudos que determinem suas concentrações e seus efeitos tóxicos no meio ambiente (SILVA et al., 2011).

Uma das classes de produtos farmacêuticos muito presente no nosso cotidiano é a dos anti-inflamatórios, que consiste, basicamente, em um grupo de compostos ativos com finalidade de controlar a inflamação, promover a analgesia e combater a hipertermia. Grandes quantidades de analgésicos são prescritas em atendimento médico humano, mas geralmente são vendidos em quantidades muito mais elevadas e sem receita (SHIN; OH, 2012). No Brasil, os anti-inflamatórios não-esteroidais (AINEs) são medicamentos que não precisam de prescrições médicas para ser comprados e fazem parte da composição de diversos medicamentos à venda, caracterizando assim esta classe de medicamentos como a mais prescrita por médicos e dentistas e, consequentemente, uma das mais consumidas (EMERENCIANO et al., 2008). Nesta extensa classe existem: ácido acetilsalicílico, cetoprofeno, fenoprofeno, flurbiprofeno, ácido tiaprofenico, carprofeno, loxoprofeno, indometacina, ibuprofeno, diclofenaco e acetaminofeno (paracetamol).

Não muito distante dessa problemática ambiental, a cidade de Curitiba vem sofrendo com alguns danos em seus corpos hídricos. O aumento populacional da região metropolitana de Curitiba (RMC), que hoje representa aproximadamente 25% da

população total do estado, causou uma ocupação desordenada em áreas de mananciais que abastecem a região, prejudicando a disponibilidade e qualidade hídrica (YAMAMOTO; CANALI, 2012). A RMC está inserida na bacia do Alto Iguaçu e os impactos causados pela população já estão sendo refletidos nas águas de abastecimento de milhões de pessoas delas servidas (ANDREOLI et al., 2000).

O rio Iguaçu, o principal rio da bacia hidrográfica em questão, ao longo de sua trajetória pela bacia do Alto Iguaçu recebe as cargas dos rios Belém, Barigui, Atuba, Iraí, Palmital, entre outros, diminuindo consideravelmente a qualidade da água. Muitos desses rios cortam a cidade de Curitiba e lançam toda a sua carga proveniente da poluição difusa, efluentes domésticos, lançamentos pontuais e efluentes resultantes das indústrias na bacia do Alto Iguaçu (KNAPIK et al., 2008). A principal carga poluidora na RMC está relacionada aos esgotos domésticos. O serviço de coleta de esgoto não atende a todas as sub-bacias e quando atende possui algumas falhas na rede ou na eficiência do tratamento. Mesmo algumas regiões, tendo a rede de coleta de esgoto, muitas casas são ligadas erroneamente na rede de águas pluviais ou são lançados diretamente nos rios na forma in natura (YAMAMOTO; CANALI, 2012).

Neste estudo, foram realizadas amostragens da água superficial e sedimento dos rios Atuba, Barigui, Belém, Iraí e Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba, com a finalidade de verificar possíveis contaminações no meio ambiente por diclofenaco (DIC), ibuprofeno (IBU) e paracetamol (PAR).

METODOLOGIA

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Bacia do Alto Iguaçu que está situada na Região Metropolitana de Curitiba (RMC). A Bacia do Alto Iguaçu abrange 30 sub-bacias, contemplando uma área total de aproximadamente 2881,73 km^2 (SEMA, 2010). Foram realizadas quatro amostragens: abril, junho, setembro e novembro de 2011; foram coletados amostras de água superficial e de sedimento de 11 pontos em 5 diferentes rios da RMC, todos pertencentes à bacia hidrográfica do Alto Iguaçu: rio Belém; rio Barigui; rio Atuba; rio Iraí e rio Iguaçu (Figura 1). Na Tabela 1, encontram-se as coordenadas e as siglas usadas dos pontos amostrados.

Tabela 1 - Localização dos pontos amostrados no estudo

Rio	Latitude (S)	Longitude (O)	Sigla do ponto
Belém	25°26'51.93"	49°15'04.10"	BL1
Belém	25°30'26.58"	49°12'54.22"	BL2
Barigui	25°25'34.43"	49°18'24.66"	BA1
Barigui	25°25'52.46"	49°18'47.51"	BA2
Barigui	25°27'54.09"	49°19'12.81"	BA3
Barigui	25°30'53.21"	49°20'18.85"	BA4
Atuba	25°27'53.73"	49°11'25.56"	AT1
Atuba	25°28'25.76"	49°11'07.87"	AT2
Iguaçu	25°29'03.73"	49°11'25.01"	IG1
Iguaçu	25°31'42.10"	49°13'08.50"	IG2
Iraí	25°27'16.61"	49°10'17.11"	IR1

Análises físicas e químicas

A amostragem em campo, em alguns pontos, foi realizada em pontes altas, utilizando garrafa de Van Dorn de 5 litros para auxiliar nas coletas de água e tomado o cuidado de realizar amostragem na superfície da água. Foram coletados 1,5 L de água superficial dos rios para a realização das análises físicas e químicas e as amostras foram preservadas com gelo até a chegada ao laboratório. Em campo, foram obtidos os valores

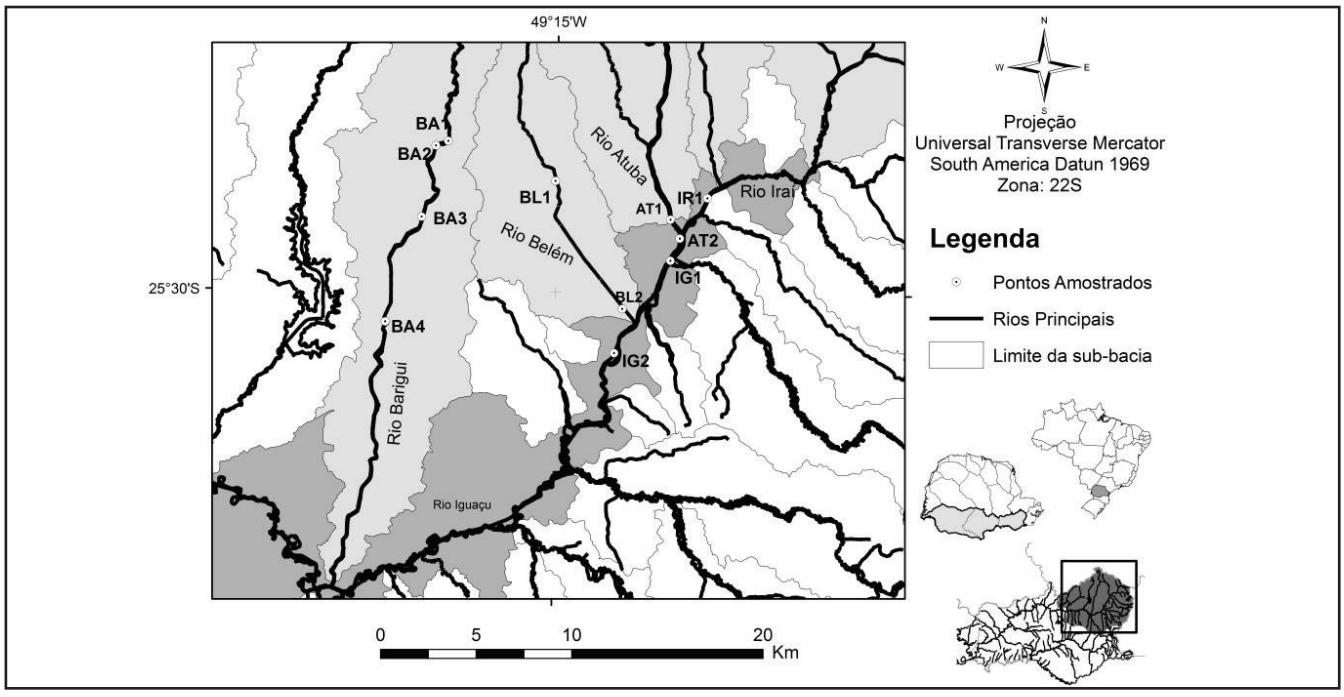


Figura 1 – Indicação da localização dos pontos de amostragem na Bacia do Alto Iguaçu

da temperatura da água (°C), do oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$), do pH, da condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$), do potencial redox (mV) e dos sólidos totais dissolvidos ($mg.L^{-1}$), todos com a sonda multiparâmetro Hanna Instruments. A turbidez (NTU) foi estimada utilizando um turbidímetro digital Hanna. Os níveis de precipitação foram obtidos com o Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR) das subestações de Curitiba e Pinhais.

Para realização das análises físicas e químicas, as amostras foram filtradas com membranas Millipore de éster de celulose, 0,45 μm. Foram analisados: o N-nitrito (método colorimétrico), o N-nitrato (método da redução do Cádmio), o N-amoniacal (método de fenato), o ortofosfato (método do ácido ascórbico) e, nas amostras in natura, foi quantificada a concentração de fósforo total (digestão ácida) APHA (2012).

As análises de espectroscopia na região do ultravioleta e visível foram realizadas no dia da campanha com a fração dissolvida (0,45 μm). Foram obtidos espectros na faixa de 200 a 700 nm com o espectrofotômetro Cary 50 – Varian, utilizando-se cubeta de quartzo, com caminho ótico de 1,0 cm. Como branco, foi utilizado água ultrapura.

A análise por fluorescência molecular foi realizada em equipamento Varian Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer, utilizando lâmpada de xenônio e voltagem de 900 V. Foram obtidos espectros de emissão, com excitação em 370 nm. Também foram obtidos espectros de varredura sincronizada, com excitação de 250 a 600 nm ($\Delta\lambda$= 18 nm). Nos espectros de MEE, as medidas foram realizadas nos comprimentos de onda de 250 a 600 nm para excitação e de 250 a 700 nm para emissão, onde foram determinados alguns picos principais (T1, T2, A, B C), segundo Chen et al. (2003). Todos os espectros de fluorescência foram obtidos aplicando-se 240 nm min^{-1}, fenda de 5 nm, cubeta de quartzo de 1 cm e água ultra pura como branco. Determinações do espectro de água ultrapura foram realizadas para um controle do sinal analítico e eliminação do espalhamento Raman dos espectros.

O carbono orgânico dissolvido (COD) (pH<2, H_2SO_4) foi determinado empregando o equipamento Hiper TOC Thermo Scientific, aplicando 10000C na combustão da amostra.

Extração dos fármacos

Foi coletado 1 L de amostra de água superficial de cada ponto com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn e armazenados em frascos âmbar. Esses foram previamente descontaminados com Extran® e, posteriormente, aquecidos a 450°C durante 3 horas. As amostras foram filtradas com membrana 0,45 μm e, em seguida, adicionado HCl 6,0 $mol.L^{-1}$ até o pH ser próximo de 3.

A extração dos fármacos, nas amostras com o pH ajustado, foi realizada empregando a técnica de extração em fase sólida (SPE), utilizando cartuchos de C18. As amostras foram passadas a uma velocidade de 8 a 10 $mL.min^{-1}$. Os cartuchos foram secados no fluxo de nitrogênio. A eluição foi realizada com 20 mL de acetonitrila e rotaevaporados a 40°C e, o conteúdo foi redissolvido em 1 mL de metanol com o auxílio de um ultrassom e transferidos para vials de 2 mL.

A derivatização dos fármacos extraídos foi realizada da seguinte forma: os vials foram colocados em estufa a 30°C para total evaporação do solvente e posterior dissolução em 0,93 mL de acetato de etila e adição de 0,05 mL de um padrão previamente conhecido para fortificação do sinal analítico. Por final, a amostra foi derivatizada com 0,02 mL de BSTFA + 1% de TMCS em estufa a 60°C durante 30 minutos. Posteriormente, as amostras foram analisadas por cromatografia gasosa (CG-FID).

As amostras de sedimento foram coletadas com o auxílio da draga de Petersen modificada e preservadas a temperatura de -20°C. Foram realizadas 3 campanhas de amostragem (abril, junho e novembro de 2011) de sedimento que coincidiram com as amostragens da água. As análises do sedimento seguiram parcialmente a metodologia descrita por Xu et al. (2008). A análise foi realizada em 5 g de sedimento. Foram realizadas 4 extrações sucessivas com dois diferentes solventes, sendo: as duas primeiras com 5 mL de acetona e as duas últimas com 5 mL de acetato de etila. Em cada adição de solvente, a amostra foi sonificada durante 10 minutos e depois centrifugada durante 10 minutos, a 4000 rpm. O sobrenadante resultante foi acumulado e, no final, rotaevaporado a 40 °C até a secura. Foram adicionados 3mL de metanol para a reconstituição da amostra e avolumados para 25 ml com água ultra pura. A etapa seguinte consistiu na extração, em fase sólida, igualmente à utilizada na extração das amostras de água superficial, tal como uma etapa de limpeza (clean up) da amostra extraída do sedimento.

Cromatografia gasosa

Para as análises, foi utilizado um cromatógrafo de fase gasosa (CG) com um detector de ionização por chama (FID) (Varian 450-GC) e amostrador automático (Varian CP-8410). A separação cromatográfica foi feita com uma coluna capilar HP-5MS, 30 m x 0,25 mm, 5% difenil-dimetilpolissiloxano (0,25 μm). O modo Split/Splitless foi usado com o gás de arraste nitrogênio com um fluxo de $1mL.min^{-1}$. As temperaturas do injetor e detector foram fixadas em 250°C. O programa de temperatura do forno foi: temperatura inicial de 70°C durante 1 minuto, subindo para 120°C a uma taxa de 20°C min^{-1}, depois foi a 250°C na taxa de 10°C min^{-1} e foi a 270°C em uma taxa menor de 5°C min^{-1}, permanecendo nesta temperatura por 4,5 minutos, totalizando uma corrida de 25 minutos. Foi injetado no equipamento 1μL de amostra.

Análises estatísticas

Foi utilizado teste não paramétrico de correlação de Sperman pelo fato da não homogeneidade dos dados. Os dados de censura foram considerados a metade do limite de detecção (LD/2) (CHRISTOFARO; LEAO, 2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2, constam os valores dos índices de precipitação na região de Curitiba e a indicação das campanhas realizadas.Os rios Atuba e Iraí encontram-se em Pinhais e os demais pontos dos rios (Belém, Barigui, Iguaçu) foram amostrados em Curitiba. A diferença de precipitação entre as cidades

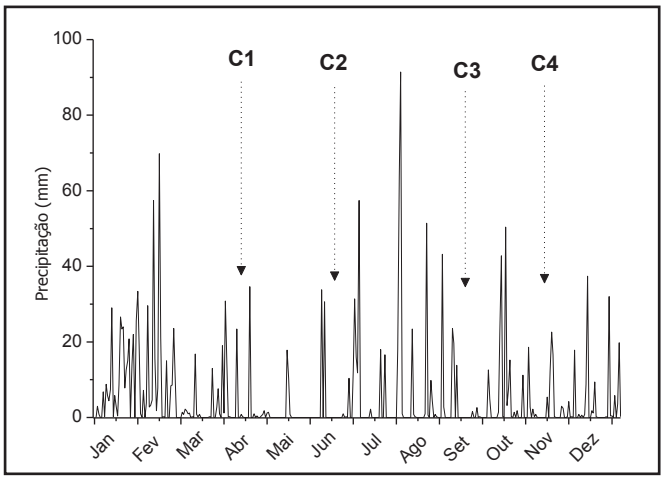


Figura 2 - Níveis de precipitação, em mm, próximos dos locais amostrados. Onde C1 refere-se à primeira, C2 à segunda, C3 à terceira e C4 à quarta campanha

nos períodos amostrados foi pequena e apenas na primeira amostragem (C1) houve menor precipitação em Curitiba do que em Pinhais. Considerando a média das chuvas de sete dias antes das amostragens, a segunda campanha (C2) apresentou-se com chuvas mais intensas (Curitiba, 64,4 mm e Pinhais, 67,8 mm) e a quarta (C4) foi a menos intensa.

Na tabela 2, constam os valores, considerando a média de todos os pontos amostrados em cada campanha, no respectivo rio. Por esta razão, os desvios padrões podem apresentar valores mais elevados, pois existem pontos no rio que apresentam menor concentração em relação a outro ponto na mesma campanha, ou em campanhas diferentes. Em termos de OD, observou-se que os Rios Iguaçu e Belém apresentaram-se com anoxia, provavelmente, devido à grande presença de efluentes domésticos, que podem ser confirmados pelos altos valores de fósforo (P-total e ortofosfato) e formas de nitrogênio inorgânico, especialmente N-amoniacal.

A entrada de matéria orgânica decorrente de despejos domésticos (Tabela 2, Figura 3A), em águas naturais, ocasiona diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, prejudicando a qualidade da água (Tabela 2).

De acordo com Rostan e Cellot (1995), a absortividade (A285) determinada através da razão da absorbância em 285 nm pelo COD ($g.L^{-1}$), pode ser indicativo da composição do carbono orgânico dissolvido. Valores de A285, próximos de 20 $L.g^{-1}$, podem ser considerados como COD essencialmente formado por ácidos fúlvicos, enquanto que valores inferiores a 10 $L.g^{-1}$indicaram presença de carbono alifático (matéria orgânica mais lábil). Este COD mais lábil pode ser proveniente da produtividade primária ou de efluentes domésticos e/ou industriais. Na figura 3B, foi observado que a maioria do COD apresentou valores abaixo de 10 $L.g^{-1}$, indicando carbono orgânico dissolvido mais lábil, provavelmente, de efluentes domésticos, pois além de baixo OD foram determinados valores elevados de fósforo total e N-amoniacal (Tabela 2).

O COD mais lábil também pode ser confirmado através dos espectros de emissão de fluorescência. A razão (FR) da IF emitida nos comprimentos de onda de 450 nm e 500 nm (FR = IF450/IF500), com excitação em 370 nm também é utilizada como indicativo de carbono orgânico mais refratário ou mais lábil. Valores de FR maiores do que 1,8 indicam fonte autóctone ou mais lábil e, valores menores do que 1,5 indicam fonte alóctone pedogênica, principalmente, ácido fúlvico. Pela Figura 3C, verifica-se que houve predomínio de COD mais lábil em alguns rios, pois os valores estiveram mais próximos ou superiores a 1,8.

Outro aspecto que chama a atenção são os valores da intensidade de fluorescência emitida em 298 nm (Figura 3D), a qual caracteriza matéria orgânica lábil, podendo ser de esgotos domésticos (AHMAD; REYNOLDS, 1995; CHEN et al., 2002; KNAPIK; FERNANDES; AZEVEDO, 2014; PONS; BONTÉ; POTIER, 2004). Observou-se que nos períodos de menor precipitação foram maiores as intensidades de fluorescência emitidas nesta região.

Vários autores realizaram estudos para caracterizar e identificar a matéria orgânica natural de diferentes origens (FRIMMEL, 1998; PEURAVUORI; KOIVIKKO; PIHLAJA, 2002), ou para diferenciar a matéria orgânica de origem natural da matéria orgânica dissolvida proveniente de efluentes domés-

Tabela 2 – Valores médios do oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (P-total), ortofosfato ($P\text{-}PO_4^{3-}$), N-nitrito, N-nitrato, N-amoniacal e COD, concentrações em $mg.L^{-1}$

Rio	OD	P-total	$P\text{-}PO_4^{3-}$	$Nitrito^-$	N-amoniacal	Nitrato	COD
Iraí	5.77	0.73	0.58	0.13	8.57	0.50	9.87
	(2.40)	(0.16)	(0.31)	(0.03)	(3.61)	(0.31)	(11.15)
Barigui	4.05	1.21	0.43	0.17	4.42	1.31	14.28
	(1.54)	(1.08)	(0.50)	(0.04)	(4.38)	(0.36)	(11.98)
Iguaçu	1.92	2.00	0.77	0.07	13.39	0.38	12.46
	(1.49)	(1.08)	(0.39)	(0.03)	(8.09)	(0.27)	(6.70)
Belém	0.46	4.81	1.90	0.07	23.49	0.14	19.01
	(0.54)	(3.15)	(1.15)	(0.01)	(14.67)	(0.06)	(12.65)
Atuba	4.06	3.89	1.84	0.13	25.91	0.78	18.59
	(1.86)	(2.86)	(1.71)	(0.07)	(20.72)	(0.62)	(10.04)

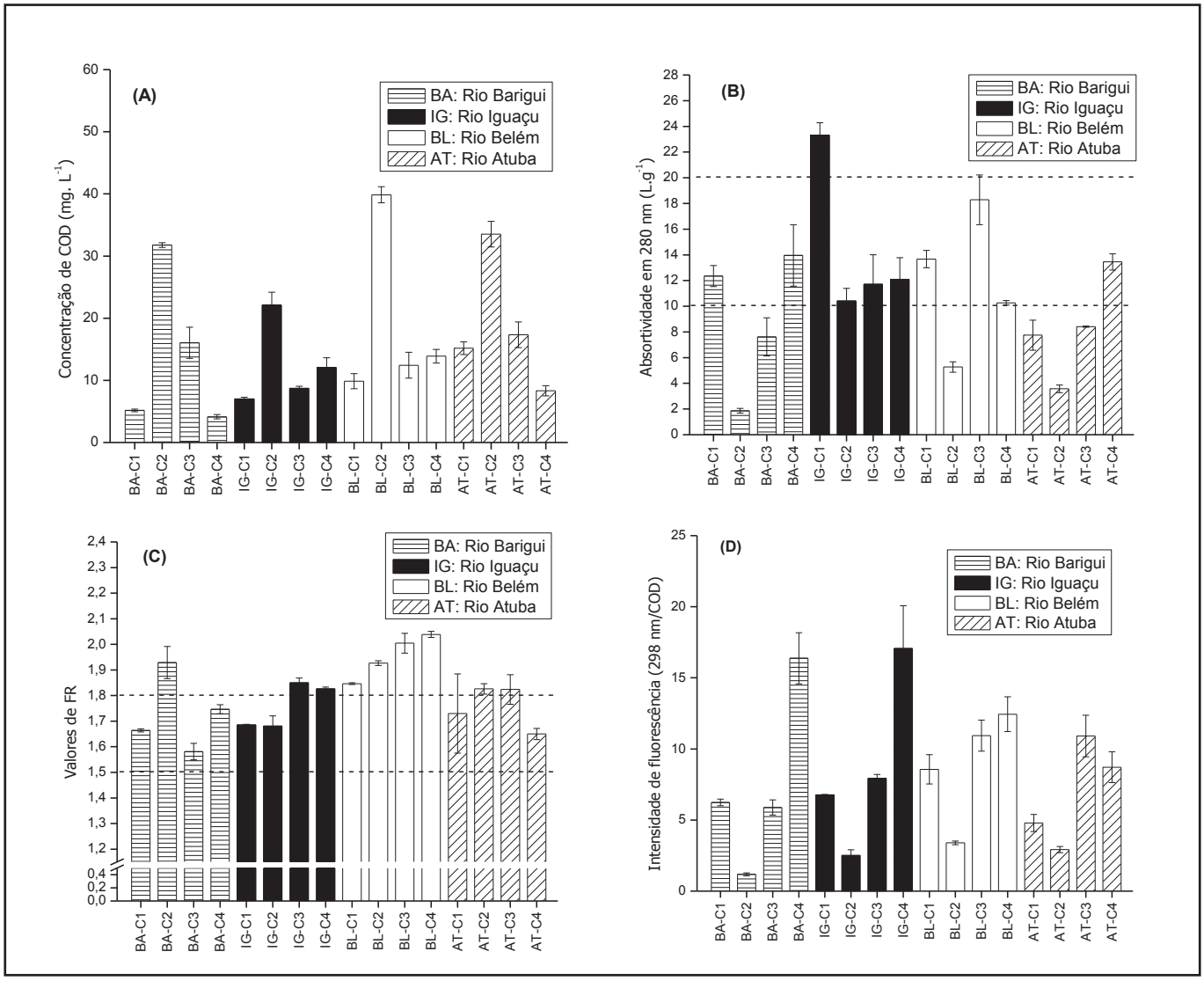


Figura 3 – Variação do COD (A), da absortividade (A285), da razão FR e da IF emitida em 298 nm nos Rios Barigui (N = 48), Iguaçu (N = 24), Atuba (N = 24) e Belém (N = 24) nas quatro campanhas realizadas (C1, C2, C3 e C4)

ticos (AHMAD; REYNOLDS, 1995; CHEN et al., 2002; 2002; PONS; BONTÉ; POTIER, 2004). Assim, considerando que a matéria orgânica dissolvida nos rios da Região Metropolitana de Curitiba apresenta tendência de ser COD de origem provenientes de efluentes de domésticos, foram analisados alguns fármacos nestes ambientes aquáticos.

Na tabela 3, constam os resultados, em termos de detecção, de três fármacos analisados (ibuprofeno, diclofenaco e paracetamol) nas amostras de água e de sedimento. Esta detecção confirma a entrada de matéria orgânica mais lábil proveniente de efluentes domésticos nos rios da Região Metropolitana de Curitiba.

Os rios Atuba e Belém se destacam por ter presença constante dos três fármacos em suas águas. O rio Atuba se caracteriza pela entrada do efluente da ETE Atuba Sul (AT2) e densidade populacional na região (AT1) o que pode estar ajudando na frequência desses compostos no rio Atuba, porém, apenas o ibuprofeno não foi detectado no ponto anterior à ETE

Tabela 3 - Frequência de detecção, em porcentagem (%), dos compostos determinados, nos pontos de cada rio amostrado. A - amostras de água; S* - amostras de sedimento

Rios	Pontos	IBU		PAR		DIC	
		A	S	A	S	A	S
Atuba	AT1	50	0	100	0	100	0
	AT2	100	0	100	0	100	0
Barigui	BA1	0	0	75	0	75	0
	BA2	0	0	75	33	50	0
	BA3	25	0	75	66	75	0
	BA4	0	0	100	0	100	0
Iguaçu	IG1	50	0	100	33	100	0
	IG2	50	0	100	66	100	0
Belém	BL1	75	0	100	33	100	0
	BL2	75	0	100	33	100	0
Iraí	IR1	0	0	100	0	50	0

* Nos sedimentos foram realizadas análises em 3 campanhas.

(AT1), os demais todos tiveram 100% de frequência antes da descarga da ETE. Já nos seus sedimentos, não foi detectada a presença de nenhum dos três compostos.

A elevada frequência no rio Belém pode estar associada à densa urbanização que afeta as margens desse rio, causando alterações na qualidade da água, com a presença de grande quantidade de esgotos domésticos.

Os rios Barigui e Iraí foram os que apresentaram as menores frequências e, portanto, indicam ter um menor impacto por esses compostos provenientes de efluentes domésticos. Este resultado está de acordo com os valores um pouco mais elevados de OD e menores de N-amoniacal e ortofosfato, em relação aos rios Atuba, Belém e Iguaçu, apesar de serem valores elevados.

O rio Iguaçu teve uma presença constante de paracetamol e diclofenaco, mas o que se destacou foi a presença de paracetamol no sedimento (33% no ponto IG1 e 66% no ponto IG2).

O ibuprofeno foi o fármaco com o menor índice de detecção e quantificação entre os compostos analisados, em grande parte das amostragens teve suas concentrações abaixo do limite de detecção (Figura 4).

Apenas na primeira campanha foi possível quantificar o ibuprofeno nos rio Atuba e Belém (Figura 4). No rio Atuba, a concentração encontrada foi de 102 ng.L^{-1} e no Rio Belém o valor médio (N = 24) foi de 370 ng.L^{-1}. Em algumas amostras foi detectado, mas não foi quantificado.

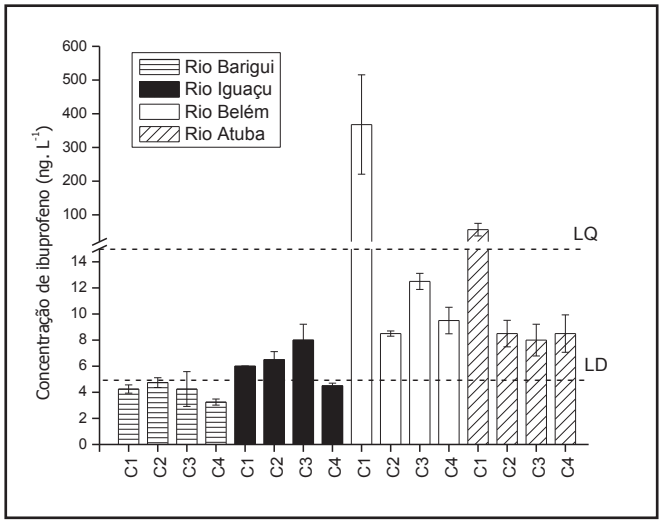


Figura 4 - Concentração de ibuprofeno na água dos Rios Barigui (N = 48), Iguaçu (N = 24), Atuba (N = 24) e Belém (N = 24) nas quatro campanhas realizadas (C1, C2, C3 e C4). O LD e o LQ da água foram 10 e 31 ng.L^{-1}

A baixa frequência de detecção do ibuprofeno já era esperada, devido ao baixo consumo desse medicamento no Brasil, o que também pode ser confirmados por outros estudos realizados. Em Campinas (MONTAGNER; JARDIM, 2011) e no Rio de Janeiro (STUMPF et al., 1999), este fármaco também foi detectado.

Em outros países, o ibuprofeno é mais consumido e, segundo Ternes (1998), na Alemanha, no ano de 1995, foi prescrito um total de 105 toneladas desse componente. Ternes (1998) afirma ainda ter encontrado na saída de uma das ETE estudadas 370 ng.L^{-1} e 70 ng.L^{-1} em um dos rios da região. Já López-Serna et al. (2013), na bacia do Rio Guadalquivir, no sul da Espanha, encontraram valores médios de aproximadamente 600 ng.L^{-1}. Em Portugal, Paíga et al. (2013), no rio Lima, foi quantificado 723 ng.L^{-1}, sendo que em aproximadamente 50% dos pontos analisados foi detectado o ibuprofeno. Os resultados desses estudos corroboram com os resultados obtidos RMC.

A não detecção de ibuprofeno nos sedimentos se deve, principalmente, ao fato de ser uma molécula química hidrofílica e, segundo trabalho experimental realizado por Loffler et al. (2005), o ibuprofeno possui uma meia vida de 8 dias em ambientes aquáticos e não é encontrado em sedimentos e nem seu metabolito principal, o 2-hidroxi-ibuprofeno.

O diclofenaco apresentou a peculiaridade de ter sido detectado com frequência na água, porém no sedimento não foi detectado em nenhuma das três amostragens. Esse fato pode estar relacionado ao seu valor de log Kow (4,51), que mostra uma maior tendência de estar presente na coluna d'água e não incorporada nos sedimentos. Até mesmo na água em muitos dos pontos amostrados ficou abaixo dos limites de quantificação (Figura 5), o que pode indicar menor consumo desde fármaco pela população local ou degradação. Essa degradação foi constatada no estudo de Buser, Poiger e Muller (1998), que observaram, em lagos naturais, que 90% do diclofenaco foi fotodegradado.

A terceira amostragem (C3) apresentou as maiores concentrações de diclofenaco nos rios analisados, especialmente no rio Iguaçu, com valores de 285 ng.L^{-1}. No rio Barigui, foi quantificado diclofenaco na primeira campanha, porém somente no ponto BA4 que fica na entrada do município de Araucária. O rio Atuba possui a peculiaridade do efluente da ETE e isso ficou evidente na concentração de diclofenaco após jusante da mesma, pois a concentração na terceira amostragem foi maior no ponto próximo da saída da estação (AT2, 54 ng.L^{-1}) em relação a montante da ETE (AT1, 43 ng.L^{-1}) e, na quarta amostragem (C4) somente no ponto AT2 foi quantificada diclofenaco (34 ng.L^{-1}). No rio Atuba, o diclofenaco correlacionou-se positivamente

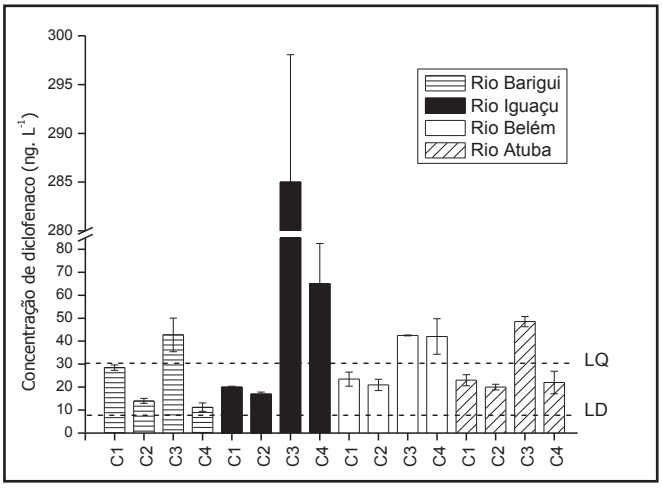


Figura 5 - Concentração de diclofenaco na água dos Rios Barigui (N = 48), Iguaçu (N = 24), Atuba (N = 24) e Belém (N = 24) nas quatro campanhas realizadas (C1, C2, C3 e C4). O LD de 9 ng.L^{-1} e LQ de 31.ng L^{-1}

com o ortofosfato (r_S = 0,6078; N = 24) e com a intensidade de fluorescência em 298 nm (r_S = 0,7306; N = 24) indicando a possível influência do efluente da ETE.

O rio Belém também apresentou diclofenaco, principalmente na C4, com concentração de 61 ng.L^{-1}. Neste rio, as correlações encontradas com o diclofenaco, novamente sugerem a influência por esgoto doméstico (Cl^-: r_S= 0,8107; N = 18; N-amoniacal: r_S= 0,5674; N = 18).

Estudo realizado na cidade do Rio de Janeiro por Stumpf et al. (1999) e em Campinas por Montagner e Jardim (2011) corroboram com os resultados obtidos nos rios da RMC. No Rio de Janeiro, foi encontrada a concentração de 60 ng.L^{-1} e em Campinas, de 115 ng.L^{-1}. Já na Europa, as concentrações encontradas são superiores, especialmente na Alemanha, aonde a quantificação nos rios chegou a 600 ng.L^{-1} (Ternes, 1998), que segundo o mesmo autor está relacionado com o consumo desse medicamento, pois em 1995 foram prescritas 75 toneladas de diclofenaco.

O paracetamol foi um dos fármacos estudados que apresentou as maiores ocorrências e concentrações, tanto no ambiente aquático (Figura 6A) como nos sedimentos (Figura 6B).

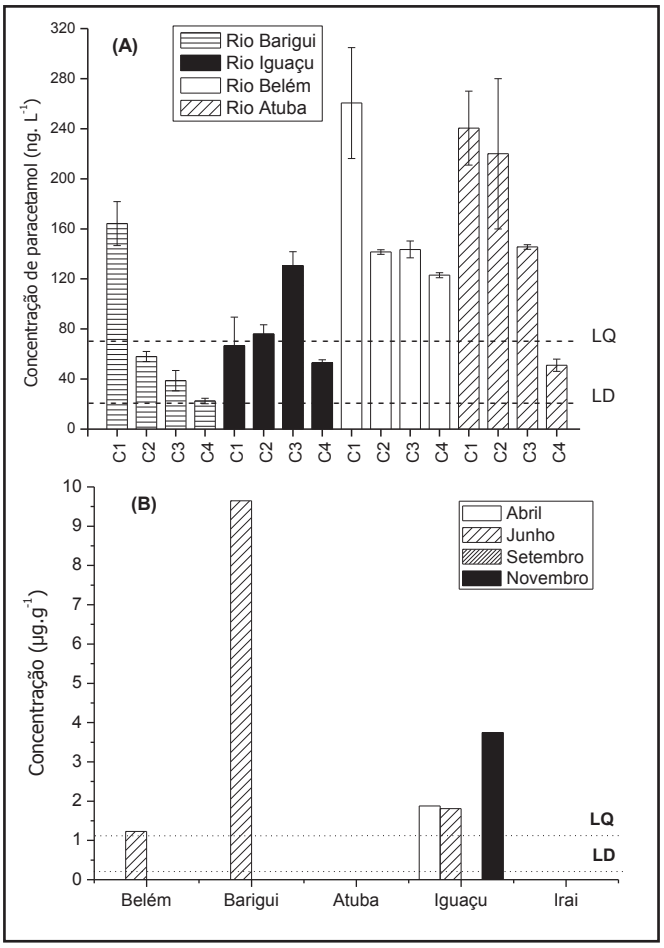


Figura 6 - Concentração de paracetamol na água (A) nos Rios Barigui (N = 48), Iguaçu (N = 24), Atuba (N = 24) e Belém (N = 24) nas quatro campanhas realizadas (C1, C2, C3 e C4) e no sedimento (B). O LD e o LQ da água foi 22 e 73 ng L^{-1}, respectivamente, e para o sedimento o LD e LQ foram 0,38 e 1,26 µg g^{-1}, respectivamente

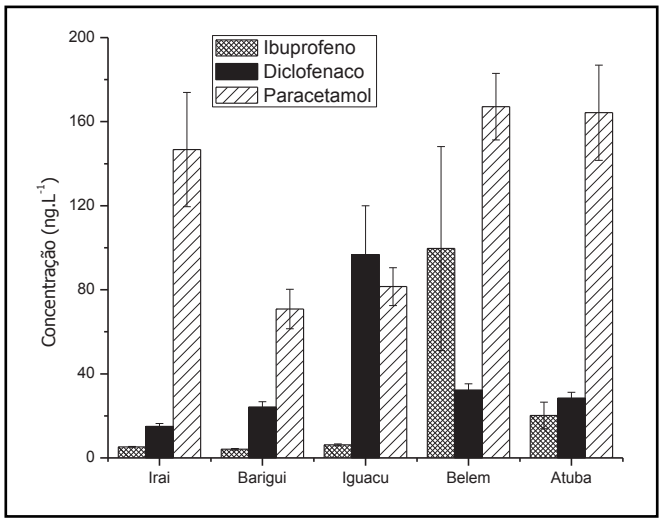


Figura 7 – Valores médios dos fármacos determinados nos Rios Barigui (N = 48), Iguaçu (N = 24), Atuba (N = 24) e Belém (N = 24) nas quatro campanhas realizadas (C1, C2, C3 e C4). O LD de 9 ng.L^{-1} e LQ de 31.ng L^{-1}

Grande parte dos rios apresentaram tendências semelhantes na concentração de paracetamol na água (Figura 6A), tendo a primeira campanha com maiores concentrações (C1), seguida da terceira (C3), da segunda (C2) e por fim da quarta campanha (C4). O rio Iraí (Figura 7) foi discrepante nessa análise, pois teve um ápice de concentração de 367 ng.L^{-1}.

O rio Belém e o Rio Atuba apresentaram mais impactados por efluentes domésticos devido a incidência de fármacos nas amostragens realizadas (Figura 7), chegando a ter 261 ng.L^{-1}(C1) de paracetamol no Rio Belém (Figura 6). Estas maiores concentrações foram obtidas no período que teve as menores precipitações locais. Por mais altas que pareçam as concentrações de paracetamol encontradas nesses rios, ainda assim ficaram abaixo das encontradas por Montagner e Jardim (2011) na cidade de Campinas, que chegou ao valor 13440 ng.L^{-1} na bacia hidrográfica do Atibaia.

Loffler et al. (2005) afirmaram que o paracetamol é totalmente transformado em 14 dias na água e quando vai para o sedimento se transforma em um produto não extraível e, portanto, não detectado em altas concentrações. Os rios Barigui e Iguaçu apresentaram concentrações de paracetamol no sedimento, podendo ser um indicativo de contaminação recente de efluentes domésticos. No rio Iguaçu, a detecção de paracetamol no sedimento foi de 1,88 µg.g^{-1} na C1, de 1,81 µg.g^{-1} na C2 e de 3,74 µg.g^{-1} na C4. Nesse mesmo rio, foi observada uma correlação negativa entre as concentrações de paracetamol na água e no sedimento (r =-0,52; p<0,046; N = 15) o que indica que pode estar havendo uma sorção desse fármaco no sedimento.

CONCLUSÃO

Foi possível detectar e quantificar os três produtos farmacêuticos propostos neste trabalho, tendo como destaque, o paracetamol que foi quantificado em todos os pontos em pelo menos uma das amostragens de água realizada. O diclofenaco

também foi detectado nos rios, porém em menores concentrações e frequência, ao contrário do ibuprofeno que foi quantificado na primeira amostragem em dois dos rios analisados. Esses contaminantes aportam nos rios, na maior parte das vezes, pela entrada de esgotos clandestinos ou não vindos de regiões de invasão das margens dos rios.

O ibuprofeno e o diclofenaco não foram quantificados nos sedimentos por não apresentar efeito acumulativo nesta matriz pelo seu Kow, ou seja, por serem hidrofílicos, sendo quantificados na forma dissolvida.

Os rios Iguaçu, Atuba e Belém se destacaram negativamente com a forte presença de contaminantes provenientes de esgotos domésticos e os rios Barigui e Iraí, também apresentam contaminação de mesma fonte mas com níveis menores de deterioração.

De um modo geral essa contaminação acontece não só pelo consumo desses fármacos, mas principalmente pela entrada de efluentes domésticos in natura ou tratados de forma ineficiente.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pelo financiamento (Processo474900/2011-8); a Fundação Araucária (Bolsa PQ); a CAPES pelo apoio através de bolsa de estudos, á UTFPR e ao CT-Infra 2010/FINEP pelos Recursos FNDCT, subprojeto NIPTA –Núcleo Interdisciplinar de Pesquisa em Tecnologias Ambientais.

REFERÊNCIAS

AHMAD, S. R.; REYNOLDS, D. M. Synchronous fluorescence spectroscopy of wastewater and some potential constituents. *Water Res*., v. 29, n. 6, p. 1599-1602, June 1995.

ANDREOLI, C. V.; DALARMI, D.; LARA, A. I.; ANDREOLI, F. N. Limites ao desenvolvimento da região metropolitana de Curitiba, impostos pela escassez de água. In: SILUBESA - SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *Anais*... Porto seguro: [s.n.], 2000. p. 185-195.

APHA - American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22th ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.

AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Eng. Sanit. Ambient*., v. 18, n. 3, p. 187-204, jul./set. 2013.

AZEVEDO, J. C. R.; NOZAKI, J. Análise de fluorescência de substâncias húmicas extraídas da água, solo e sedimento da Lagoa dos Patos/MS. *Quím. Nova*, v. 31, n. 6, p. 1324-1329, 2008.

BUSER, H. R.; POIGER, T.; MULLER, M. D. Occurrence and fate of the pharmaceutical drug diclofenac in surface waters: Rapid photodegradation in a lake. *Environ. Sci. Technol*.,v. 32, n. 22, p. 3449-3456, Set. 1998.

CHEN, J.; GU, B. H.; LEBOUF, E. J.; PAN, H. J.; DAI, S. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere,* v. 48, n. 1, p. 59-68, July 2002.

CHEN, W.; WESTERHOFF, P.; LEENHEER, J. A.; BOOKSH, K. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol*., v. 37, n. 24, p. 5701-5710, Dec. 2003.

CHRISTOFARO, C.; LEAO, M. M. D. Tratamento de dados censurados em estudos ambientais. *Quím. Nova*, v. 37, n. 1, p. 104-110, 2014.

DAUGHTON, C. G.; TERNES, T. A. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? Environ. *Health Perspect*., v. 107, p. 907-938, Dec. 1999. Supplement 6.

EICKHOFF, P.; HEINECK, I.; SEIXAS, L. J. Gerenciamento e destinação final de medicamentos: uma discussão sobre o problema. *Rev. Bras. Farmácia*, v. 90, n. 1, p. 64-68, 2009.

EMERENCIANO, D. P.; SILVA, H. F. O.; CARVALHO, G. C.; SOUZA, J. M.; CRUZ, M. F. C.; RIBEIRO, L. P. D.; MOURA, F. V. Controle de qualidade de medicamentos contendo diclofenaco sódico e potássico utilizando a espectroscopia no Infravermelho próximo NIR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 48., 2008, Rio de Janeiro. *Anais*… [S.l.: s.n.], 2008.

FATTA-KASSINOS, D.; MERIC, S.; NIKOLAOU, A. Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: current state of knowledge and future research. *Anal. Bioanal. Chem*., v. 399, n. 1, p. 251-275, Jan. 2011.

FRIMMEL, F. H. Characterization of natural organic matter as major constituents in aquatic systems. *J. Contaminant Hydrol*., v. 35, n. 1-3, p. 201-216, Dec. 1998.

KASPRZYK-HORDERN, B. Pharmacologically active compounds in the environment and their chirality. *Chem. Soc. Rev*., v. 39, n. 11, p. 4466-4503, Nov. 2010.

KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. Illicit drugs and pharmaceuticals in the environment - Forensic applications of environmental data. Part 1: Estimation of the usage of drugs in local communities. *Environ. Pollut*., v. 157, n. 6, p. 1773-1777, June 2009.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S; AZEVEDO, J. C. R. Aplicabilidade de técnicas de espectroscopia e da concentração de carbono orgânico dissolvido na caracterização da matéria

orgânica em rios urbanos. *RBRH:* revista brasileira de recursos hídricos, v. 19, n. 4, p. 214-225, out./dez. 2014.

KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S; FERNANDES, C. V. S.; MASINI, L. S.; MARIN, M. C. F. C.; PORTO, M. F. A. Análise crítica da calibração do modelo de qualidade de água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. *REGA*, v. 5, n. 2, p. 25-37, jul./dez. 2008.

KUMMERER, K. Pharmaceuticals in the Environment. Annu. *Rev. Environ. Resour.*, v. 35, p. 57-75, 2010.

LA FARRE, M.; PEREZ, S.; KANTIANI, L.; BARCELO, D. Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. T*rends Anal. Chem.,* v. 27, n. 11, p. 991-1007, Dec. 2008.

LOFFLER, D.; ROMBKE, J.; MELLER, M.; TERNES, T. A. Environmental fate of pharmaceuticals in water/sediment systems. *Environ. Sci. Technol.*, v. 39, n. 14, p. 5209-5218, July 2005.

LOPEZ-SERNA, R.; KASPRZYK-HORDERN, B.; PETROVIC, M.; BARCELO, D. Multi-residue enantiomeric analysis of pharmaceuticals and their active metabolites in the Guadalquivir River basin (South Spain) by chiral liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry. *Anal. Bioanal. Chem.*, v. 405, n. 18, p. 5859-5873, July 2013.

MA, H.; ALLEN, H. E.; YIN, Y. Characterization of isolated fractions of dissolved organic matter from natural waters and a wastewater effluent. *Water Res.*, v. 35, n. 4, p. 985-996, Mar. 2001.

MONTAGNER, C. C.; JARDIM, W. F. Spatial and Seasonal Variations of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in the Atibaia River, Sao Paulo State (Brazil). *J. Braz. Chem. Soc.*,v. 22, n. 8, p. 1452-1462, Aug. 2011.

OLIVEIRA, J. L.; BOROSKI, M.; AZEVEDO, J. C. R.; NOZAKI, J. Spectroscopic investigation of humic substances in a tropical lake during a complete hydrological cycle. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, v. 34, n. 6, p. 608-617, Dec. 2006.

ONESIOS, K. M.; YU, J. T.; BOUWER, E. J. Biodegradation and removal of pharmaceuticals and personal care products in treatment systems: a review. *Biodegradation*, v. 20, n. 4, p. 441-466, July 2009.

PAÍGA, P.; SANTOS, L. H. M. L. M.; AMORIM, C. G.; ARAÚJO, A. N.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M.; PENA, A.; DELERUE-MATOS, C. Pilot monitoring study of ibuprofen in surface waters of north of Portugal. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.,* v. 20, n. 4, p. 2410-2420, Apr. 2013.

PEURAVUORI, J.; KOIVIKKO, R.; PIHLAJA, K. Characterization, differentiation and classification of aquatic humic matter separated with different sorbents: synchronous scanning fluorescence spectroscopy. *Water Res.*, v. 36, n. 18, p. 4552-4562, Nov. 2002.

PONS, M.; BONTÉ, S. L.; POTIER, O. Spectral analysis and fingerprinting for biomedia characterization. *J. Biotechnol.*, v. 113, n. 1-3, p. 211-230, Sept. 2004.

RICHARDSON, M. L.; BOWRON, J. M. The Fate of Pharmaceutical Chemicals in the Aquatic Environment. *J. Pharm. Pharmacol.*, v. 37, n. 1, p. 1-12, Jan. 1985.

ROSTAN, J. C.; CELLOT, B. On the use of spectrophotometry to assess dissolved organic carbon origin variations in the Upper Rhône River. *Aquatic Sci.*, v. 57, n. 1, p. 1015-1621, 1995.

SCHNELL, S.; BOLS, N. C.; BARATA, C.; PORTE, C. Single and combined toxicity of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) on the rainbow trout liver cell line RTL-W1. *Aquat. Toxicol.*, v. 93, n. 4, p. 244-252, July 2009.

SEMA. Bacias hidrográficas do Paraná: sede histórica. Curitiba: SEMA, 2010.

SENESI, N. Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acid and its interactions with metal ions and organic chemicals. Part II: The fluorescence spectroscopy approach. *Anal. Chim. Acta*, v. 232, p. 77-106, 1990.

SHIN, H.; OH, J. Simultaneous determination of non-steroidal anti-inflammatory drugs in river water by gas chromatography-mass spectrometry. *J. Sep. Sci.*, v. 35, n. 4, p. 541-547, Feb. 2012.

SILVA, B. F.; JELIC, A.; LÓPEZ-SERNA, R.; MOZETO, A. A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Occurrence and distribution of pharmaceuticals in surface water, suspended solids and sediments of the Ebro river basin, Spain. *Chemosphere,* v. 85, n. 8, p. 1331-1339, Nov. 2011

STUMPF, M.; TERNES, T. A.; WILKEN, R.; RODRIGUES, S. V.; BAUMANN, W. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Sci. Total Environ.,* v. 225, n. 1-2, p. 135-141, Jan. 1999.

TERNES, T. A. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.*, v. 32, n. 11, p. 3245-3260, Nov. 1998.

WESTERHOFF, P.; ANNING, D. Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: influence of urbanization. *J. Hydrol.*, v. 236, n. 3-4, p. 202-222, Sept. 2000.

XU, J.; WU, L. S.; CHEN, W. P.; CHANG, A. C. Simultaneous determination of pharmaceuticals, endocrine disrupting compounds and hormone in soils by gas chromatography-mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*, v. 1202, n. 2, p. 189-195, Aug. 2008.

YAMAMOTO, C. R.; CANALI, N. E. Importância das wetlands

para a qualidade das águas na região Metropolitana de Curitiba – PR. *Rev. Geografar*, v. 7, n. 1, p. 161-189, jun. 2012.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 668 - 676

Qualidade das águas de nascentes na bacia hidrográfica do rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia

Water quality of the springsat river basin Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia

Ludmilla Santana Soares e Barros [1*]; Clair Rogério da Cruz [2] e Valdir Carneiro Silva[3]

[1,2] Docentes, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas, Feira de Santana, BA.Brasil
barros@ufrb.edu.br

[3] Mestrando, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA.Brasil
valdircj2008@yahoo.com.br

Recebido: 18/11/14 - Revisado: 27/01/15 - Aceito: 01/06/15

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo determinar a qualidade física, química e bacteriológica da água de vinte e duas nascentes, pertencentes à Bacia do Rio Paraguaçu, localizada nas imediações da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, em Cruz das Almas-BA. Para tal fito, foram detectadas as concentrações de coliformes totais, Escherichiacoli, Enterococcus e microrganismos mesófilos e obtidos os valores de turbidez e cor. As águas investigadas apresentaram altas concentrações de coliformes totais (>2.000 NMP/100mL), Escherichia coli *(>2.000 NMP/100mL),* Enterococcus *(>2.000 NMP/100mL) e microrganismos mesófilos (106 a 109 UFC/mL), que de acordo com as legislações nacionais e internacionais são consideradas impróprias para o consumo humano. Os valores de cor e turbidez também estavam exacerbados e acima dos valores máximos permitidos. Os resultados servirão como base para o planejamento do uso destas águas, tais como recreação, pesca e repovoamento com peixes ornamentais, assim como de medidas mitigadoras de problemas de degradação, de modo a tornar sustentável todo o sistema hídrico desse patrimônio ecológico encerrado em área tipicamente rural.*

Palavras Chave: *Colimetria. Cor. Qualidade. Turbidez,*

ABSTRACT

This study aimed to determine the physical, chemical and bacteriological water of twenty-two springs, belonging to the Paraguassu River Basin and located near the Federal University of Reconcavo of Bahia, Cruz das Almas, Bahia. To this end they were detections of concentrations of total coliforms, Escherichia coli, Enterococcus *and mesophilic and varieties of color and turbidity values. The waters investigated were highly polluted with high concentrations of total coliforms (> 2,000 NMP/100mL),* Escherichia coli *(> 2,000 NMP/100mL),* Enterococcus *(> 2,000 NMP/100mL) and mesophilic (106 to 109 CFU / mL) and unsafe for human consumption, considering national and international laws. The values of color and turbidity were also exacerbated and above the maximum permissible values. The results will serve as a basis for planning the use of these waters, such as recreation, fishing and restocking with ornamental fish, as well as mitigation measures degradation problems, so as to make the whole water system sustainable ecological heritage that ended in typically rural.*

Keywords: *Colimetric assay. Color. Quality. Turbidity*

INTRODUÇÃO

A água é um elemento essencial à vida e até 2025 dois terços da população mundial viverão em países nos quais a quantidade de água ofertada será moderada ou severa (SILVA; ARAÚJO, 2003; KUSILUKA et al., 2005; ALOTAIBI, 2009; CABRAL, 2010; HUACHANG et al., 2010; AZIZULLAH et al., 2011; SALEM et al., 2011).

Kusiluka et al. (2005) são peremptórios ao afirmar que a escassez de água ameaça a segurança alimentar, a produção de energia e a integridade ambiental, muitas vezes culminando em conflitos pelo uso da água, entre diferentes comunidades, e na contaminação da água quando compartilhada entre animais e seres humanos.

A importância do acesso a uma água de consumo de alta qualidade pode ser expressa pela declaração do Secretário Geral da Organização das Nações Unidas (ONU), dita no dia mundial da água em 2002: "Uma população estimada em 1,1 bilhão de pessoas não possuem acesso à água de consumo potável; 2,5 bilhões de pessoas não têm acesso a sanitização adequada da água e acima de 5 milhões de pessoas morrem a cada ano em consequência das doenças relacionadas à água, ou seja, 10 vezes o número de mortos em guerras a cada ano" (WHO, 1997; PIRONCHEVA; MUYIMA, 2004; CABRAL, 2010; FIGUERAS; BORREGO, 2010; HUACHANG et al., 2010; AZIZULLAH et al., 2011). Adicionalmente, em aquiescência a Pironcheva; Muyima (2004), a Kusilukaet al. (2005) e a Cabral (2010), as doenças de veiculação hídrica infectam em torno de 250 milhões de pessoas a cada ano, resultando em 10 a 20 milhões de mortes ao redor do planeta.

Corroborando com a assertiva anterior, a Organização Mundial de Saúde (OMS) e a Portaria 2.914 de 12/12/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011) definem uma água potável quando as concentrações de coliformes totais e de *Escherichia coli*, em 100 mL de amostra, são nulas. Valores máximos permissíveis (VMP) para as características biológicas, organolépticas, físicas e químicas da água potável também são definidos nesta legislação.

A contaminação da água subterrânea e superficial por microrganismos e por antibióticos, em dosagens não terapêuticas, é atribuída ao escoamento superficial das águas de áreas urbanas e de pastos, ao escape de resíduos dos sistemas de disposição de dejetos e de tanques sépticos, a sobrecarga das plantas de tratamento de resíduos e aos sistemas de injeção de resíduo cru; ademais, a contaminação bacteriana em áreas rurais tende a ser mais intensa do que em áreas urbanas (STRAUSS et al., 2001; HOWARD et al., 2003; SILVA; ARAÚJO, 2003; SAPKOTA et al., 2007; ALOTAIBI, 2009; BONTON et al., 2010; CABRAL, 2010; AZIZULLAH et al., 2011; BARROS, 2011; SALEM et al., 2011; RODRIGUES; BARROS, 2012). Em Ontário e nos Estados Unidos, no mínimo 30% dos poços da zona rural estão contaminados com fezes, com valores que excediam aos parâmetros governamentais definidos para a água potável segura (STRAUSS et al., 2001; CABRAL, 2010).

Considerando que a maioria da população rural não tem acesso a mecanismos de higiene de prevenção de doenças, tais como o uso de latrinas e a fervura da água antes do consumo, há um aumento na predisposição de infecção com as doenças de veiculação hídrica (HOWARD et al., 2003; KUSILUKA et al., 2005; SAPKOTA et al., 2007; CABRAL, 2010; HUNTER et al., 2010). Destarte, a contaminação microbiológica da água de consumo é o principal contribuinte para o desenvolvimento das doenças de veiculação hídrica, como diarréias, náuseas, gastroenterites, giardíase, criptosporidiose, salmoneloses, shigeloses, cólera, amebíase, febre tifóide, disenterias e outros eventos maléficos zoonóticos conectados com a saúde, especialmente em crianças, em idosos e em pessoas com a imunidade falha (ARTZ; KILLHAM, 2002; SILVA; ARAÚJO, 2003; PIRONCHEVA; MUYIMA, 2004; KUSILUKA et al., 2005; FAROOQUI et al., 2009; BONTON et al., 2010; CABRAL, 2010; HUACHANG et al., 2010; HUNTER et al., 2010; LAROCHE et al., 2010; AZIZULLAH et al., 2011; BARROS, 2011; SALEM et al., 2011; RODRIGUES; BARROS, 2012).

As infecções do tipo disentéricas também têm sido causadas por algumas cepas de E. coli, as quais podem ser classificadas em cinco grandes categorias: E. colienteroagregativa (EAEC), E. colienteroinvasiva (EIEC), E. colienterohemorrágica (EHEC), E. colienteropatogênica (EPEC) e E. colienterotoxigênica (ETEC) (COOLEY et al., 2007; SALEM et al., 2011).

Várias atividades humanas, particularmente a disposição de resíduos industriais, municipais e rurais não tratados, são as principais fontes de contaminação para a água subterrânea e de superfície, existentes no Recôncavo da Bahia (BARROS, 2011) e em outras partes do mundo (STRAUSS et al., 2001; ARTZ; KILLHAM, 2002; HOWARD et al., 2003; SILVA; ARAÚJO, 2003; KUSILUKA et al., 2005; ALOTAIBI, 2009; CABRAL, 2010; FIGUERAS; BORREGO, 2010; AZIZULLAH et al., 2011). Uma estimativa de 2 milhões de toneladas de resíduos e de outros afluentes são descartados nas águas do mundo, a cada dia. Em países em desenvolvimento, como o Brasil, a situação é pior, pois 90% do esgoto cru e 70% dos resíduos industriais não tratados são descartados nas fontes de águas superficiais (AZIZULLAH et al., 2011; CABRAL, 2010).

Nos países africanos, asiáticos e do Oriente Médio a questão envolvendo a quantidade e qualidade da água é mais drástica, assim como nos países latinos e, espantosamente, nos países desenvolvidos, como a Grã-Bretanha (ARTZ; KILLHAM, 2002). O Brasil e, mais especificamente, a região do Recôncavo da Bahia também sofrem com a problemática da água, principalmente com as questões de qualidade e quantidade (BARROS, 2011).

Dentre a enorme gama de substâncias poluentes na água, os grupos mais comuns são os patógenos (bactérias, vírus e protozoários); os poluentes inorgânicos (ácidos, sais, e metais tóxicos); os ânions e os cátions (nitratos, fosfatos, sulfatos, Ca+2, Mg+2 e F-); as substâncias radioativas solúveis em água e os antibióticos. Em adição, compostos orgânicos, tais como óleos e pesticidas também estão presentes. Todos estes componentes, uma vez presentes acima dos valores máximos permitidos, causam problemas sérios à saúde, quer seja para com o ser humano, quer seja para outro organismo do ecossistema (ARTZ; KILLHAM, 2002; SILVA; ARAÚJO, 2003; SAPKOTA et al., 2007; BONTON et al., 2010; CABRAL, 2010; HUACHANG et al., 2010; HUNTER et al., 2010; AZIZULLAH et al., 2011; BARROS, 2011; SALEM et al., 2011; RODRIGUES; BARROS, 2012).

A incidência e a prevalência de patógenos de transmissão

hídrica são sujeitas a fatores geográficos. A maioria dos patógenos possui uma distribuição cosmopolita, mas os surtos de algumas enfermidades, como por exemplo, salmonelose, cólera, shigelose e tifóide, tendem a ser regionais (PIRONCHEVA; MUYIMA, 2004; FAROOQUIET al., 2009; SALEM et al., 2011).

Exemplificando a assertiva anterior, assim como no Paquistão e na Tunísia, a contaminação das águas no Brasil (quer no meio rural, como no urbano) por resíduos industriais, dejetos municipais e excretas dos animais de produção e a ausência de práticas de desinfecção da água e de monitoramento das estações de tratamento existentes são as principais causas da prevalência das doenças de veiculação hídrica (DVH) (BONTON et al., 2010; CABRAL, 2010; AZIZULLAH et al., 2011; BARROS, 2011; SALEM et al., 2011; RODRIGUES; BARROS, 2012). Nestes países é muito difícil quantificar exatamente as DVH´s, pois há falta de registros hospitalares. Seguramente, sabe-se que as DVH´s são representadas, principalmente, pela hepatite, cólera, disenterias, criptosporidiose, giardíase, doenças de rota fecal-oral e febre tifóide (FAROOQUI et al., 2009; BONTON et al., 2010; CABRAL, 2010; AZIZULLAH et al., 2011; BARROS, 2011; RODRIGUES; BARROS, 2012). Em 2006, a Organização Mundial de Saúde estimou uma incidência de 16 a 33 milhões de casos globais de febre tifóide a cada ano, com 500.000 a 600.000 mortes e um nível de fatalidade nos casos de 1,5 a 3,8% (FAROOQUI et al., 2009).

Em um estudo semelhante (BARROS, 2011), a qualidade microbiológica das fontes alternativas de água testadas no município de Cruz das Almas excedeu, em 100 % das amostras e considerando os coliformes e os microorganismos mesófilos, o limite máximo de segurança para água de consumo, impostos pela Portaria 2.914do Ministério da Saúde (Brasil, 2011) e pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2004).

Nesta pesquisa, realizada no Recôncavo da Bahia (BARROS, 2001), observou-se um maior percentual de poços rasos, escavados manualmente, com até 10 metros de profundidade, cuja captação da água era feita por bombeamento. Chamou a atenção o elevado percentual (87%) de propriedades nos quais os entrevistados não sabiam informar a distância entre o poço e a fossa mais próxima. Quanto ao destino final do esgoto, 100% dos entrevistados destinavam suas excretas em fossas. Em adição, os poços estudados eram superficiais, do tipo raso, perfurados manualmente, localizados no aquífero livre, situados acima da camada rochosa relativamente impermeável que protege o lençol de infiltrações e contaminações. Dentre as várias cepas há a E. coli O 157:H7, um agente etiológico de uma grave doença de seres humanos. As manifestações clínicas variam de excreção assintomática, diarreia sem sangue, colite hemorrágica a severas complicações renais, como a síndrome urêmica hemorrágica (SUH), com comprometimento agudo das funções renais e morte, em alguns casos. Todos os grupos podem ser afetados, mas crianças com menos de 5 anos, mulheres grávidas e idosos são o grupo de risco. A taxa anual de infecção global está entre um a três casos por 100.000 pessoas, com variações geográficas consideráveis (ARTZ; KILLHAM, 2002; SCHETS et al., 2005; COOLEY et al., 2007; CABRAL, 2010; FIGUERAS; BORREGO, 2010; MASTERS et al., 2011).

Originalmente, ruminantes, particularmente o gado, são considerados os principais reservatórios da E. coli O157, com uma maior prevalência em gado leiteiro. A transmissão é predominantemente alimentar, em especialatravés de bife cru, leite cru, mas frutas, vegetais e sucos não pasteurizados também têm sido implicados. O patógeno também é transmitido via contato direto com animais de companhia ou de fazenda infectados ou com suas fezes, de uma pessoa para outra, e através de água de poços e recreacionais contaminadas. Animais silvestres ou de produção pastando próximos em áreas de captação de água são as possíveis fontes de infecção para a água e, desta forma, infecções por E. coli O157 veiculadas pela água têm sido comuns (ARTZ; KILLHAM, 2002; SCHETS et al., 2005; COOLEY et al., 2007; MASTERS et al., 2011).

Considerando toda a explanação anterior, o presente trabalho teve como objetivo determinar a qualidade física, química e bacteriológica da água de vinte e duas nascentes, pertencentes à Bacia do Rio Paraguaçu, localizada nas imediações da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, em Cruz das Almas-BA.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas coletas de água em vinte e duas nascentes (Figura 1, Tabela 1eImagem 1) nas imediações da UFRB, em Cruz das Almas, Bahia, durante o ano de 2013. As coletas de água foram realizadas segundo metodologia do American Public Health Association (APHA, 1998).

Depois das coletas, as amostras provenientes das minas foram transportadas para o Laboratório de Microbiologia Animal do Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas (CCAAB) da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), onde foram processadas.

A determinação dos Números Mais Prováveis (NMP) de coliformes totais e Escherichiacoli foi efetuada segundo metodologia do Apha (1998). Primeiramente, as amostras foram diluídas em água peptonada a 0,1% (L 37, OXOID LTD) esterilizada, adicionando-se 10 mL da amostra em 90 mL do diluente, obtendo-se a diluição 10-1. A partir dessa primeira diluição foram obtidas as diluições decimais sucessivas. A realização da colimetria foi baseada na técnica do substrato cromogênico-fluorogênico-hidrolizável, que consistiu na adição de um frasco de Colilert (IDEXX Quanti-Tray) em 100 mL da amostra ou de suas diluições, seguida de homogeneização, transferência para a cartela (IDEXX Quanti-Tray) e o uso de uma seladora modelo 1295.00 1E-E (IDEXX Quanti-Tray), onde a amostra foi distribuída nas células e vedada. Após a incubação a 35º C/24 h, a leitura foi realizada, contando-se o número de células de cor amarela e, através de uma tabela de NMP específica, obtendo-se o Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais por 100 mL da amostra. Por fim, foi incidida luz ultravioleta sobre a cartela para se obter o NMP de Escherichiacoli por 100 mL da amostra através do número de células que apresentaram fluorescência e com o auxílio da mesma tabela.

A determinação dos Números Mais Prováveis (NMP) de *Enterococcus* foi segundo metodologia do APHA (1998). As amostras passaram, inicialmente, pelos mesmos processos de diluição descritos. A amostra de 100 mL da água ou sua diluição,

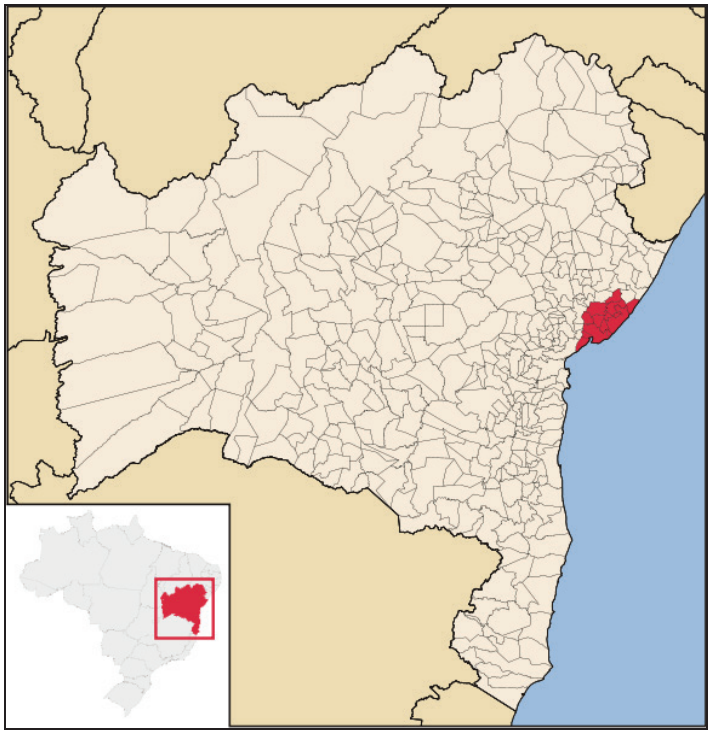


Figura 1 - Localização da região de estudo

Tabela 1 - Localização geográfica das vinte e duas nascentes, na Bacia Hidrográfica do rio Paraguaçu, nas quais foram realizadas as coletas de água para fins de análises laboratoriais

Nascentes	Elevação (M)	Coordenada X (Longitude W)	Coordenada Y (Latitude S)
1	167	-39,079723	-12,661283
2	167	-39,080165	-12,660368
3	182	-39,080134	-12,660047
4	188	-39,079967	-12,659143
5	190	-39,078992	-12,656738
6	206	-39,083057	-12,651129
7	207	-39,083307	-12,650841
8	210	-39,087481	-12,649606
9	200	-39,093651	-12,662606
10	197	-39,093820	-12,663154
11	194	-39,093738	-12,664195
12	204	-39,089218	-12,667867
13	206	-39,089217	-12,667867
14	206	-39,089255	-12,667969
15	204	-39,089871	-12,668467
16	206	-39,090372	-12,668560
17	203	-39,090604	-12,668397
18	201	-39,090485	-12,668115
19	206	-39,088904	-12,666190
20	164	-39,066452	-12,662369
21	163	-39,065431	-12,662266
22	185	-39,065184	-12,662041

foi misturada ao substrato fluorogênico Enterolert (IDEXX Quanti-Tray) e, após a homogeneização, foi transferida para a cartela (IDEXX Quanti-Tray), e dessa para a seladora modelo 1295.00 1E-E (IDEXX Quanti-Tray), onde a amostra foi distribuída nas células e a cartela vedada. Após a incubação a 41 ºC por 24 horas, a leitura foi realizada, contando-se o número de células que apresentaram fluorescência sob a incidência de radiação UV e, através de uma tabela de NMP específica, obteve-se o NMP de enterococos por 100 mL da amostra.

Para a execução das contagens dos microrganismos mesófilos aeróbios estritos e facultativos viáveis foram realizadas diluições seriadas das amostras, empregando-se como diluente a água peptonada a 0,1%. Após o emprego da técnica de plaqueamento em profundidade, em que1mL da amostra, ou de suas diluições, foram homogeneizados ao meio de cultura Ágar PCA e incubados a 35 ºC por 48 horas, a contagem de colônias foi feita com o auxílio de um contador de colônias. A média do número de colônias encontradas nas placas foi multiplicada pelo fator de diluição correspondente e o resultado foi expresso em unidades formadores de colônia por mL de amostra (UFC. mL-1) (APHA, 1998).

Para a determinação dos parâmetros físico-químicos de cor (UHazen) e turbidez (UNT) foram utilizados, respectivamente, os seguintes aparelhos: colorímetroeturbidímetro.

Os resultados microbiológicos e físico-químicos foram avaliados de acordo com os valores padrões estabelecidos pela Portaria 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A água para consumo humano pode ser obtida de várias fontes. Uma dessas fontes, o manancial subterrâneo, é um recurso utilizado por ampla parcela da população brasileira. A água subterrânea pode ser captada no aquífero confinado ou artesiano, que se encontra entre duas camadas relativamente impermeáveis, o que dificulta a sua contaminação, ou ser captada no aquífero não confinado ou livre, que fica próximo à superfície, e está, portanto, mais suscetível à contaminação. Em função do baixo custo e facilidade de perfuração, a captação de água do aquífero livre, embora mais vulnerável à contaminação, é mais frequentemente utilizada no Brasil (STRAUSS et al., 2001; SILVA; ARAÚJO, 2003; LAROCHE et al., 2010).

Beber água segura e saudável é um direito de todo ser humano. Consumir água poluída e ter contato com condições sanitárias inadequadas aumentam o risco de vários agravos à saúde publica, tais como as doenças de veiculação hídrica. A magnitude destas doenças é maior e impossível de ser quantificada principalmente em regiões remotas do planeta, como o Recôncavo da Bahia, onde a população usualmente utiliza reservatórios privados de água, tais como poços artesianos sem nenhum tratamento da água e controle de qualidade.

Análises microbiológicas da água são realizadas a fim de se detectar os coliformes totais e os termotolerantes, antigamente chamados de fecais. Os coliformes comumente ocorrem no ambiente e, geralmente, não são nocivos aos humanos, mas sua presença é utilizada como um indicador para a contaminação da água por doenças causadas por germes e patógenos. A presença de *Enterococcus*, de coliformes termotolerantes e de Escherichiacoli também são indicadores da contaminação da água por fezes de seres humanos de animais homeotérmicos (STRAUSS et al., 2001; HOWARD et al., 2003; PIRONCHEVA; MUYIMA, 2004; COOLEY et al., 2007; ALOTAIBI, 2009; BONTON et al., 2010; CABRAL, 2010; FIGUERAS; BORREGO, 2010; HUACHANG et al., 2010; AZIZULLAH et al., 2011; BARROS, 2011; SALEM et al., 2011; CHRISTENSEN et al., 2012; RODRIGUES; BARROS, 2012). Vale notificar que os *Enterococcus* foram separados do gênero *Streptococcus* na década de 80 e são representados pelos E. avium, E. faecalis, E. gallinarum, E. faecium e E. hirae (ALOTAIBI, 2009; CABRAL, 2010; FIGUERAS; BORREGO, 2010).

Assim como ocorreu em outros estudos (NEVONDO; CLOETE, 1999; STRAUSS et al., 2001; HOWARD et al., 2003; SILVA; ARAÚJO, 2003; PIRONCHEVA; MUYIMA, 2004; KUSILUKA et al., 2005; SAPKOTA et al., 2007; ALOTAIBI, 2009; FAROOQUI ET AL., 2009; AZIZULLAH et al., 2011; BARROS, 2011), as águas investigadas neste estudo (Figura2)

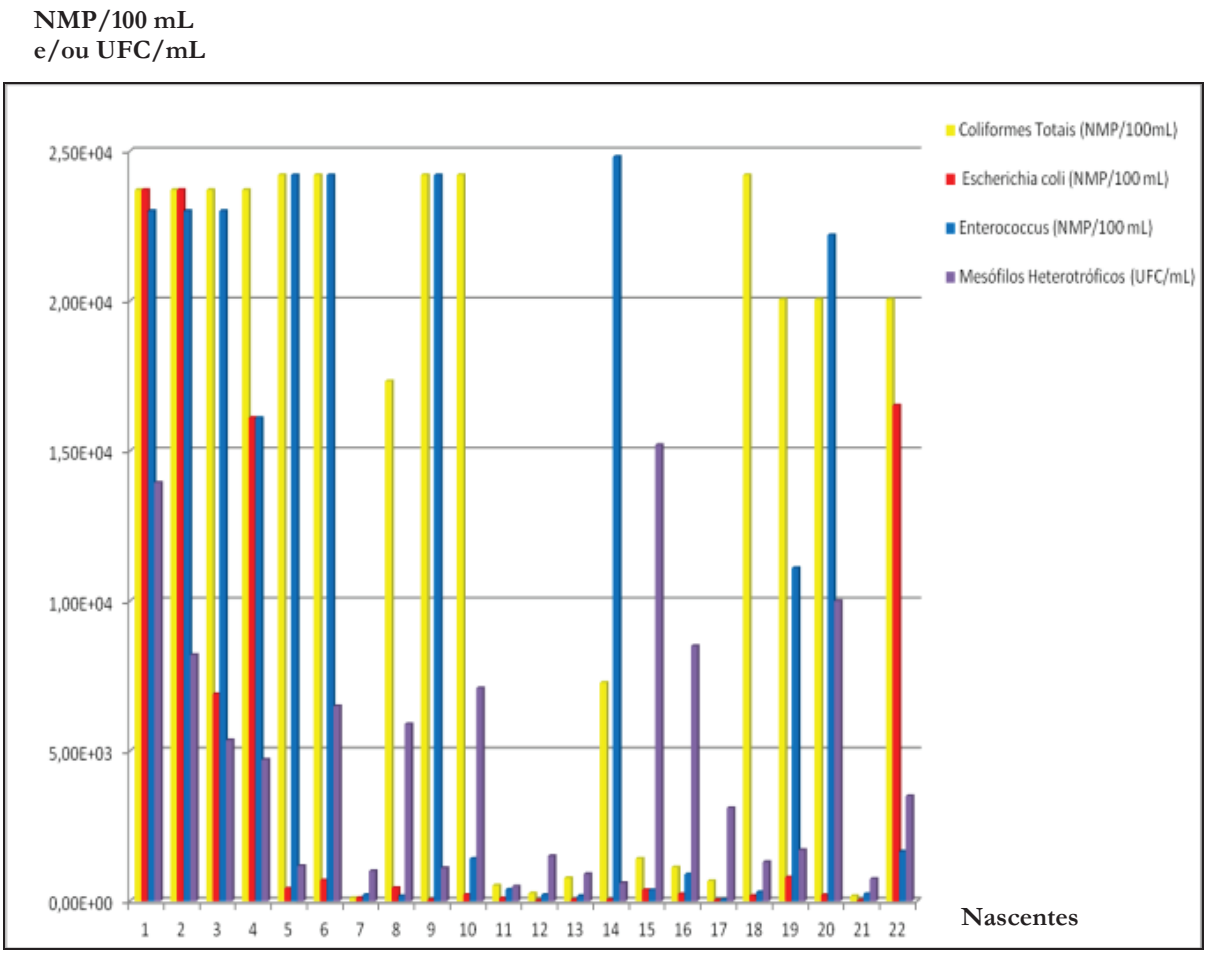


Figura 2 - Concentrações médias dos parâmetros microbiológicos detectados nas vinte e duas nascentes na Bacia Hidrográfica do rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. 2013

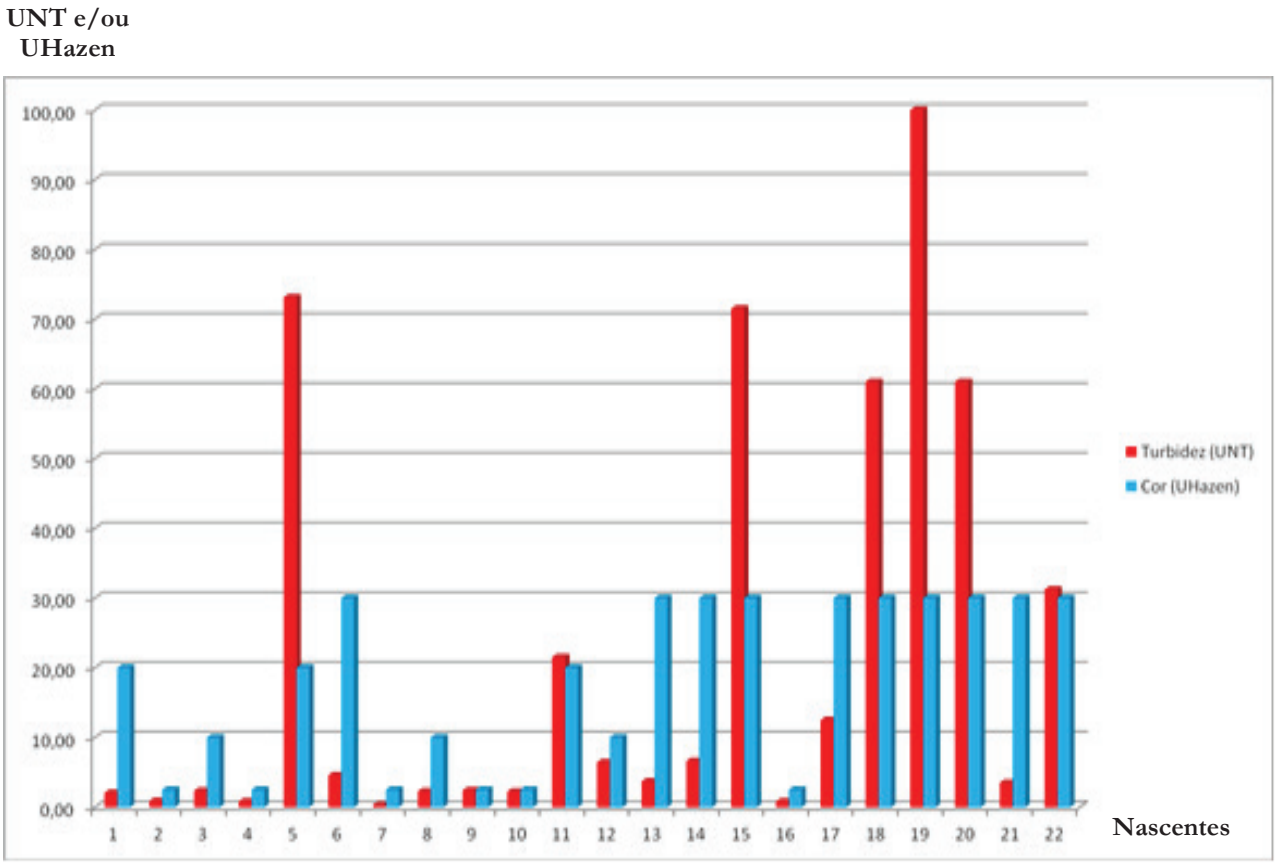


Figura 3 - Valores médios dos parâmetros físicos-químicos
Detectados nas vinte e duas nascentes na Bacia Hidrográfica do Rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. 2013

estavam altamente poluídas, com contaminações bacteriológicas representadas pelas altas concentrações de coliformes totais (>2.000 NMP/100mL), Escherichiacoli (>2.000 NMP/100mL), *Enterococcus* (>2.000 NMP/100mL) e microrganismos mesófilos (106 a 109 UFC/mL), e não seguras para o consumo humano, considerando as legislações nacionais e internacionais (Brasil, 2011; WHO, 2004). Adicionalmente, a presença exacerbada destes indicadores indica uma contaminação recente, segundo AlOtaibi (2009).

Consoante às elucubrações de Kusiluka et al. (2005), de Schets et al. (2005) e de AlOtaibi (2009), na região pesquisada deste projeto, a contaminação da água subterrânea dos poços pode ter ocorrido através de numerosos poros e pequenos canais existentes nos solos argilo-calcários, típicos da região do Recôncavo.

Ratificando os ditames dos autores e corroborando com as alegações de Howard et al. (2003),Pironcheva eMuyima (2004), Sapkota et al. (2007), Cabral (2010), Figueras e Borrego (2010) e de AlOtaibi (2009), este estudo mostrou que atividades humanas e animais nos locais de obtenção da água afetam sua qualidade, bem como a deficiência nos processos de desinfecção, contribuíram para uma péssima qualidade da água nos diferentes pontos de captação dos vinte municípios do Recôncavo da Bahia.

Em aquiescência a Howard et al. (2003); Silva e Araújo (2003), a AlOtaibi (2009), a Cabral (2010), Figueras e Borrego(2010), a Barros (2011) e a Salem et al. (2011) a presença de E. coli, registrada nesta pesquisa, indicou uma contaminação recente da água por fezes e, consequentemente, por microrganismos patogênicos existentes nas mesmas, que por serem raros e mais frágeis às condições ambientais, tornam-se difíceis de serem evidenciados. Para exemplificar esta situação, Kusilukaet al. (2005) notificaram a presença de Giardialamblia em amostras de águas, destinadas ao uso humano, na Tanzânia. Em corroboração com as assertivas deCabral (2010), observou-se neste trabalho que a relação entre E. coli e *Enterococcus* entre 1 e 2,40 pode ter configurado uma situação onde o gado encontrava-se próximo aos pontos de coleta de água.

Assim como relatos de pesquisas anteriores (HOWARD et al., 2003; PIRONCHEVA; MUYIMA, 2004; KUSILUKA et al., 2005; SCHETS et al., 2005; ALOTAIBI, 2009), neste trabalho (Figura 2) foi possível observar que sistemas de tratamento de água não estavam disponíveis nas áreasestudadas, implicando em grandes riscos de infecções aos seres humanos, caso eles não fervessem ou utilizassem de outro sistema de tratamento de água, antes do consumo. Adicionalmente, em contraste à água proveniente das estações de tratamento, a água de consumo destas fontes alternativas privadas foi sempre parcialmente tratada ou usada sem nenhum tratamento. Particularmente em áreas rurais e em períodos com grande intensidade pluviométrica, a proteção insuficiente dos poços desencadeia a contaminação das águas, via águas superficiais contaminadas ou através da lixiviação das fezes animais.

No presente estudo, foi elevado o percentual de amostras com turbidez acima do estabelecido legalmente (que é de 5 UNT) (BRASIL, 2011). Segundo outros pesquisadores (SILVA; ARAÚJO, 2003; BARROS, 2011; VESCHI et al., 2010; RODRIGUES; BARROS, 2012), a turbidez, material em suspensão na água, pode-se fixar aos patógenos existentes, protegendo-os e até dificultando a ação do cloro sobre os mesmos. Adicionalmente há indícios (SILVA; ARAÚJO, 2003) que atestam uma relação causal significativa entre índices altos de turbidez e admissão hospitalar por doenças gastrointestinais.

Os resultados físico-químicos (valores de cor e turbidez) do presente trabalho (Figura3) corroboram os achados de Pironcheva e Muyima (2004) e de Hunter et al. (2010), que identificaram valores semelhantes de turbidez nas águas de regiões rurais da África do Sul e de Porto Rico, respectivamente. Assim como na África do Sul, os valores de turbidez e de cor desta perscrutação estavam acima dos valores máximos permitidos (5 UNT e 15 UHazen, respectivamente) pela Portaria 2.914 (Brasil, 2011) e pela Organização Mundial de Saúde (OMS, 2011), configurando uma água imprópria ao consumo.

As elevadas concentrações bacterianas encontradas neste trabalho possuem uma relação direta com os elevados valores de turbidez, cor e cloro residual informados neste estudo, pois, consoante Pironcheva e Muyima (2004), Hunter et al. (2010) e Laroche et al. (2010), os parâmetros físico-químicos, tais como pH, temperatura e turbidez, representam uma maior influência no crescimento populacional bacteriano. Corroborando tal fato, as constatações de Cabral (2010) notificam que baixas temperaturas, alta umidade e pH do solo alcalino ou neutro e a presença de carbono orgânico contribuem para uma maior sobrevivência das bactérias no solo e, consequentemente, nas águas profundas de lençóis freáticos e aquíferos.

Laroche et al. (2010) constataram em suas pesquisas que a turbidez pode ser considerada um indicador de contaminação fecal. Assim como na investigação destes autores, no presente trabalho também foi registrado uma associaçãoestatística positiva ($p<0,05$) entre as elevadas concentrações de turbidez e as exacerbadas concentrações de coliformes, *E. coli* e *Enterococcus*.

CONCLUSÃO

A despeito dos grandes esforços realizados por programas de desenvolvimento nacional e internacional, como a Organização Mundial de Saúde (OMS), o Ministério da Saúde, a Agência de Vigilância Sanitária (ANVISA) e a Agência Nacional das Águas (ANA), para atingir o acesso ao saneamento e a fontes de águas potáveis, há uma falta de monitoramento apropriado para a qualidade da água, principalmente nas áreas rurais. Práticas de desinfecção da água, como a cloração, ou não existem ou são ineficientes e as estações de tratamento de água, quando existem, não oferecem uma água salutar ao público.

As seguintes recomendações podem ajudar a controlar ou minimizar os problemas provenientes da degradação da qualidade da água no Recôncavo da Bahia:

Deve haver uma monitoração contínua da qualidade da água em toda a região do Recôncavo, quer seja na área rural ou na área urbana;

As autoridades sanitárias nacionais, estaduais e municipais devem ser treinadas com técnicas que facilitem a monitoração e a purificação da água destinada ao consumo humano;

Deve haver uma distância segura o suficiente entre os resíduos e as fontes de abastecimento, a fim de se evitar a contaminação cruzada;

Há a necessidade da existência e da implantação de leis rígidas em relação ao oferecimento de uma água de abastecimento segura;

Campanhas de educação sanitárias devem ser desenvolvidas, com o fito de educar a população sobre a importância do consumo seguro da água;

Os produtores rurais, independentes de sua categoria econômica, devem ser esclarecidos e treinados a respeito da necessidade e da urgência de se introduzir saneamento em suas propriedades, com a implantação de sistemas de tratamento dos resíduos orgânicos (de origem humana e animal), de sistemas de tratamento da água destinada ao consumo (objetivando extirpar o conceito errado de que água de fonte alternativa é potável) e de métodos seguros de uso de pesticidas e fertilizantes.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pelo suporte financeiro.

REFERÊNCIAS

ALOTAIBI, E. L. S. Bacteriological assessment of urban water sources in Khamis Mushait Governorate, southwestern Saudi Arabia. International Journal of Health Geographics, v.8, n.16, 2009. doi:10.1186/1476-072X-8-16.

APHA.Standard methods for the examination of water and wastewater. 20.ed. Washington: American Public Health Association; 1998, 339p.

ARTZ, R. R. E.; KILLHAM, K. Survival of Escherichiacoli O157:H7 in private drinking water wells: influences of protozoan grazing and elevated copper concentrations. FEMS Microbiology Letters, v.216, p.117-122, 2002.

AZIZULLAH, A.; KHATTAK, M. N. K.; RICHTER, P.; HÄDER, D-P. Water pollution in Pakistan and its impact on public health – A reveiew.Environment International, v. 37, p. 479-497, 2011.

BARROS, L. S. S. Grau de contaminação das águas de poços de propriedades rurais de Cruz das Almas – BA. Magistra, v. 23, n. 4, p. 207-214, 2011.

BONTON, A.; ROULEAU, A.; BOUCHARD, C.; RODRIGUEZ,

M. J. Assessment of groundwater quality and its variations in

the capture zone of a pumping well in an agricultural area. Agricultural Water Management, v.97, p.824-834, 2010.

BRASIL. Portaria n° 2.914, de 12 de dezembro de 2011. O Ministério da Saúde aprova normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Diário Oficial, Brasília, 14 dez. 2011, Seção 1, p.39-46.

CABRAL, J. P. S. WaterMicrobiology. Bacterial Pathogens and Water. International Journal of Environmental Research in Public Health, v. 7, p. 3657-3703, 2010.doi:10.3390/ijerph7103657.

CHRISTENSEN, S. C. B.; NISSEN E.; ARVIN, E.; ALBRECHTSEN, H-J. Influence of Asellusaquaticus on Escherichiacoli, Klebsiellapneumoniae, Campylobacterjejuni and naturally occurring heterotrophic bacteria in drinking water. Water Research, v.46, p. 5.279-5.286, 2012.

COOLEY, M.; CARYCHAO, D.; CRAWFORD-MIKSZA, L.; JAY, M. T.; MYERS, C.; CHRISTOPHER, R.; CHRISTINE, K.; JEFF, F.; ROBERT, E. M. Incidence and Tracking of Escherichiacoli O157:H7 in a Major Produce Production Region in California. PLoS ONE, v.2, n.11, p.e1159, 2007. doi:10.1371/journal.pone.0001159.

FAROOQUI, A.; KHAN, A.; KAZMI, S. U. Investigation of a community outbreak of tyfhoid fever associated with drinking water. BMC Public Health, v. 9, p.476-482, 2009.

FIGUERAS, M. J.; BORREGO, J. J.New perspectives in monitoring drinking water microbial quality. International Journal of Environmental Research and Public, v.7, p.4179-4202, 2010. doi:10.3390/ijerph7124179.

HOWARD, G.; PEDLEY, S.; BARRETT, M.; NALUBEGA, M.; JOHAL, K. Risk factors contributing to microbiological contamination of shallow groundwater in Kampala, Uganda. Water Research, v.37, p.3421–3429, 2003.

HUACHANG, H.; JIANWEN, Q.; YAN, L. Environmental factors influencing the distribution of total and fecal coliform bacteria in six water storage reservoirs in the Pearl River Delta Region, China. Journal of Environmental Sciences, v.22, n.5, p.663–668, 2010.

HUNTER, P. R.; TORO, G. I. R.; MINNIGH, H. A. Impact on diarrhoeal illness of a community educational intervention to improve drinking water quality in rural communities in Puerto Rico.BMC Public Health, v.10, p.219-230, 2010.

KUSILUKA, L. J. M.; KARIMURIBO, E. D.; MDEGELA, R. H.; LUOGA, E. J.; MUNISHI, P. K. T.; MLOZI, M. R. S.; KAMBARAGE, D. M. Prevalence and impact of water-borne zoonotic pathogens in water, cattle and humans in selected villages in Dodoma Rural and Bagamoyo districts, Tanzania. Physics and Chemistry of the Earth, v.30, p. 818-825, 2005.

LAROCHE, E.; PETIT, F.; FOURNIER, M.; PAWLAK, B. Transport of antibiotic-resistant Escherichiacoli in a public rural karst water supply. Journal of Hydrology, v. 392, p.12-21, 2010.

MASTERS, N.; WIEGAND, A.; AHMED, W.; KATOULI, M. Escherichiacoli virulence genes profile of surface waters as an indicator of water quality. Water Research, v. 45, p.6321-6333, 2011.

NEVONDO, T. S.; CLOETE, T. E. Bacterial and chemical quality of water supply in the Dertig village settlement.Water SA, v. 25, n. 2, p. 215-220, 1999.

OMS. Guia para a qualidade da água. 4. Ed. Genebra, Suíça: Organização Mundial da Saúde, 2011.

PIRONCHEVA, Z. M.; MUYIMA, N. Y. O. Microbiological and physico-chemical assessment of the quality of domestic water sources in selected rural communities of the Eastern Cape Province, South Africa. Water SA, v.30, n.3, p.333-340, 2004.

RODRIGUES, M. J.; BARROS, L. S. S. Análises físico-química e bacteriológicas da água da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), Cruz das Almas – Bahia.Arquivos de Pesquisa Animal, v.1, n.1, p.31-38, 2012.

SALEM, I. B.; OUARDANI, I.; HASSINE, M.; AOUNI, M. Bacteriological and physico-chemical assessment of wastewater in different region of Tunisia: impact on human health. BMC Research Notes, v.4, p.144-155, 2011.

SAPKOTA, A. R.; CURRIERO, F. C.; GIBSON, K. E.; SCHWAB, K. J. Antibiotic-resistant enterococci and fecal indicators in surface water and groundwater impacted by a concentrated swine feeding operation. Environmental Health Perspectives, v.115, n.7, p.1040-1045, 2007.

SCHETS, F. M.; DURING, M.; ITALIAANDER, R.; HEIJNEN, L.; RUTJES, S. A.; van der ZWALUW, W. K.; HUSMAN, A. M. R. *Escherichia coli* O 157 in drinking water from private water supplies in the Netherlands. Water Research, v.39, p.4485-4493, 2005.

SILVA, R. C. A.; ARAÚJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). Ciência & Saúde Coletiva, v.8, n.4, p.1019-1028, 2003.

STRAUSS, B.; KING, W.; LEY, A.; HOEY, J. R.A prospective study of rural drinking water quality and acute gastrointestinal illness. BMC Public Health, v.1, n.8, p.1471-2458, 2001.

VESCHI, J. L. A.; BARROS, L. S. S.; RAMOS, E. M. Impacto ambiental da pecuária. In: BRITO, L. T. L.; MELO, R. F.; GIONGO, V. Impactos ambientais causados pela agricultura no Semiárido brasileiro. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. p. 171-187.

WHO. Guidelines for Drinking-Water Quality. Geneva: World

Health Organization; 1997.

WHO. Guidelines for Drinking-Water Quality. Geneva: World Health Organization; 2004.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 677 - 688

Carga máxima admissível de fósforo e estado trófico do Reservatório Tanque Grande, Guarulhos – SP

Maximum permissible load and trophic state of Tanque Grande Reservoir, Guarulhos – SP.

Maíra Simões Cucio[1] e Monica Ferreira do Amaral Porto[2]

[1, 2] Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil

maira.simoes@usp.br; mporto@usp.br

Recebido: 19/02/14 - Revisado: 01/05/14 - Aceito: 13/02/15

RESUMO

O avanço da ocupação humana em direção às áreas periurbanas da Região Metropolitana de São Paulo representa sérios riscos aos principais mananciais de abastecimento de água dos municípios da região. A degradação da qualidade destes mananciais pode colocar em risco seu uso preponderante, que já é bastante crítico, visto que a RMSP já apresenta disponibilidade hídrica limitada, o que levou alguns municípios a procurarem formas complementares de abastecimento. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o estado trófico e a carga máxima admissível de fósforo do reservatório do Tanque Grande, um manancial superficial do município de Guarulhos, na Grande São Paulo, que é utilizado para abastecimento complementar do município, fornecendo água para cerca de 30.000 habitantes. Apesar de apresentar mais de 90% da área da bacia com cobertura vegetal, poucos habitantes e poucas áreas agrícolas, dados do monitoramento da CETESB indicaram concentrações de fósforo total elevadas, o que motivou a elaboração da pesquisa. Para avaliar o estado trófico do reservatório foram empregadas as metodologias de índice de estado trófico de Lamparelli e o Trophic State Index, além do índice de estado trófico de Carlson, para comparação entre as metodologias. O resultado destes índices subsidiou a análise de carga máxima admissível, cujos resultados foram comparados à estimativas de cargas pontuais e difusas de fósforo produzidas na área da bacia. Foi possível concluir que o reservatório tem apresentado melhora de estado trófico nos últimos anos e que é pouco provável que o processo de eutrofização esteja plenamente estabelecido no reservatório por conta de condições morfométricas, que propiciam boas condições de circulação da massa de água.

Palavras Chave: *Estado trófico. Carga máxima admissível. Fósforo. Guarulhos*

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the trophic status and maximum permissible load of phosphorus in the Tanque Grande reservoir, which is used to supplement the water supply of Guarulhos municipality, providing water to approximately 30,000 inhabitants. Despite showing more than 90 % of the basin area with vegetation cover, few residents and few agricultural areas, monitoring data by the CETESB indicated high concentrations of total phosphorus, which motivated the development of the research. To assess the trophic status of the reservoir, the trophic state index of Lamparelli and the trophic state index of Lamparelli, Cunha and Calijuri were employed. The Carlson's trophic state index was also used to compare the methodologies. The result of these indices were used in the maximum permissible load assessment, and the results were compared to estimates of point and non-point loads of phosphorus produced in the basin area. It was concluded that the reservoir has shown improvement in trophic state in recent years and it is unlikely that the process of eutrophication is fully established in the reservoir, probably because of morphometric conditions, which can provide good mixing conditions to the water body.

Keywords: *Trophic state, maximum permissible load, reservoir ecology*

INTRODUÇÃO

Na franja urbano-rural, o crescimento urbano induz a conversão de áreas agrícolas e florestas em áreas urbanas. Forma-se um mosaico de pequenas áreas agrícolas e florestas fragmentadas por habitação e comércio recém-construídos, e residências pré-existentes acabam sendo englobadas pela expansão urbana. Nestas áreas, o desenvolvimento urbano está associado a uma série de impactos ao meio ambiente, especialmente quanto à introdução de poluentes de origem antropogênica aos ecossistemas em questão (SCHINDLER; SCHEUERELL, 2003).

São áreas com estas características onde se encontra a maior parte dos mananciais utilizados para abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP. Estas áreas são protegidas, primeiramente pela Lei Estadual n° 898/1975, que declarou uma série de corpos hídricos e suas respectivas áreas de drenagem como áreas de proteção aos mananciais de interesse da RMSP. Posteriormente, esta lei foi complementada pela Lei Estadual n° 1172/1976, que definiu classes de uso do solo para as áreas de proteção aos mananciais, além de usos permitidos nos corpos hídricos objeto de proteção desta Lei (São Paulo, 1975; São Paulo, 1976). Juntas, estas leis formam a Lei de Proteção aos Mananciais – LPM.

No entanto, o crescimento dos loteamentos irregulares junto às áreas de proteção de mananciais teve na própria LPM uma de suas causas. O objetivo inicial de proteção aos mananciais restringiu o uso do solo nestas áreas, resultando na baixa dos preços destas terras no mercado imobiliário e oferecendo grandes áreas para a instalação de famílias de baixa renda, sem que houvesse estrutura adequada para receber este contingente populacional (FRACALANZA; CAMPOS, 2006).

A fragilidade da LPM resultou em sua revisão, sendo então elaborada a Lei Estadual n° 9866/1997 – Lei de Proteção e Recuperação dos Mananciais. Esta lei toma como referência a Política Estadual de Recursos Hídricos e define a necessidade de integração entre as políticas urbanas e a política de recursos hídricos como condição fundamental para sua efetividade. Esta lei não estabelece critérios de proteção como a LPM, mas define a criação de Áreas de Proteção e Recuperação de Mananciais – as APRM's, com legislação específica, levando em conta suas especificidades (ALVIM; BRUNA; KATO, 2008; SÃO PAULO, 1997).

No entanto, apesar da proteção oferecida legalmente por estas legislações, inevitavelmente o crescimento urbano tem atingido as áreas de proteção aos mananciais, o que se torna especialmente crítico na RMSP, por conta da baixa disponibilidade hídrica, e da necessidade de importação de água de bacias vizinhas, como é o caso do Sistema Cantareira, que importa 31 m³/s das cabeceiras do Rio Piracicaba, para garantir o abastecimento da RMSP (CBH-AT, 2002; SILVA; PORTO, 2003).

Atualmente, o Sistema Cantareira abastece cerca de 8,1 milhões de pessoas das zonas norte, centro e parte das zonas leste e oeste da capital paulista, além dos municípios de Franco da Rocha, Francisco Morato, Caieiras, Carapicuíba e São Caetano do Sul, e também de parte dos municípios de Guarulhos, Barueri e Taboão da Serra (CBH-AT, 2009). Segundo o Plano de Bacia do Alto Tietê, elaborado em 2009, não há possibilidade de expandir o sistema Cantareira, que já se encontra no seu limite de exportação de água para a bacia do Alto Tietê (CBH-AT, 2009).

O município de Guarulhos, em especial, é o segundo mais populoso da Região Metropolitana de São Paulo e também do Estado de São Paulo, com 1.260.840 habitantes e taxas de crescimento demográfico superiores às médias do Estado e da RMSP (Prefeitura Municipal de Guarulhos, 2008; Seade, sd). Estima-se que em 2025 a população do município chegue a 1.534.905 habitantes, correspondendo a 6,5% do total da RMSP (IPT; FABHAT, 2013).

Segundo Ferreira (2011), as perspectivas apontam para um crescimento significativo na demanda por abastecimento de água em Guarulhos, em decorrência do crescimento populacional significativo e também do desenvolvimento de novas atividades econômicas e novos empreendimentos habitacionais, o que pode agravar a situação de baixa disponibilidade hídrica já instalada no município. O abastecimento de água é realizado pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto – SAAE, que distribui água fornecida pela SABESP. Os 12% restantes correspondem ao abastecimento por poços tubulares e dois pequenos mananciais superficiais do município, os reservatórios Cabuçu e Tanque Grande, ambos localizados na região do Parque Estadual da Cantareira (PREFEITURA MUNICIPAL DE GUARULHOS, 2008).

O reservatório Cabuçu encontra-se em situação satisfatória, uma vez que tanto o reservatório quanto a bacia de contribuição estão totalmente inseridos no Parque Estadual da Cantareira, uma unidade de conservação de proteção integral, e não existe qualquer tipo de ocupação ou atividade humana na área da bacia. Já a bacia do Tanque Grande, objeto desta pesquisa, é adjacente ao Parque Estadual da Cantareira e, ao contrário do reservatório do Cabuçu, não tem a proteção oferecida pelo Parque Estadual da Cantareira.

Apesar de se localizar em uma região afastada dos centros urbanos, com baixa densidade populacional, cobertura vegetal significativa e poucas áreas com atividades agrícolas, os dados de qualidade da água do reservatório do Tanque Grande indicam alguns problemas. As concentrações de fósforo e coliformes fecais estão acima dos limites impostos nas resoluções pertinentes, o que reforça a necessidade de estabelecimento de diretrizes para compatibilizar o desenvolvimento das atividades na área da bacia à necessária proteção aos mananciais (IPT; FABHAT, 2013).

Em 2013, foi finalizado o Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental dos Sistemas Isolados de Guarulhos, que consiste em um documento com um amplo diagnóstico das bacias do Cabuçu e Tanque Grande, estabelecendo diretrizes para o planejamento ambiental destas bacias e fornecendo subsídios para a formulação da Lei Específica da APRM do Cabuçu e APRM do Tanque Grande. Esta Lei Específica se encontra, atualmente, em fase de discussão e aprovação no Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.

Levando em consideração que a bacia do Tanque Grande apresenta algumas áreas com atividades agrícolas e atividades de lazer, e que não há coleta e tratamento de esgotos, considera-se que fontes pontuais e difusas de poluição contribuem para que as variáveis de qualidade da água do reservatório não estejam

acordo com o enquadramento proposto do reservatório do Tanque Grande, que é utilizado para abastecimento público.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi a investigação da contribuição de fontes pontuais e difusas de fósforo afluentes ao reservatório e sua relação com a carga máxima admissível de fósforo, observando o estado trófico do reservatório a partir de diferentes metodologias empíricas e observando também os cenários propostos no PDPA da APRM dos Sistemas Isolados de Guarulhos, que abrange as bacias do Cabuçu e Tanque Grande.

MATERIAL E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do reservatório Tanque Grande faz parte da Bacia do Baquirivu-Guaçu, afluente do Rio Tietê, tem 7,8 km² de área, e localiza-se no bairro de mesmo nome, no município de Guarulhos, conforme Figura 1. A jusante do reservatório encontra-se a ETA Tanque Grande, que tem outorga para 90 L/s e abastece cerca de 30.000 habitantes do município (FERREIRA, 2011; IPT; FABHAT, 2013).

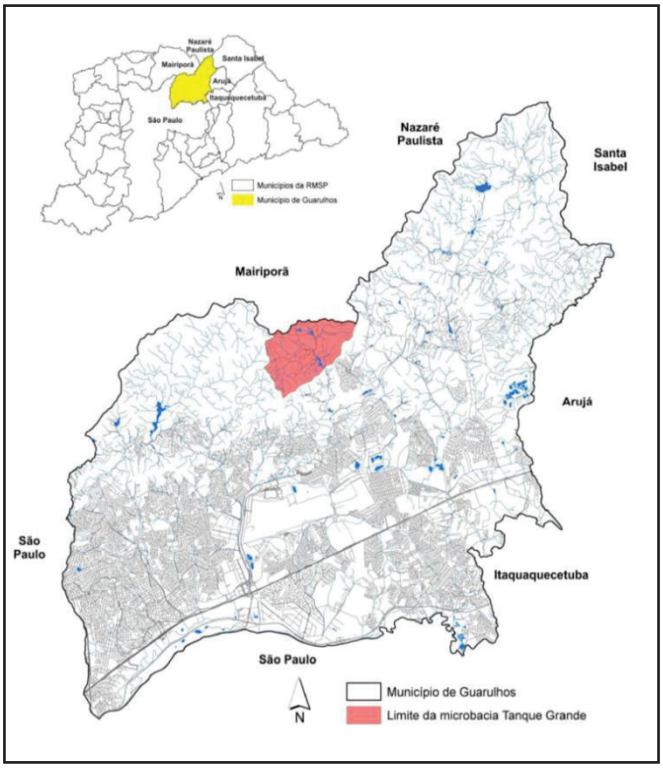


Figura 1 - Localização do município de Guarulhos em relação à RMSP e localização da bacia do Tanque Grande em relação ao município de Guarulhos
Fonte: SILVA et al, 2011

A área da bacia do Tanque Grande corresponde ao setor censitário 351880005000978, segundo o Censo 2010 do IBGE. Por estar afastado do centro da cidade, próximo ao Parque Estadual da Cantareira e com várias unidades de conservação sobrepostas, o bairro do Tanque Grande é pouco ocupado. Projeções demográficas realizadas no âmbito do PDPA dos Sistemas Isolados de Guarulhos apontam uma população de 297 habitantes na área da bacia, no ano de 2012 (IPT; FABHAT, 2013). O Censo 2010 do IBGE apontou a existência de 90 domicílios no bairro do Tanque Grande, sendo que apenas cinco destes domicílios tinham abastecimento de água pela rede geral de abastecimento, nenhum tinha ligação à rede geral de esgotos e apenas três tinham seu lixo coletado (IBGE, 2010).

Apesar de apresentar boa parte da cobertura vegetal de mata ou reflorestamento (95,88% da área da bacia), a presença de campos antrópicos, chácaras e estabelecimentos agropecuários podem causar alterações na qualidade das águas da bacia. Ainda, a existência de estradas, que facilitam o acesso à região, também contribui para a intensificação das atividades de lazer na região, comprometendo a qualidade da água (ANDRADE, 2009).

Uma análise da ocupação do solo na região do Tanque Grande indica usos rurais, com instalação de chácaras e casas de veraneio, além de pequenos estabelecimentos agropecuários e áreas de reflorestamento (Andrade, 2009). De acordo com Silva (2009), na área da bacia do Tanque Grande encontram-se diversos tipos de atividades, como reflorestamentos, cultivo de bambu, hortifrutigranjeiros, produção de mel, piscicultura, chácaras, dentre outras. A Figura 2 mostra o mapeamento de uso e ocupação do solo, elaborado em 2005 pela Universidade de Guarulhos.

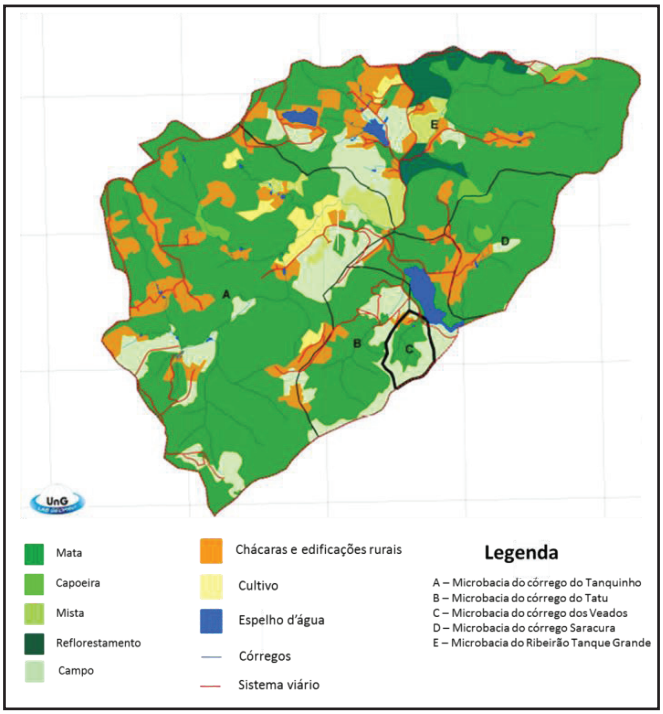


Figura 2 - Mapeamento de uso e ocupação do solo. Fonte: LABGEO, 2005

Ainda, na área da bacia foram criadas algumas unidades de conservação, como estratégia de conservação para propiciar a preservação dos remanescentes florestais e mananciais. São elas a APA Cabuçu - Tanque Grande, a Estação Ecológica Tanque Grande e o Parque Estadual do Itaberaba.

RESERVATÓRIO DO TANQUE GRANDE

De acordo com IPT e FABHAT (2013), o reservatório do Tanque Grande tem uma área superficial de 22.159,89 m², volume de 79.000 m³ e uma vazão média de 49L/s. O tempo de residência do reservatório foi calculado a partir dos dados de vazão e volume, resultando em 18,66 dias, aproximadamente. A profundidade média também foi calculada através da razão entre o volume e a área superficial, resultando em uma profundidade de 3,56 m.

Na bacia do Tanque Grande, o monitoramento da qualidade da água, realizado pela CETESB, é feito a partir de um ponto de monitoramento no reservatório, junto à barragem. Foram encontrados dados disponíveis de qualidade da água do reservatório do Tanque Grande para o período de 2000 a 2012, totalizando treze anos de dados, com seis medições em cada ano, totalizando 78 análises.

Destas 78 análises, apenas três tiveram valores de DBO desconformes com o limite previsto na Resolução CONAMA 357/2005, que é de 3 mg/L de DBO. As análises desconformes correspondem ao mês de novembro de 2001 (DBO5,20 de 5 mg/L), março de 2004 (DBO5,20 de 9 mg/L) e novembro de 2010 (DBO5,20 de 5 mg/L). Nos dados restantes a DBO se manteve sempre abaixo de 3mg/L, atendendo ao padrão estabelecido.

Já para o oxigênio dissolvido, das 78 coletas realizadas, 9 tiveram valores abaixo de 6 mg/L, que é o padrão mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Os valores não chegam ser menores que 4mg/L, conforme é mostrado na Figura 3.

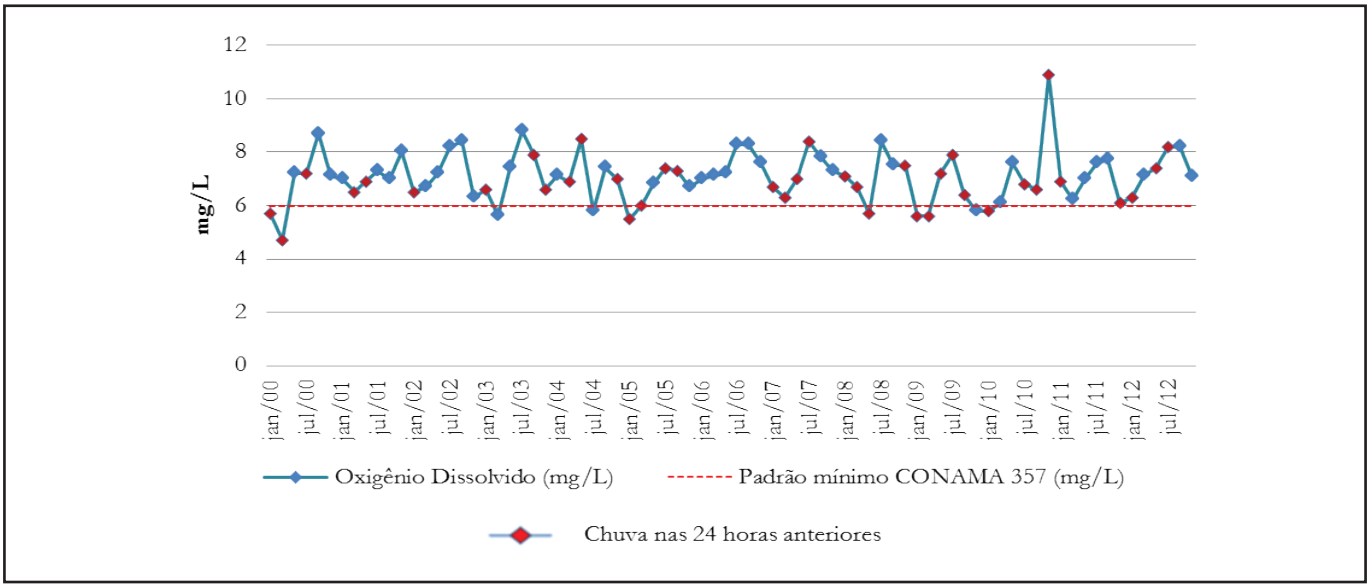


Figura 3 - Gráfico da série histórica de dados de oxigênio dissolvido. Elaboração própria através de dados da CETESB, vários anos

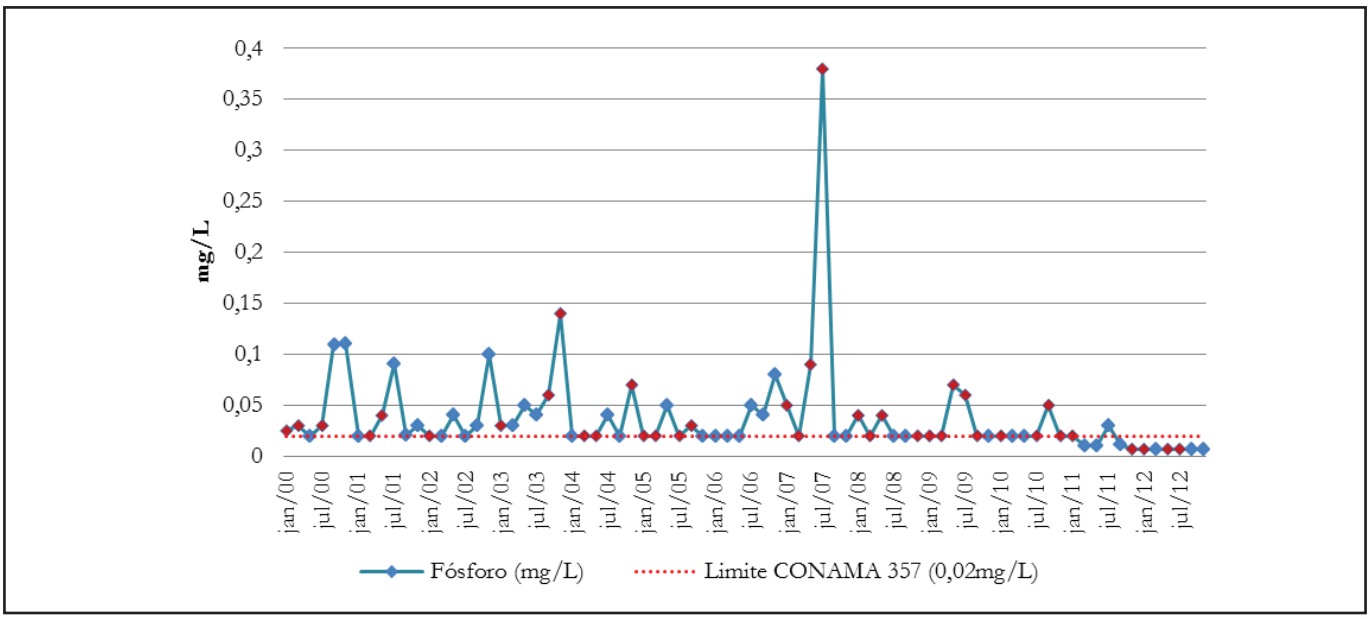


Figura 4 - Gráfico da série histórica de dados de fósforo total. Elaboração própria através de dados da CETESB, vários anos

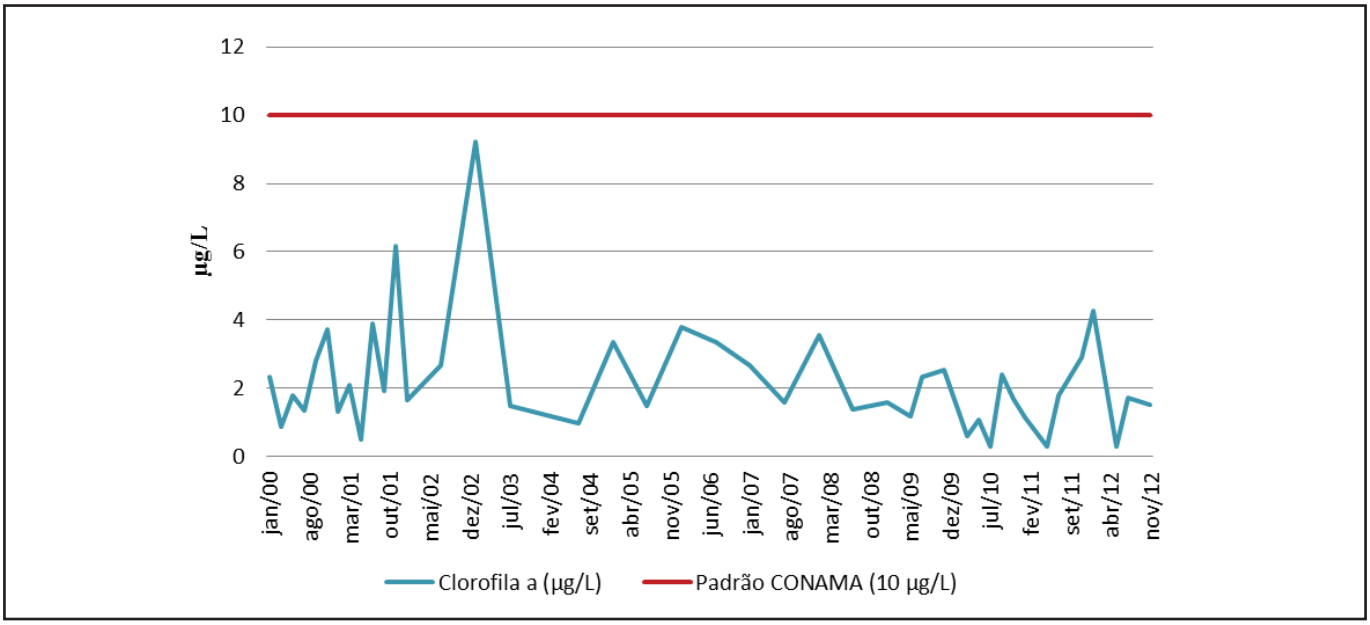


Figura 5 - Gráfico da série histórica de dados de clorofila a. Elaboração própria através de dados da CETESB, vários anos

No monitoramento de qualidade da água, são os dados de fósforo que se apresentaram mais desconformes. Do total de 78 análises, 30 delas estavam com valores acima dos limites impostos para fósforo total de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, que é de 0,02 mgP/L para ambientes lênticos de classe I. Também foi possível concluir que, das análises cujos resultados estavam acima do limite de fósforo total imposto pela Resolução CONAMA, metade delas apresentavam episódios de chuva nas 24 horas anteriores à coleta das amostras. Tais informações podem ser consideradas como indícios do carreamento de nutrientes em eventos de chuva. A figura 4 mostra a série de dados de fósforo disponíveis nos Relatórios de Qualidade da Água da CETESB, do ano de 2000 até o ano de 2012.

Para complementar a análise, é possível observar no gráfico (Figura 5) a série histórica de dados de clorofila a, indicadora da presença de algas.

A série de dados de clorofila a, por sua vez, não indica problemas, uma vez que todas as medições estão dentro do limite imposto pela Resolução CONAMA 357/2005, que é de 10 µg/L de clorofila a para a classe I, em ambientes lênticos.

METODOLOGIA DE ANÁLISE DOS DADOS

Optou-se por uma análise de cargas difusas e pontuais, de forma a estimar qual seria a contribuição da população e dos usos do solo da bacia para o aporte de fósforo ao reservatório. Por ser uma bacia ainda pouco estudada e pela falta de dados disponíveis, foi selecionado o método da unidade de carga.

Para a aplicação do método da Unidade de Carga, é preciso um mapa de uso e ocupação do solo da bacia estudada, com as classes de uso do solo e as áreas correspondentes a cada tipo de uso do solo bem definidas. Definida a área ocupada por cada tipo de uso do solo na área de estudo, procede-se ao uso dos fatores de carga, que correspondem a um valor típico de exportação de fósforo atribuído a cada tipo de uso do solo. O valor da área ocupada por cada tipo de uso do solo deve ser multiplicado pelo fator de carga correspondente.

Para aplicação do método da unidade de carga, optou-se pela utilização dos fatores de carga de SMA e Cobrape (2007), que apresenta fatores de carga de fósforo total e outros componentes para a bacia da Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo. Este fator de carga foi escolhido pela proximidade e maior relação com a bacia do Tanque Grande, uma vez que ambas se inserem em uma região com características de uso do solo e condições climáticas semelhantes, considerando que o uso de fatores de carga locais é mais apropriado. Os fatores e carga encontram-se expressos na Tabela a seguir.

Tabela 1 - Coeficientes de exportação de SMA e COBRAPE (2007)

Tipo de uso do solo	Unidade	Fósforo Total
Atividade agrícola	Kg/km².dia	0,066
Reflorestamento	Kg/km².dia	0,002
Mata/capoeira	Kg/km².dia	0,002
Capoeira/campo	Kg/km².dia	0,001
Chácaras	Kg/km².dia	0,005
Área urbana – padrão superior	Kg/km².dia	0,136
Área urbana – padrão inferior	Kg/km².dia	0,272
Áreas de uso industrial e comercial	Kg/km².dia	0,190
População com lançamento direto de esgoto nos corpos hídricos	Kg/hab.dia	0,0015
População de áreas urbanizadas com sistema individual de disposição de esgotos – alta densidade	Kg/hab.dia	0,0012
População de áreas urbanizadas com sistema individual de disposição de esgotos – baixa densidade	Kg/hab.dia	0,00076

Fonte: SMA; COBRAPE, 2007

Para a aplicação do método da unidade de carga, foi confeccionado um mapa de uso e ocupação do solo tomando por base um mapeamento de uso e ocupação do solo elaborado em 2005 pelo Laboratório de Análise Geoambiental da Universidade Guarulhos, atualizado através de imagens de satélite do software Google Earth, com imagens do ano de 2010. O resultado pode ser visto na Figura 6.

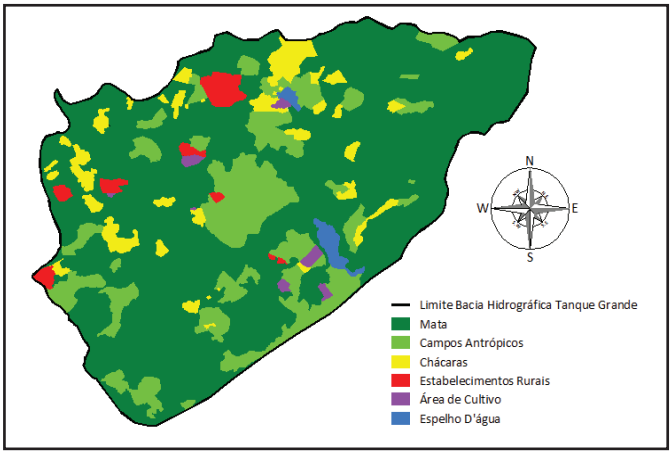


Figura 6 - Mapeamento de uso e ocupação do solo usado como base para aplicação do método da unidade de carga. Confecção própria

Com a aplicação do método da unidade de carga, esperou-se avaliar quais os tipos de uso do solo contribuem mais para a exportação de fósforo ao reservatório e qual a contribuição total de todos os usos, em Kg/ano.

Para estimar a quantidade de fósforo produzida por fontes pontuais na bacia, foi calculada a produção de fósforo pela população residente da bacia em questão, como apresentado no trabalho de Schaffner e Oglesby (1978). Para tanto, são necessários dados de população da bacia e quantidade média de fósforo liberada por habitante, por ano.

Após a estimativa de cargas afluentes ao reservatório, foi realizada a análise de estado trófico do reservatório, por meio de dados da série histórica disponibilizada pela CETESB, através da aplicação de três índices de estado trófico, com o objetivo de avaliar o comportamento do estado trófico do reservatório ao longo do tempo, em decorrência das concentrações de fósforo e clorofila a.

Os índices de estado trófico têm como premissas a transparência como função da biomassa fitoplanctônica; a limitação do crescimento de macrófitas e fitoplâncton por fósforo e a correlação direta entre concentração de fósforo total e a biomassa algal, tendo como base os valores de transparência medida pelo disco Secchi (SD), clorofila a (Cl a) e fósforo total (PT) (LAMPARELLI, 2004). Cada um destes parâmetros produz uma medida diferente de estado trófico, considerada independente, constituindo um valor de IET, sendo que os valores mais altos de IET correspondem a águas de maior nível trófico (CARLSON, 1977).

Dentre os índices propostos para avaliação de estado trófico, o Trophic State Index de Carlson (1977) é o mais usado, devido à sua simplicidade e por englobar parâmetros de qualidade da água importantes quando se trata de eutrofização, permitindo avaliar de forma preliminar as condições qualitativas de um lago ou reservatório. Carlson considerou as relações empíricas entre clorofila a (Cl a), fósforo total (PT) e profundidade do disco secchi (SD), chegando às seguintes equações:

$$IET\ (Cla) = 10.(6-(0{,}64+ \ln Cla)/\ln 2 \quad (1)$$

$$IET\ (PT) = 10.(6- \ln(65/PT))/ \ln 2 \quad (2)$$

$$IET\ (SD) = 10.((6- \ln SD)/\ln 2) \quad (3)$$

Onde: Cla = concentração de clorofila a, em µg/L
PT = fósforo total, em µg/L
SD = Profundidade do Disco de Secchi
Ln = Log natural

Tabela 2 - Classificação de nível trófico conforme IET de Carlson

Nível trófico	IET
Ultraoligotrófico	≤ 20
Oligotrófico	21 < IET ≤ 40
Mesotrófico	41 < IET ≤ 50
Eutrófico	51 < IET ≤ 60
Hipereutrófico	> 61

Fonte: Carlson, 1977

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) atentam para a necessidade de adaptação do IET de Carlson quando aplicado a ambientes tropicais e subtropicais, uma vez que as relações e equações estabelecidas tiveram como base ecossistemas temperados, com condições bastante diferentes dos ecossistemas tropicais e subtropicais, o que pode gerar equívocos na interpretação dos resultados obtidos ao se aplicar o IET de Carlson a tais ambientes.

Por conta disso, alguns autores como Toledo et al (1983), Lamparelli (2004) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) desenvolveram trabalhos propondo um IET modificado, obtido através de dados e condições de reservatórios tropicais (CETESB, sd; LAMPARELLI, 2004). Estes autores utilizaram uma gama de dados dos reservatórios do Estado de São Paulo para realização dos estudos, que resultaram em uma nova classificação de estado trófico baseada nas concentrações de clorofila a e fósforo total dos corpos hídricos (LAMPARELLI, 2004).

A partir das equações de Carlson e de um conjunto de dados de 24 reservatórios do Estado de São Paulo, Lamparelli (2004) propôs as seguintes equações para avaliação do estado trófico de reservatórios:

$$IET(Cl) = 10.(6-((0{,}92-0{,}34.(\ln Cl))/\ln 2)) \quad (4)$$

$$IET(P) = 10.(6-(1{,}77-0{,}42.(\ln P)/\ln 2)) \quad (5)$$

Onde: Cl = concentração de clorofila a, em µg/L
P = fósforo total, em µg/L
Ln = Log natural

Tabela 3 - Classificação de níveis tróficos do IET de Lamparelli

Nível trófico	Fósforo Total	Clorofila a	IET
Ultraoligotrófico	≤0,08	≤ 1,17	≤ 47
Oligotrófico	0,08 < FT ≤ 0,019	1,17 < Cl ≤ 3,24	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	0,019 < FT ≤ 0,052	3,24 < Cl ≤ 11,03	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	0,052 < FT ≤ 0,120	11,03 < Cl ≤ 30,55	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	0,120 < FT ≤ 0,233	30,55 < Cl ≤ 69,05	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	> 0,233	> 69,05	> 67

Fonte: Lamparelli, 2004

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), por sua vez, propuseram um novo ajuste aos índices de estado trófico anteriores, levando em consideração os seis níveis tróficos considerados por Lamparelli (2004). Para realização do estudo foram selecionados 18 reservatórios do Estado de São Paulo, com séries históricas de dados de fósforo total, clorofila a e turbidez (profundidade do disco de Secchi), provenientes da rede de monitoramento da CETESB, de 1996 a 2009. As equações resultantes para fósforo total e clorofila a e a tabela com a classificação trófica correspondente estão dispostas a seguir:

$$TSI\ (TP) = 10.\ (6-(-0{,}27637 \ln TP + 1{,}329766)/\ln 2) \quad (6)$$

$$TSI\ (Chl\ a) = 10.\ (6-(-0{,}2512\ \ln Chl\ a + 0{,}842257)/\ \ln 2) \quad (7)$$

Onde: Chl a= concentração de clorofila a, em μg/L
PT = fósforo total, em μg/L
Ln = Log natural

Tabela 4 - Classificação trófica do TSItsr

Nível trófico	IET
Ultraoligotrófico	≤ 51,1
Oligotrófico	51,2 < IET ≤ 53,1
Mesotrófico	53,2 < IET ≤ 55,7
Eutrófico	55,8 < IET ≤ 58,1
Supereutrófico	58,2 < IET ≤ 59
Hipereutrófico	> 59,1

Fonte: Cunha, Calijuri, Lamparelli, 2013

Por fim, foi analisada a carga máxima admissível de fósforo ao reservatório levando em consideração os resultados obtidos na análise de estado trófico e informações obtidas através da avaliação das cargas de fósforo afluentes ao reservatório.

Para o cálculo da carga máxima admissível, foi utilizada a equação resultante do modelo de Salas e Martino (1991, 2001). A carga máxima admissível consiste em uma carga de nutrientes, geralmente fósforo, calculada com base em uma concentração desejável de fósforo no corpo hídrico para que este continue mantendo seus usos preponderantes (VON SPERLING, 2005). Para o cálculo da carga máxima admissível ao reservatório do Tanque Grande, foi utilizada a seguinte equação:

$$L = P.V.(1/t + 2/\sqrt{t})/10^3 \quad (8)$$

Para aplicação desta equação, é necessário que o valor de fósforo total se situe abaixo do limite da eutrofia, ou que seja utilizado o valor máximo de fósforo permitido nas resoluções CONAMA. A fixação de um valor ideal de fósforo deve ser feita caso a caso, analisando-se os usos múltiplos do reservatório e seu grau de importância (VON SPERLING,1996).

O cálculo da carga máxima admissível teve como objetivo a comparação com as cargas pontuais, de forma a subsidiar o planejamento ambiental na bacia, tendo em vista a continuidade do uso preponderante do reservatório do Tanque Grande como importante manancial do município de Guarulhos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para aplicação do método da unidade de carga, foram medidas as áreas ocupadas por cada classe de uso do solo, em hectares. Posteriormente, foi aplicado o método, que consiste na multiplicação da área ocupada por cada tipo de uso do solo pelo fator de carga correspondente, conforme Tabela 5.

Tabela 5 - Aplicação do método da Unidade de Carga

Tipo de uso do solo	Área ocupada	Fator de carga	Total anual de emissão de fósforo total (em Kg)
Mata	217 hectares	0,002	1,5841
Campos antrópicos	6,78 hectares	0,001	0,024455
Chácaras	0,40 hectares	0,005	0,0073
Estabelecimentos rurais	2,04 hectares	0,066	0,4818
Cultivos	0,09 hectares	0,066	0,021681
	Total		2,1193

Foi possível perceber que as áreas de mata foram responsáveis pela maior exportação de fósforo na bacia, não pelo potencial produtor de fósforo, mas pela magnitude em tamanho destas áreas, pois os fatores de carga correspondentes às áreas de mata são os mais baixos e mais de 95% da área da bacia é ocupada por mata. Em segundo lugar ficaram as áreas de estabelecimentos rurais, que apesar de ocuparem apenas 0,9% da área total da bacia, contribuem com a emissão de 480 g de fósforo anuais. As exportações mais baixas encontradas foram de chácaras, também por conta da pequena área ocupada por este tipo de ocupação e pelo baixo fator de exportação associado.

A avaliação de cargas pontuais foi realizada através da quantificação da população residente na bacia, a quantidade de

esgotos gerada por esta população e a concentração média de fósforo nos esgotos. Foi considerada uma população de 297 habitantes, estimada para o ano de 2012, conforme a Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA) dos Sistemas Isolados de Guarulhos.

Considera-se que cada pessoa gera, em média, 100L de esgoto bruto por dia (ARAÚJO, 2000). Portanto, seriam gerados, pela população total da bacia, 29.700 L de esgoto por dia, ou 29,7m³ de esgoto. Considerando que, segundo Piveli e Kato (2005) e Von Sperling (2005), o esgoto sanitário brasileiro tem de 6 a 10 mg P-L, a contribuição per capita de fósforo pode ser obtida através da multiplicação da média de fósforo contida no esgotamento sanitário produzido pela população residente. Considerando uma média de 8 mg/L de fósforo e 29.700 L de esgoto produzidos por dia na bacia do Tanque Grande, têm-se o total de 23,76g de fósforo produzidos pela população da bacia, por dia, ou 8,67 kg por ano.

A avaliação do estado trófico, por sua vez, foi realizada através de três índices de estado trófico: o IET de Lamparelli (2004), o TSItsr de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), ambos modificados e adaptados a lagos e reservatórios do Estado de São Paulo, e também o IET de Carlson, para comparação entre

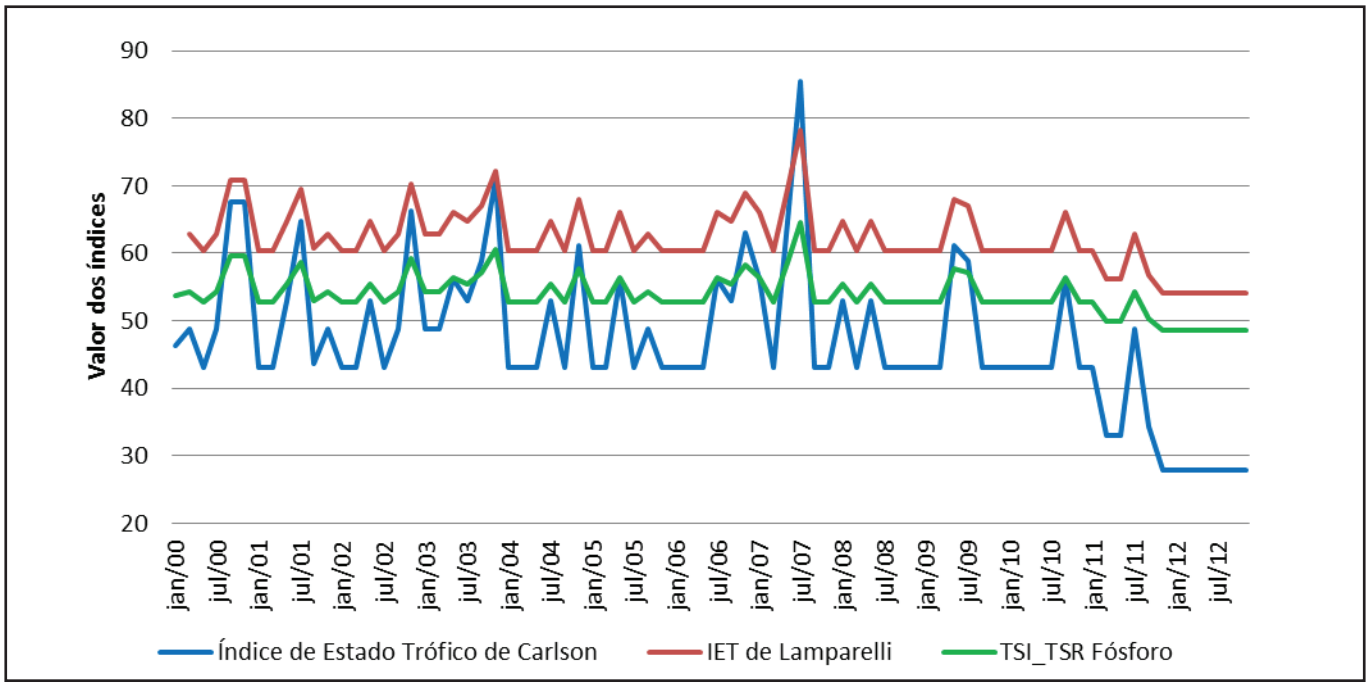


Figura 7 - Sobreposição dos resultados da aplicação dos IETs à série histórica de dados de fósforo total

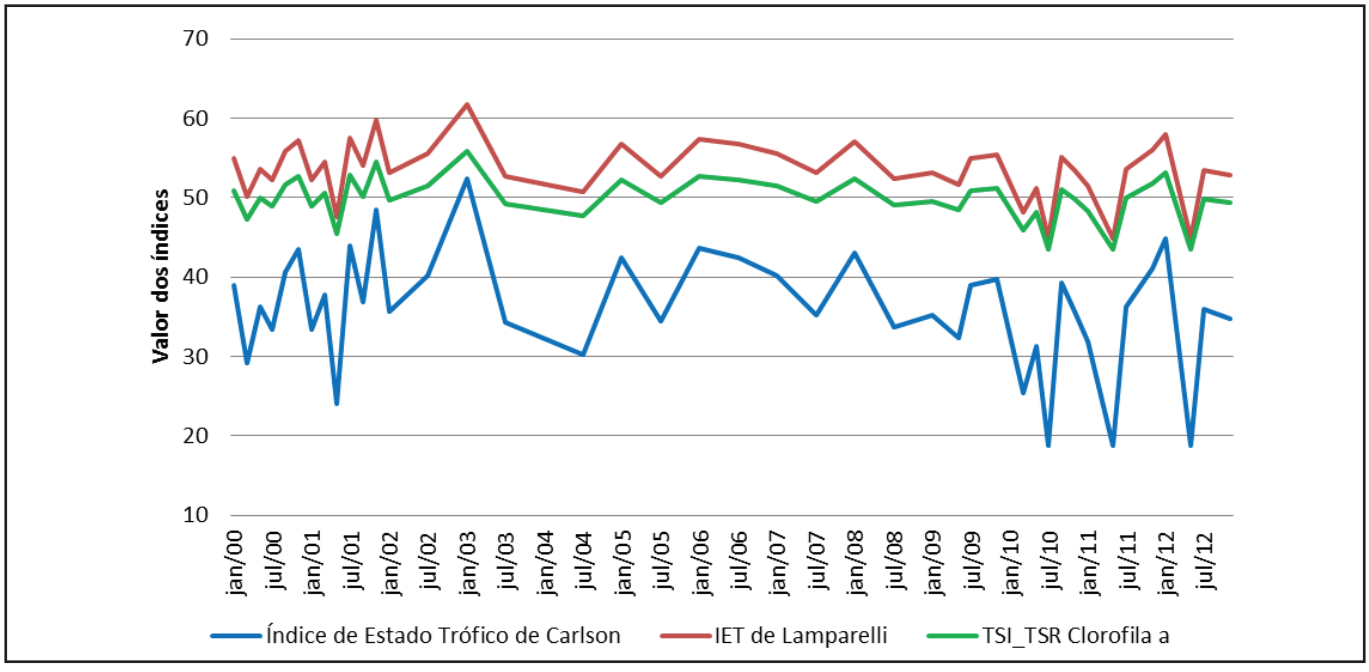


Figura 8 - Sobreposição dos resultados da aplicação dos IETs à série histórica de dados de clorofila a.

os resultados. As equações dos três IETs foram aplicadas à série histórica de dados de fósforo e de clorofila a, de forma a avaliar as variações do estado trófico ao longo do tempo.

A aplicação do IET de Lamparelli para a série de fósforo mostrou que o estado trófico do reservatório variou, entre janeiro de 2000 e julho de 2010, entre eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico, apresentando melhora após este período, chegando a estabilizar no estado mesotrófico a partir de 2011. A aplicação deste mesmo IET à série de dados de clorofila a mostrou uma predominância do estado mesotrófico, sendo que a partir de 2009, o reservatório passou a atingir níveis oligotróficos de forma mais constante.

Assim como o IET de Lamparelli, foi também aplicado o TSItsr à série histórica de dados. Para os dados de fósforo, percebe-se que até janeiro de 2011, o estado trófico varia entre mesotrófico e eutrófico, chegando até o estado hipereutrófico em algumas situações. A partir de 2011, houve uma diminuição da concentração de fósforo, causando uma melhora no estado trófico, que atingiu os estados oligotrófico e ultraoligotrófico. Para os dados de clorofila a, as oscilações apareceram com menor intensidade, com alternância entre estado oligotrófico e ultraoligotrófico, com apenas 3 dados indicando estado mesotrófico. A partir do ano de 2008, os dados indicam diminuição desta alternância, com predomínio de estado ultraoligotrófico.

Por fim, foi aplicado também o IET de Carlson à série histórica de fósforo total, cuja aplicação mostrou que, de acordo com a classificação proposta, o reservatório do Tanque Grande variou de mesotrófico a eutrófico até o ano de 2011, com alguns picos de concentração levando à hipereutrofia. Após 2011, as concentrações de fósforo diminuem e o estado trófico varia de mesotrófico a oligotrófico. Já a aplicação do IET de Carlson para a série histórica de clorofila a mostrou predominância do estado oligotrófico, com algumas situações de mesotrofia e com apenas uma elevação da concentração de clorofila a elevando o estado trófico para eutrófico. Os gráficos das Figuras 7 e 8 mostram o resultado da aplicação dos três IETs à série histórica de fósforo e clorofila a.

Para o cálculo da carga máxima admissível, são necessários dados de tempo de retenção, volume do reservatório e concentração desejável de fósforo a se manter no corpo hídrico, conforme equação 8. O tempo de retenção foi calculado através da seguinte equação:

$$TR = V/Q \quad (9)$$

$$TR = 79000m^3/0{,}049m^3s\text{-}1.86400 \quad (10)$$

$$TR = 18{,}66 \text{ dias} \quad (11)$$

O volume do reservatório, de 79.000 m³, foi obtido de IPT e FABHAT (2013), e para a concentração desejável de fósforo total, foi adotado o valor de 0,01 mgP/L. A adoção deste valor se baseia nos cálculos do IET de Lamparelli (2004) e do TSItsr de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), pois foi a partir deste valor que a aplicação dos IETs resultou em níveis oligotróficos e ultraoligotróficos. A aplicação destes índices em situações com a concentração de fósforo de 0,02 mg-P/L resultou em níveis mesotrófico e eutrófico. Considera-se, portanto, que este é um valor mais adequado para a manutenção da qualidade da água para abastecimento.

Aplicando os valores supracitados à equação da carga máxima admissível, foi possível chegar ao valor de 22,86 kg-P/ano admissíveis ao reservatório, que corresponde a 0,062 kg-P/dia, um pouco menos da metade da carga meta proposta pelo PDPA da APRM do Tanque Grande, que é de 0,12kg-P/dia.

Considerando a aplicação do método da unidade de carga, que resultou em um total de 2,11 kgP/ano exportados pelos diferentes tipos de uso do solo da bacia, é possível dizer que este valor corresponde a um aporte baixo de fósforo, bastante abaixo da carga máxima admissível calculada, que foi de 22,86 kgP/ano.

O cálculo das cargas pontuais resultou em uma carga de 23,76g-P/dia, perfazendo um total de 8,67 kg-P/ano. Este valor também fica abaixo da carga máxima admissível calculada para o reservatório. As cargas pontuais e difusas calculadas não atingem metade da carga máxima admissível calculada.

É preciso considerar, no entanto, que para o cálculo das cargas pontuais foi considerada apenas a população humana da bacia. Por ter áreas agrícolas, com criação de animais, seria adequado considerar também a população animal, que tem potencial de produção de fósforo significativo. Sabe-se que na bacia do Tanque Grande se desenvolvem atividades de criação de gado e aves, além de piscicultura, que tem potencial de produção de fósforo. Não foram encontrados dados da população animal na bacia, o que complementaria a análise de fontes pontuais e difusas.

Também é preciso considerar que cerca de 90% dos domicílios, atualmente, têm como solução de esgotamento sanitário as fossas rudimentares, que compreendem sistemas rústicos de encaminhamento de esgotos, e que podem ocasionar contaminação de lençol freático e corpos hídricos próximos. Não se sabe a eficiência de remoção de fósforo que estes sistemas apresentam, tampouco a quantidade de fósforo dos dejetos que seria passível de atingir os corpos hídricos da bacia, mas considera-se que seja significativo o risco de contaminação pois, geralmente, trata-se de sistemas que propiciam a infiltração dos efluentes no solo.

Schindler e Scheuerell (2003) realizaram estudo na região de Seattle, nos Estados Unidos, avaliando o nível trófico de diferentes lagos e reservatórios com diferentes condições de entorno e de saneamento. Os autores dividiram os reservatórios em três tipos: reservatórios não-desenvolvidos, correspondendo àqueles cujas bacias hidrográficas não apresentavam ocupação humana e pressões antrópicas; reservatórios com tratamento de esgoto, correspondendo àqueles cujas ocupações tinham, em sua maioria, coleta e tratamento de esgotos adequado; e reservatórios com sistemas sépticos, correspondendo àqueles cujas ocupações tinham, em sua maioria, sistemas individuais de fossa séptica como alternativa de esgotamento sanitário. Os autores utilizaram como parâmetros para avaliar a eutrofização dos corpos hídricos estudados, a concentração de fósforo no epilímnio e hipolímnio, a concentração de clorofila a no epilímnio e a proporção de fitoplâncton não comestível.

Os resultados da pesquisa indicaram que em lagos e

reservatórios cujos sistemas de esgotamento sanitário se dava por fossas sépticas, as concentrações de fósforo no hipolímnio eram 108% maiores do que em lagos e reservatórios com coleta e tratamento de esgoto. Lagos e reservatórios com sistemas de fossas sépticas nas ocupações do entorno também apresentaram concentrações 47% mais altas de fósforo no epilímnio em comparação com lagos e reservatórios com coleta e tratamento de esgotos nas ocupações do entorno. As concentrações de clorofila a no epilímnio também foram 174% maiores nestes lagos e reservatórios em comparação com lagos e reservatórios com sistemas de coleta e tratamento de esgotos (SCHINDLER; SCHEUERELL, 2003). Tais dados indicam a diferença que os sistemas de esgotamento sanitário disponíveis nas ocupações da bacia hidrográfica podem ocasionar na qualidade da água dos reservatórios. Os autores destacam que lagos e reservatórios cujos sistemas de esgotamento eram de fossas sépticas apresentaram maiores valores de todos os indicadores utilizados para avaliação de estado trófico, tendendo, portanto, ao estado eutrófico. Tal situação não ocorreu com lagos e reservatórios cujos sistemas de esgotamento sanitário compreendiam coleta e tratamento de esgotos.

Dados os resultados desta pesquisa, Schindler e Scheuerell (2003) consideram que o fenômeno da eutrofização é mais acentuado nas zonas periurbanas, e destacam que a forma como a ocupação se desenvolve nestas áreas é mais importante em termos de interferências na qualidade da água do que a magnitude desta ocupação. Ou seja, mesmo que a ocupação em uma bacia hidrográfica seja expressiva, se esta ocupação se estabelecer com sistema adequado de coleta e tratamento de esgotos, sistema adequado de gestão dos resíduos sólidos e sistema adequado de drenagem, as interferências na qualidade da água dos corpos hídricos da bacia em questão serão mínimas. No entanto, se uma bacia for pouco ocupada, mas não tiver gestão adequada do esgotamento sanitário, dos resíduos sólidos e da drenagem, problemas de qualidade da água, como a eutrofização, irão ocorrer.

Neste contexto se encaixa a bacia do Tanque Grande, que tem uma ocupação pouco expressiva na área da bacia, mas sem estrutura adequada de saneamento, pode ocasionar problemas de qualidade da água. Considerando que o Tanque Grande é um reservatório característico de rio de baixa ordem, conforme o Conceito do Contínuo Fluvial, e localiza-se em região montanhosa, pouco afetada pelo desenvolvimento, alimentado por vazões ainda baixas, espera-se que o reservatório tenha condições oligotróficas, com níveis pequenos de matéria orgânica e sais nutrientes, baixa temperatura e plâncton escasso (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), no entanto, o que se tem é um corpo hídrico com níveis mais altos de fósforo em determinadas épocas, o que exige maior investigação das possíveis fontes de nutrientes.

Quanto aos índices de estado trófico, é preciso considerar que o IET referente ao fósforo deve ser entendido como medida do potencial de eutrofização, e o IET referente à clorofila a deve ser entendido como a resposta do corpo hídrico ao agente causador, no caso, o fósforo. Ainda, nos corpos hídricos cujo processo de eutrofização esteja plenamente estabelecido, os índices referentes ao fósforo e à clorofila a coincidem, indicando o mesmo estado trófico. No entanto, em corpos hídricos cujo processo de eutrofização esteja sendo limitado por outros fatores, como temperatura ou turbidez, o IET (Cl) irá classificar o corpo hídrico em um nível trófico inferior àquele determinado pelo IET (P)(Cetesb, sd).

Na aplicação dos três índices de estado trófico utilizados, os resultados acusaram valores maiores de IET (P) e menores de IET (Cl), o que indica que o processo de eutrofização não está plenamente estabelecido. No caso da aplicação do IET de Carlson, o IET (P) indica nível trófico ligeiramente mais elevado do que o IET (Cl), indicando que os aumentos dos níveis de fósforo não necessariamente causaram aumento da biomassa algal. Na aplicação do IET de Lamparelli, os resultados também se mostraram diferentes para o IET (P) e o IET (Cl), não resultando no mesmo estado trófico, e na aplicação do TSI TSR, o TSI (P) indica nível trófico ligeiramente mais elevado do que o TSI (Cl), no entanto, houve três situações em que o TSI coincidiu, indicando mesmo estado trófico, o que pode indicar um início de processo de eutrofização em curso.

De forma geral, é possível notar que a aplicação dos três IETs permitiu avaliar que o processo de eutrofização do reservatório pode estar sendo influenciado por fatores não-nutriente, visto que, mesmo em situações em que as concentrações de fósforo são altas e resultam em um IET (P) eutrófico ou hipereutrófico, o IET (Cl) não reflete esta condição, se mantendo em níveis oligotróficos e mesotróficos.

Uma questão que pode ter influência nos resultados dos índices de estado trófico, é que o conjunto de dados utilizado é composto apenas de dados provenientes de coletas de superfície, e da zona lacustre dos reservatórios, próximo à barragem. A ausência de coletas em diferentes profundidades, no epilímnio e hipolímnio, e em outras zonas horizontais do reservatório (zona de transição e zona riverina), poderia interferir nos resultados obtidos, uma vez que as concentrações de fósforo podem ser ligeiramente diferentes nas zonas horizontais e verticais do reservatório, permitindo comparação entre os resultados e complementando a análise.

Schindler e Scheuerell (2003), por exemplo, utilizaram como parâmetros para avaliar a eutrofização dos corpos hídricos estudados, a concentração de fósforo no epilímnio e hipolímnio, a concentração de clorofila a no epilímnio e a proporção de fitoplâncton não comestível, o que reforça a importância da realização de um monitoramento de qualidade da água em diferentes zonas verticais e horizontais do reservatório. Caso estes dados estivessem disponíveis, seria possível realizar uma análise da eutrofização do reservatório de forma mais abrangente e completa. Com a avaliação de diferenças nas concentrações de fósforo do epilímnio e hipolímnio, poderia ser avaliada também a questão do internal loading, ou seja, da liberação de fósforo pelo hipolímnio, aumentando a concentração de fósforo na massa d'água.

CONCLUSÕES

Tanto os métodos da unidade de carga como o método de cálculo de fontes pontuais representaram bons resultados e fácil aplicação, tendo em vista a escassez de dados da bacia.

Através do cálculo da carga máxima admissível ao reservatório do Tanque Grande foi possível concluir que as cargas pontuais e difusas juntas, ficam abaixo da carga máxima admissível calculada. No entanto, é preciso considerar que não foi considerada a população animal da bacia, e que a maior parte dos domicílios não tem sistema adequado de destinação de esgotos.

No entanto, dados dos relatórios de qualidade da água da CETESB apontam para dados elevados de fósforo total. Considerando os valores elevados de fósforo no reservatório, principalmente em anos anteriores, é possível que esta carga esteja sendo excedida por conta de outros fatores, como internal loading, atividades de recreação no reservatório, criação de animais, dentre outros, que não puderam ser considerados no presente trabalho. Seria, portanto, recomendável, que estudos futuros levem em conta estes fatores, com uma análise mais abrangente.

A aplicação dos índices de estado trófico, por sua vez, permitiu verificar que, com uma diminuição das concentrações de fósforo no reservatório nos últimos 3 anos, houve melhora do estado trófico. Ainda, foi possível perceber que os índices referentes ao fósforo total não coincidiam com os índices referentes à clorofila a, o que indica que o processo de eutrofização não está plenamente estabelecido no reservatório, e pode estar sendo limitado por fatores não-nutriente.

Com a profundidade de 3,56m, o Tanque Grande é considerado um reservatório raso. Em lagos e reservatórios de baixa profundidade, a radiação solar pode chegar a atingir o fundo, o que implica na possibilidade de ocorrência de produtividade primária por toda a coluna d´água. Por ter um tempo de residência de 18 dias, intermediário, mas baixo, é possível inferir que o reservatório apresenta características mais próximas à de rios.

Tanto a baixa profundidade como o tempo de residência baixo indicam boas condições de circulação no reservatório, que propiciam a oxigenação pela possibilidade de produtividade primária em toda a coluna d'água e pouca probabilidade de ocorrência de estratificação, que provocaria uma estagnação das massas de água, dificultando a oxigenação. Tais inferências podem ser confirmadas analisando-se os dados de oxigênio dissolvido no reservatório apresentam-se satisfatórios em quase todas as análises.

Através destes dados, é possível inferir que estes dois fatores, tempo de residência e profundidade, talvez sejam os fatores não-nutriente relacionados ao não estabelecimento pleno do processo de eutrofização, verificado através da aplicação dos índices de estado trófico. Com condições favoráveis de circulação, e rápida renovação da água do reservatório, a instauração do processo de eutrofização fica dificultada.

REFERÊNCIAS

ALVIM, A.T. B; BRUNA, G. C; KATO, V. R. C. Políticas ambientais e urbanas em áreas de mananciais: interfaces e conflitos. *Cadernos Metrópole*, São Paulo, v. 19, p. 143-164, jul. 2008.

ARAÚJO, L. F. P. *Reúso com lagoas de estabilização: potencialidade do Ceará*. Fortaleza: SEMACE, 2000.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. n. 22, p. 361–369, 1977.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. IET – *Índice do Estado Trófico*. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/04.pdf. Acesso em: 24 de set. 2013.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ – CBH-AT. *Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê*: Sumário Executivo. São Paulo: FUSP, 2009.

CUNHA, D.G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Enginnering*. n. 60, p. 126-134, 2013.

FERREIRA, R. S. *Gestão de Águas Urbanas em Guarulhos*. 2011, 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

FRACALANZA, A.P.; CAMPOS, V.N.O. Produção social do espaço urbano e conflitos pela água na Região Metropolitana de São Paulo. *São Paulo em Perspectiva*. São Paulo, Fundação Seade, v. 20, n. 2, p. 32-45, abr./jun. 2006.

LAMPARELLI, M. C. *Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo:* Avaliação dos Métodos de Monitoramento. São Paulo. 2004. 238f. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

SÃO PAULO. *Lei Estadual n° 898 de 1° de novembro de 1975*. Dispõe sobre a criação da Lei de proteção aos mananciais da região metropolitana de São Paulo.

SÃO PAULO. *Lei Estadual n° 1.172 de 17 de novembro de 1976*. Delimita as áreas de proteção relativas aos mananciais, cursos e reservatórios de água, a que se refere o artigo 2º da Lei Estadual nº 898, 18 de dezembro de 1975, estabelece normas de restrição do uso do solo em tais áreas e dá providências correlatas.

SÃO PAULO. *Lei Estadual n° 9.866 de 28 de novembro de 1997*. Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo, e dá outras providências.

SCHINDLER, D.E.; SCHEUERELL, M.D.; FRODGE, J. Lake eutrophication at the urban fringe, Seattle Region, USA. *Ambio*, v. 32, p. 13-18, 2003.

SCHLOGL, A. K. S. B. *A lei de proteção aos mananciais e mercados de terras: um estudo sobre loteamentos clandestinos*. 2004. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

SILVA, C.; OLIVEIRA, A. M. S.; FIGUEIRA, R. C. L.; SEMENSATTO, D.; LABUTO, G. Estudo do assoreamento

do reservatório tanque grande, Guarulhos (SP). *Revista Geociências*. São Paulo, v. 30, n 2, 2011.

SILVA, R. T.; PORTO, M. F. A. Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração. *Revista Estudos Avançados,* São Paulo, v. 17, n. 47, p. 129-145, 2003.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 689 - 697

Estudo de propagação de ondas para auxiliar a elaboração do plano de ação emergencial externo – PAE

Study of wave propagation to assist in the preparation of the external emergency action plan-PAE

Euclydes Cestari Jr[1] ; Milton Dall'Aglio Sobrinho[2] e Jefferson Nascimento de Oliveira[3]

[1, 2, 3] Universidade Estadual Paulista – UNESP – FEIS, Ilha Solteira, SP

euclydes.cestari@cesp.com.br; milton@dec.feis.unesp.br; jeffno@dec.feis.unesp.br

Recebido: 04/04/14 - Revisado: 20/12/14 - Aceito: 20/04/15

RESUMO

Este estudo atende às diretrizes da Lei 12.334/2010, da Política Nacional de Segurança de Barragens, e busca avaliar ondas de cheia geradas por vazões induzidas e por ruptura hipotética de barragempara elaboração de um Plano de Ação Emergencial. O trabalho foi desenvolvido na UHE Três Irmãos, no Rio Tietê, da CESP – Companhia Energética de São Paulo. As ondas foram propagadas por 30 km com o modelo HEC-RAS, calibrado a partir da reprodução de níveis observados com vazões históricas. Foram determinados os tempos de chegada da onda, período de submersão, cotas e velocidades em diferentes pontos de interesse ao longo do rio, para diferentes cenários. Foram elaborados mapas de inundação, base para definição de um plano de evacuação da população impactada. Os hidrogramas de ruptura gerados resultaram em vazões máximas entre 20.915 e 40.507 m³/s, com tempos de abertura de brecha entre 1,0 e 14,0 h. O tempo de abertura da brecha pouco influiu na extensão e tempo de submersão das áreas atingidas, apenas mudando o tempo de chegada do pico. Os níveis calculados com regime permanente e variável foram semelhantes. Verificou-se baixa atenuação da vazão máxima ao longo do trecho devido ao grande volume de esvaziamento do reservatório. Não se identificou risco de ruptura em cascata, já que a barragem de Jupiá, a jusante, pode controlar vazões até 50.000 m³/s.

Palavras Chave: *Propagação de ondas. Ruptura de barragens*

ABSTRACT

This study meets the guidelines of the Act 12.334/2010 of the National Dam Safety and aims to assess the flood waves caused by full flow operation and flow induced by hypothetical dam rupture, for the preparation of an Emergency Action Plan. The study was developed in HPP Três Irmãos, in Rio Tietê, CESP - Companhia Energética de São Paulo. The flood waves were propagated along a 30 km reach, using the HEC-RAS model, calibrated from the reproduction of historical water levels. The methodology seeks to determine the peak arrival times, period of submersion, water levels and velocities at different points of interest along the river for different scenarios. Flood maps were made to serve as the basis for defining a plan for evacuation of the affected population. The outflow hydrographs generated resulted in peak flows between 20.915 and 40.507 m³/s, with breach opening times between 1 and 14 h. The results showed little influence of the breach opening time in the extent and time of submersion of the affected areas, with only appreciable difference in arrival time of the peak. The simulations in steady and unsteady flow regimes showed no large variations of the maximum water depth. It was observed small attenuation of the max flow rate along the river reach due to the large reservoir storage and the long depletion time. The risk of cascade rupture was not identified, because the downs tream Jupiá dam can control flow rates up to 50.000 m³/s.

Keywords: *Wave propagation. Dam Break*

INTRODUÇÃO

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2012), o Brasil dispõe de 13.776 barragens cadastradas pelas entidades fiscalizadoras federais e estaduais. Esse cadastro revela que 11.946 barragens são de usos múltiplos (utilizadas para abastecimento humano, irrigação, abastecimento industrial, lazer e dessedentação animal), 1.261 são para geração de energia hidrelétrica, 264 de rejeitos de mineração e 265de resíduos industriais.

A legislação brasileira sobre segurança de barragens é relativamente nova, e os órgãos de fiscalização ainda estão adequando as suas estruturas à nova legislação.

A Lei 12.334/2010 estabeleceu a Política Nacional de Segurança de Barragens e criou o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens, determinando que as barragens destinadas à acumulação de águas para quaisquer usos, classificadas como de Dano Potencial Alto, devem apresentar um Plano de Ação Emergencial – PAE (BRASIL, 2010). Este plano é um documento formal que identifica condições de emergência em potencial da barragem e estabelece ações a serem seguidas, com a finalidade de mitigar o efeito provocado pelas ondas de cheia, quer seja por defluências induzidas ou pela onda provocada pela ruptura de uma barragem.

De acordo com o Boletim 111 do Comitê Internacional de Grandes Barragens, INTERNATIONAL COMISSION OF LARGE DAMS (1998), uma metodologia de análise de ruptura de barragem pode ser descrita em quatro passos: elaboração do hidrograma de ruptura, propagação da onda de cheia, geração de mapas de inundação e elaboração do plano de contingência.

As informações públicas disponíveis no país não oferecem precisão requerida para o estudo (tais como as cartas geodésicas). Este trabalho consiste numa proposta de metodologia que sirva de base ao planejamento de medidas de proteção para regiões situadas a jusante de barragens e, por outro lado, como definição de regras que permitam elaborar os Planos de Emergência Externos a partir de dados e informações públicas, ferramentas de baixo custo e software livre, em virtude da Medida Provisória - MP n°579, de setembro de 2012, atualmente Lei Federal n° 12.783 de 11 de janeiro de 2013. (BRASIL, 2013), que dispõe sobre a redução de encargos setoriais.

Os estudos foram desenvolvidos com o software livre HEC-RAS, que é um modelo unidimensional de fluxo contínuo destinado para computadores e cálculos de perfil de água de superfície. Os resultados do modelo são tipicamente aplicados na elaboração de modelos de inundação (HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER, 1997). Foram realizadas simulações em regime permanente e em regime variável.

MATERIAL E MÉTODO

Descrição da Barragem

A Barragem de Três Irmãos está localizada na bacia do rio Tietê, 32 km acima da confluência com o rio Paraná, no município de Pereira Barreto (SP). A montante da usina encontra-se a usina Nova Avanhandava, no mesmo rio, e a jusante, no rio Paraná, a usina de Jupiá. A Tabela 1 apresenta os dados de interesse para a operação hidráulica da Usina Hidrelétrica Três Irmãos.

Tabela 1 – Dados hidráulicos da UHE Três Irmãos

Área da bacia hidrográfica	69900 km²
Volume total	13800 x 10^6 m³
Comprimento no coroamento	3640,00 m
Altura máxima	62,00 m
N.A. montante/jusante	328,00/279,00 m
Vazão média a longo tempo (MLT período 1931/1998	757 m³/s
Vazão máxima média diária observada (05/06/83)	6575 m³/s
Vazão máxima dos descarregadores no N.A. 328,00 m	9500 m³/s
Vazão turbinada nominal total (5 máquinas)	2040 m³/s

Fonte: CESP

Análise de Risco da Barragem de Três Irmãos

As barragens da CESP foram submetidas à análise de risco (CESP, 2006), segundo a metodologia proposta por Foster e Fell (1999), que considera três fatores para ruptura de barragem de terra:

- suscetibilidade de erosão interna ou piping;
- probabilidade de faturamento hidráulico devido às baixas tensões confinantes; e
- probabilidade de infiltração concentrada em zonas de elevada permeabilidade.

Esses fatores foram avaliados no solo empregado na barragem da UHE Três Irmãos, verificando-se a densidade de compactação, teor de umidade de compactação e tipo de solo, chegando-se às seguintes conclusões:

- o solo da barragem de terra foi bem compactado;
- a densidade de compactação foi maior do que a densidade seca máxima;
- a umidade foi acima da ótima para argilas finas de alta plasticidade e siltes fino sem coesão;
- os recalques medidos na barragem Três Irmãos com instrumentos de auscultação civil foram de baixas magnitudes;
- comparação dos módulos de deformabilidade adotados em projeto e observados no campo indica aterro e fundação pouco deformáveis;
- a barragem apresenta seção transversal homogênea, sem possibilidade de deformabilidade diferencial entre

materiais;

- o desvio do rio durante a construção da barragem foi realizado pelas estruturas de concreto, não prejudicando em nada as barragens de terra da margem esquerda e direita;
- material de fundação: rocha sã devidamente tratada;
- compactação cuidadosa junto aos paramentos e muros de ligação.

Associado a esses fatores foram criadas as seguintes árvores de evento, onde P é probabilidade derupturapelos eventos:

- erosão interna através de interface concreto/solo na eclusa, com probabilidade de ruptura P = 4,3 x 10^{-7};
- erosão interna através de interface concreto/solo nos abraços, com probabilidade de ruptura P = 6,7 x 10^{-7};
- erosão por galgamento – cheia excepcional, com probabilidade de ruptura P = 2,3 x 10^{-5};
- escorregamento através de fundação, levando-se em consideração a perda de eficiência do sistema de drenagem, com probabilidade P = 2,5 x 10^{-7};

A probabilidade total de ruptura da barragem da UHE Três Irmãos segundo os estudos propostos por Foster e Fell foi de P = 2,4 x 10^{-5}. Estudos semelhantes realizados nas barragens de Ilha Solteira e Jupiá resultaram P = 4,2 x 10^{-6} e P = 8,3 x 10^{-5}, respectivamente (CESP, 2006). Valores estes considerados para barragens de bom desempenho.

Após análise da probabilidade de ruptura das estruturas que compõem a barragem Três Irmãos (Barragem Margem Direita, Barragem Margem Esquerda, Barragem de Concreto e Eclusa), concluiu-se que o maior risco estava associado à erosão superficial causada por galgamento, ou volume excepcional defluído por acidente com barragem a montante.

Classificação da Barragem

Segundo o Art. 7° da Lei 12.334/2010, as barragens serão classificadas pelos agentes fiscalizadores por categoria de risco, por dano potencial associado e pelo seu volume, com base em critérios gerais estabelecidos pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

A classificação por categoria de risco em alto, médio ou baixo será feita em função das características técnicas, do estado de conservação do empreendimento e do atendimento ao Plano de Segurança da Barragem. A classificação por categoria de dano potencial associado à barragem em alto, médio ou baixo será feita em função do potencial de perdas de vidas humanas e dos impactos econômicos, sociais e ambientais decorrentes da ruptura da barragem.

Seguindo as matrizes de classificação de barragens estabelecidas nas resoluções da ANA e do CNRH, a barragem de Três Irmãos foi classificada como sendo de Risco Baixo e Dano Potencial Alto, havendo, portanto, a necessidade de elaboração de Plano de Ação Emergencial, que deverá estar disponível na Empresa responsável pela barragem, nas prefeituras envolvidas e na Defesa Civil.

O tempo eficaz de aviso permite que as pessoas preparem a mobilização e a evacuação das zonas mais sensíveis, sendo este o fator primordial para a mitigação da consequência das cheias.

Para definir o grau de perigo em função da combinação da profundidade (H) e da velocidade (V), adotou-se o Risco Hidrodinâmico (R.H. = V*H). A Tabela 2 apresenta os critérios adotados por Viseu (1999), em Portugal, para graduação do risco em função da altura do escoamento e da velocidade.

Tabela 2 - Graduação do perigo para seres humanos

Nível	Classe	Inundação Estática (H)	Inundação Dinâmica (H*V)
Reduzido	Verde	H< 1,0m	H*V < 0,5 m²/s
Médio	Amarelo	1,0 m < H< 3,0 m	0,5 m²/s < H*V < 0,75 m²/s
Importante	Laranja	3,0 m < H< 6,0 m	0,75 m²/s< H*V < 1,0 m²/s
Muito Importante	Vermelho	H > 6,0 m	H*V > 1,0 m²/s

Fonte: Viseu 1999

Levantamento batimétrico e topográfico

A partir de mapa de satélite da base Google, foram definidas as seções batimétricas sobre as quais foram justapostas as seções transversais de medição com as suas respectivas coordenadas georreferenciadas para ambas as margens. A Figura 1 mostra o trecho do rio com a representação esquemática dos pontos de realização da batimetria e de medição de vazão.

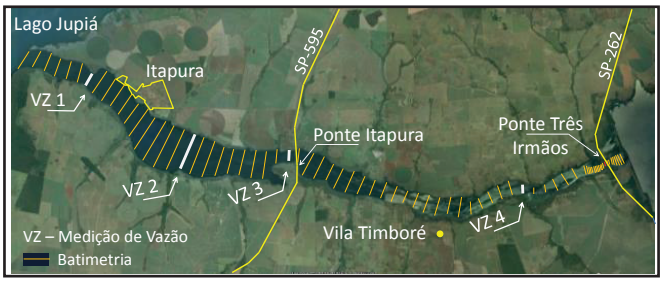


Figura 1 - Rio Tietê definido com as seções batimétricas Fonte: adaptado de Cestari (2013)

O levantamento topográfico de campo foi realizado através de nivelamento geométrico de 8 seções nas margens esquerda e direita do rio Tietê. As cotas foram plotadas no mapa georreferenciado. Com a utilização do software autoCAD foi possível sobrepor as curvas de nível do IGC – Instituto de Geografia e Cartografia com o levantamento de campo, permitindo a calibração, interpolação e o traçado de novas curvas de nível intermediárias de 1,00 em 1,00 metro. O desenho final foi utilizado como base de dados para a elaboração do modelo digital de terreno – MDT.

De posse dos levantamentos batimétricos e das curvas

de nível, foi possível obter os perfis seco e molhado de cada seção. Os resultados de cálculo dos perímetros e das áreas para as seções secas e molhadas foram transportados para uma planilha, que serviu como base de dados para aplicação no modelo HEC-RAS de propagação de ondas.

Vazão de pico e hidrograma de ruptura defluente

Para simular o evento de ruptura foram utilizadas expressões matemáticas relacionadas com a máxima vazão de descarga e características da barragem, segundo vários autores. As características principais a serem determinadas referem-se à forma da brecha e ao seu tempo de formação (PALMIER, et al.,2005). A Tabela 3 apresenta as fórmulas consideradas para determinação das vazões de pico.

As equações apresentadas na Tabela 3 podem ser resultantes de modelos empíricos ou paramétricos. Os modelos baseados em equações empíricas utilizam expressões que relacionam o volume máximo efluente da brecha com as características da barragem (geralmente altura e volume armazenado). Estas expressões foram desenvolvidas tendo por base caso de estudos derivados de rupturas históricas. Nos modelos paramétricos são definidas as geometrias da brecha (largura, forma final) e o tempo de ruptura, após tratamento estatístico de informações obtidas de rupturas históricas e modelos físicos. Esses modelos simulam a formação da brecha em função do tempo e calculam o hidrograma resultante segundo princípios da hidráulica. Para representar o tempo de esvaziamento do reservatório neste trabalho, foi utilizado um hidrograma triangular.

Tabela 3 - Diferentes fórmulas matemáticas para determinar as vazões de pico

Autor	Vazão Máxima (m3/s)
Lou (1961) apud Mascarenhas (1990)	$Q_{max} = 7{,}683 H_d^{1{,}909}$ (1)
Saint-Venant (-) apud U.S Army Corps of Enginners	$Q_{max} = \frac{8}{27} B\sqrt{g} Y_{médio}^{3/2}$ (2)
Hagen (1982)	$Q_{max} = 1{,}205 (H_d V)^{0{,}48}$ (3)
Bureau ofReclamation	$Q_{max} = 19\, H_d^{1{,}85}$ (4)
Vertedor de Soleira Espessa, Singh (1987)	$Q_{max} = 1{,}7 B_b H_b^{3/2}$ (5)
WetmoreFread (1981) apud French (1985)	$Q_{max} = 1{,}7 B_b \left\{ \frac{1{,}94 \frac{A_t}{B_b}}{T_p + \left[\frac{1{,}94 A_t}{(B_b \cdot \sqrt{H_d})} \right]} \right\}$ (6)

Fonte Balbi (2008)

Segundo Viseu (1999), alguns autores também propuseram fórmulas para determinar o tempo de ruptura de uma barragem, levando em consideração as dimensões das brechas, características da barragem e o seu volume. Asbrechas em barragens de aterro apresentam geometria trapezoidal com uma inclinação dos lados da ordem de 2V:1H nos casos em que a erosão do aterro atinge a fundação e continua a evoluir. No caso em que a erosão não atinge a fundação, a geometria da brecha apresenta uma forma triangular com inclinação igual dos lados.

Propagação da onda de ruptura

Dentre as ferramentas existentes para a modelagem de propagação de cheia, escolheu-se o modelo numérico HEC-RAS 4.1.0. O HEC-RAS vem sendo desenvolvido desde a década de 1960 pelo Centro Hidrológico de Engenharia - HEC do Exército dos EUA – CorpsofEngineers. O programa HEC-RAS pode ser baixado gratuitamente a partir da página doCentro de Engenharia Hidrológica em: www.wrchec.usace.army.mil. Um Manual do Usuário também está disponível nesse local.

As vazões foram propagadas em uma extensão de 30 km desde a usina até a confluência com o rio Paraná. Após a confluência, o modelo considerou o reservatório da UHE de Jupiá por meio de sua relação cota-volume e de uma seção com os dispositivos de descarga e suas respectivas relações cota-vazão. Duas seções foram acrescentadas a jusante da barragem para representar o rio Paraná, adotando-se como condição de contorno de jusante nesse trecho o escoamento com altura normal.

Foi adotado o mesmo nível d'água inicial no reservatório de Jupiá para todos os casos estudados. Isto se justifica porque a usina de Jupiá opera a fio d'água, sendo possível controlar vazões até cerca de 50.000 m^3/s com manobras dos órgãos extravasores, mantendo o nível d'água no máximo operacional.

RESULTADOS E COMENTÁRIOS

Caracterizações das seções

As seções dos levantamentos batimétricos e topográficos foram sobrepostas a partir das coordenadas georreferenciadas (466.000 E – 7.718.000 N), obtendo-se os perfis seco e molhado para cada seção. Foram utilizadas 84 seções para modelar o trecho de cerca de 30km até o reservatório de Jupiá. A parte seca de 8 seções foideterminada com levantamento topográfico de campo; e as demais, com curvas de nível ajustadas. A Figura 2 apresenta a carta com as curvas de nível a cada metro.

Além do trecho de rio, o modelo incluiu ainda o reservatório da UHE de Jupiá, modelado como área de armazenamento a partir de sua curva de cota - volume.

Calibração do modelo - coeficientes de rugosidade e perdas localizadas

O coeficiente de rugosidade no canal principal do rio foi ajustado a partir de vazões históricas e leituras realizadas em duas réguas. A primeira instalada no canal de fuga da UHE Três Irmãos, e a segunda na barragem de Jupiá a jusante, no Rio Paraná. O estudo consistiu na variação do coeficiente de rugosidade até se obter um valor experimental próximo ao real na seção mais próxima da UHE Três Irmãos.

Para o ajuste do modelo foram adotados ainda coeficientes de perdas localizadas nas seções das pontes, baseado nas faixas de variação indicadas no manual de referência do

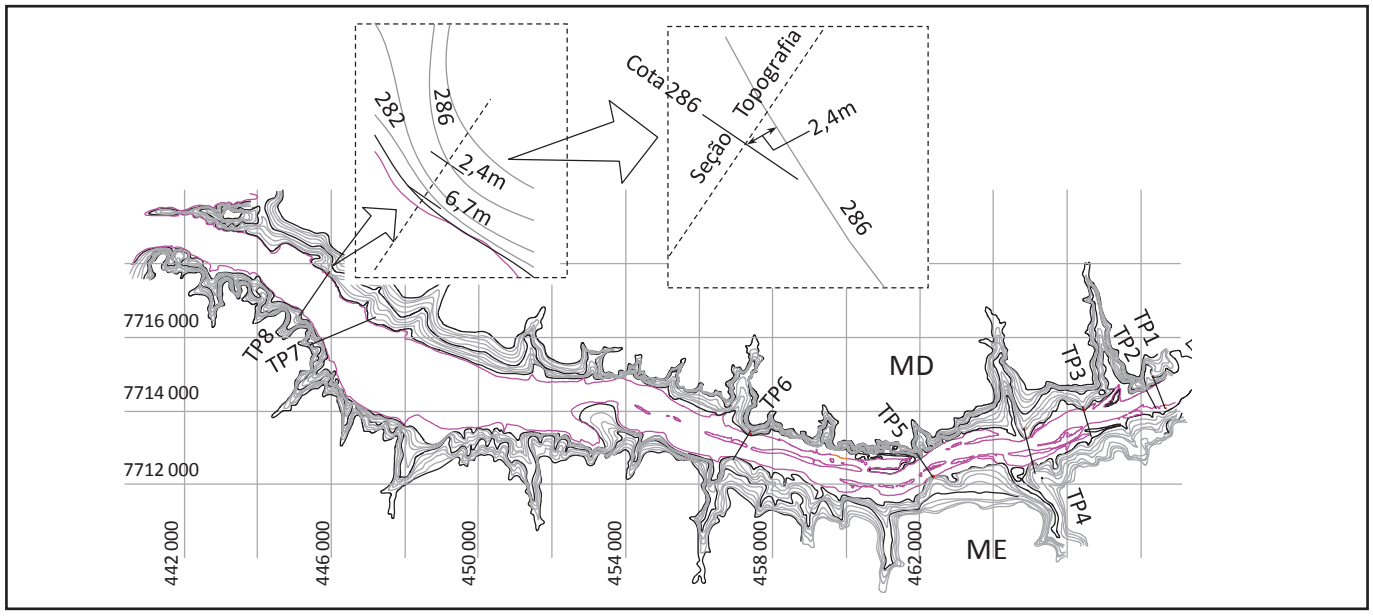


Figura 2 - Curvas de nível e seções topográficas levantadas, com detalhe ilustrando o ajuste das curvas às cotas levantadas em campo
Fonte: adaptado de Cestari (2013)

HEC-RAS (HEC,2010) e levando em conta a proporção do estrangulamento da seção. Para a ponte de Itapura foi adotado um coeficiente de contração de 1,05, e para a ponte de Três Irmãos, 1,20. Para a seção 24,coeficiente de contração de 0,5 e expansão de 0,3; para a seção 23, coeficiente de contração de 0,5 e expansão de 0,5.

A Tabela 4 ilustra o erro obtido para o coeficiente adotado/calibrado de 0,028, utilizado no canal principal.

Tabela 4 - Resultado da calibração do HEC-RAS

Vazões históricas (m^3/s)	NA - régua UHE Jupiá (m)	NA – régua UHE Três Irmãos (m)	Simulação HEC-RAS (m)	Erro (%)
2000,46	279,56	280,518	280,520	0,0006
3099,75	279,13	281,658	281,150	0,1805
3529,67	279,70	281,905	281,590	0,1116
3962,58	279,81	282,088	281,870	0,0772
4542,21	279,79	282,400	282,220	0,0637

Para a propagação das vazões de cheia, o modelo utilizou a rugosidade ajustada para o canal principal, e as margens inundadas foram modeladas com coeficientes de rugosidade adotados com base em valores propostos na literatura (HOGGAN, 1996; CHOW, 1959). Os coeficientes adotados para as margens foram de 0,06 a 0,1 para matas e canavial, 0,04 a 0,06 para enrocamento e 0,03 a 0,035 para terra gradeada e pastos. A maior parte da extensão das margens, cerca de 78% na margem esquerda e 76% na margem direita, foi classificada com n = 0,1.

A Figura 3 apresenta os perfis da linha d'água obtidos através da simulação com base nos dados históricos de vazões observadas na UHE Três Irmãos e níveis d'água obtidos na régua da UHE Jupiá. Observa-se que os efeitos hidrodinâmicos do escoamento no canal predominam nos primeiros 20 km. A partir daí praticamente não há variação do nível d'água devido à grande área inundada da represa da UHE Jupiá e às baixas velocidades resultantes.

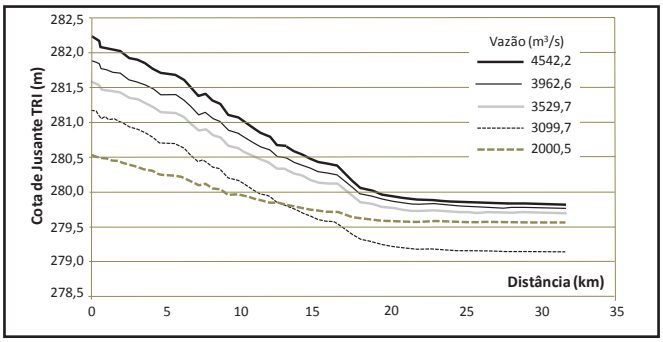


Figura 3 - Perfis da linha d'água com vazões históricas utilizadas na calibração

Definição das cheias induzidas pela ruptura

Diante dos estudos sobre o risco da barragem,definiu-se por simular a ocorrência de ruptura da barragem de terra por galgamento e erosão superficial, utilizando-se as equações apresentadas na Tabela 3, com as considerações a seguir.

Dentre as fórmulas empíricas de previsão, a de Lou, 1981 (equação 1), resultou em vazão de 20.915 m^3/s, e a do Bureau of Reclamation (equação 4), em vazão de 40.507 m^3/s. As demais expressões resultaram em vazões intermediárias, exceto a equação 3 (Hagen, 1982), a única que considera o volume armazenado, que resultou em vazão de 454.850 m^3/s. Esse resultado foi desprezado porque o volume do reservatório é muito maior que os considerados no corpo de dados que deu origem à equação de Hagen.

Com relação à definição geométrica das brechas, a expressão proposta por Von Thun e Gillette resultou em uma largura de brecha de 130,00 m. As demais expressões resultaram

em valores inferiores para as brechas. A brecha de 130,00 m aplicada à equação 5resultou em vazão de 36.314 m³/s.

Definição dos Cenários para as Simulações

Tendo em vista as vazões previstas pelas diversas equações da Tabela 3, decidiu-se adotar as vazões de pico de 20.915 m³/s e 40.507m³/s. A estas vazões foram acrescentadas a máxima vazão histórica (4.600m³/s) e a máxima vazão controlada (11.000m3/s), em simulação estática, resultando em 4 cenários apresentados na Tabela 5. Os cenários (3) e (4) consideram uma vazão inicial do rio de 2.000m3/s.

Nos 2 cenários adotados para a ruptura por abertura da brecha, as equações para tempo de abertura resultaram em tempos variando entre 1h e 14h. Dada a grande incerteza neste parâmetro, foram considerados hidrogramas de ruptura com 1h e 14h de tempo de pico para cada um dos cenários de ruptura, resultando em 4 simulações transientes. Após o pico considerou-se uma diminuição linear da vazão devido ao esvaziamento do reservatório. O tempo de base resultante foi de 366 h para o cenário 3, e de 189 h para o 4. Os 4 cenários contendo 6 simulações são apresentados na Tabela 4. Os cenários (3) e (4) consideram uma vazão inicial do rio de 2.000m³/s.

Tabela 5 - Cenários considerados para a simulação

Cenários	Vazão (m³/s)	Tempo de Pico (h)	Tempo de Base (h)
1 - maior cheia	4.600	- -	- -
2 - operação extrema	11.000	- -	- -
3 - vazão de ruptura	20.915	1 e 14	366
4 - vazão de ruptura	40.507	1 e 14	189

Resultados das Simulações

Para teste de estabilidade da solução numérica do modelo, foi propagado um hidrograma triangular com vazão de pico de 80.000m³/s e tempo de pico de 1 hora, com esvaziamento do reservatório em cerca de 90 horas. O programa rodou sem problemas de convergência ou de estabilidade da solução, com intervalos de tempo na simulação desde 1 minuto até 15 minutos.

A Figura 4 ilustra uma comparação entre os níveis da água obtidos nos cenários de simulação realizados em regime permanente e regime variável. No caso de regime variável, tem-se o perfil dos máximos níveis atingidos em cada seção.

Nota-se que existe pouca diferença entre as curvas das duas situações, embora a curva de níveis máximos da simulação dinâmica fique consistentemente abaixo do perfil estático, pelo menos no trecho inicial até cerca de 18,0 Km.

Esse resultado ocorreu devido ao grande volume de água armazenado no reservatório, que levou a hidrogramas de ruptura com grandes tempos de base e variações lentas de vazão no trecho de recessão após a vazão máxima. Com isso o hidrograma de ruptura causou, após o tempo de pico, um escoamento próximo ao da modelagem em regime permanente.

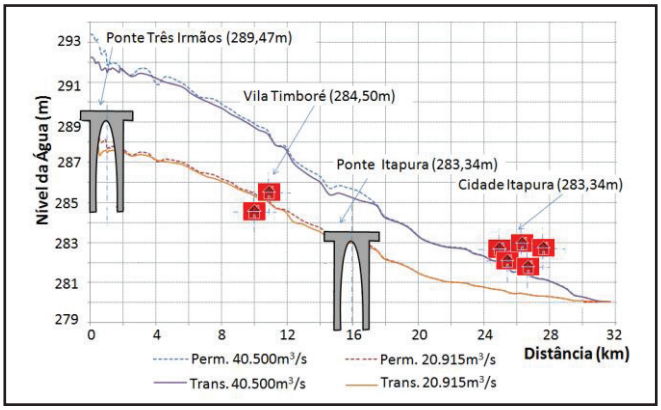


Figura 4 – Perfil da linha d'água para os cenários de simulação em regime permanente e regime variável com as cotas topográficas dos locais de interesse

Por exemplo, um perfil de vazões ocorridas ao longo do trecho no cenário 3, para o tempo de 6 horas após a ruptura, indica uma vazão de 20.700 m³/s na Ponte de Três Irmãos, reduzindo-se a 20.490m³/s em Itapura. Isto significa que haveria pouco erro em estimar as áreas inundadas a partir dos resultados da simulação estática. Pode-se deduzir também que na recessão do hidrograma, os termos de inércia foram pequenos em relação aos demais termos da equação de Saint Venant.

Outra característica que contribui para explicar a baixa atenuação das vazões no trecho é a propagação da cheia sobre um trecho de rio já inundado pela barragem de jusante. As seções molhadas resultantes já incorporam, em regime permanente, as planícies de inundação do leito original do rio. Assim,

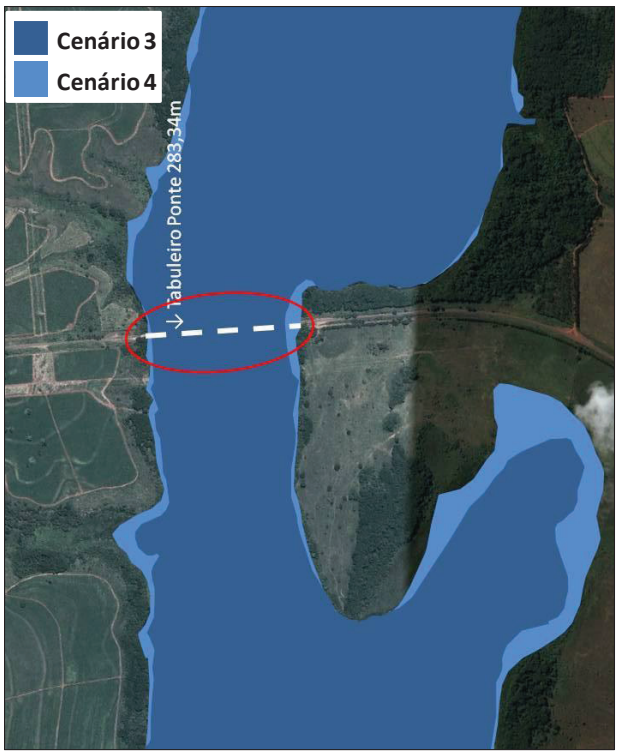


Figura 5–Mapa de inundação dos cenários 3 e 4 nas proximidades da Ponte Itapura. Fonte: Cestari (2013)

as variações de largura do canal foram relativamente pequenas. Por exemplo, na Vila Timboré, a largura máxima da seção no cenário (3) atingiu apenas 110% da largura original, e no cenário (4), a largura máxima foi cerca de 180% superior à original. Para a mesma seção, a condutância hidráulica das áreas laterais em relação à condutância total cresceu de apenas 14% no cenário (3) para cerca de 30% no cenário (4). A disponibilidade de áreas de armazenamento relativamente pequenas diminui a capacidade de amortecimento da máxima vazão. Além disso, o efeito de variações na rugosidade de fundo adotada para as seções laterais tende a ser minimizado.

Um dos resultados da simulação, necessário para a elaboração do PAE, é o mapa de inundação, representando a área atingida pelo nível máximo resultante em cada seção. Como exemplo, a Figura 5 apresenta os mapasde inundação obtidos com as simulações para os cenários (3) e (4).

Os resultados da simulação em regime permanente são úteis para identificar áreas de interesse que podem ser atingidas pela cheia, as quais podem então ser objeto de levantamentos de campo mais detalhados. Essa sequência permitiria racionalizar o trabalho de campo e diminuir o impacto dos dispendiosos levantamentos de campo sobre o custo total. Apesar dessa vantagem, apenas a simulação em regime variável pode estimar o tempo de chegada da inundação.

Como exemplo da informação obtida pela simulação em regime variável apresenta-se a Figura 6, detalhando as ondas de cheia e o tempo, após o início da ruptura, que o nível da água leva para atingir a cota de inundação na Vila Timboré.

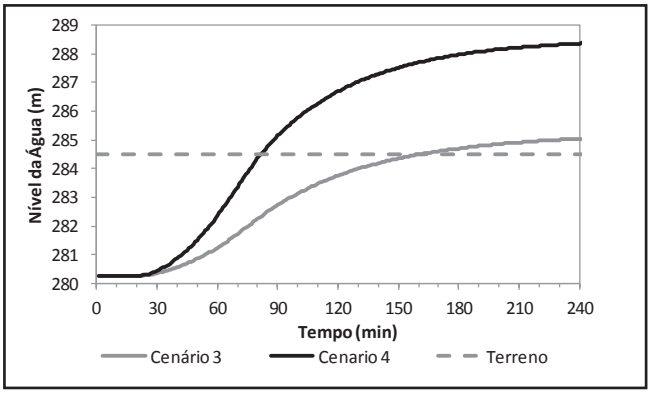


Figura 6– Nível da água em função do tempo na Vila Timboré, para os cenários 3 e 4, com ruptura em 1h

Para o cenário de ruptura em 1 hora, o tempo em que o nível da água atinge a cota do terreno na Vila Timboré é de 161 minutos, no caso do cenário (3), e de apenas 82 minutos no caso da maior vazão simulada no cenário (4). Com tempo de abertura da brecha de 14 h, os tempos de chegada da inundação à Vila Timboré foram de 12 h e 8 h para os cenários (3) e (4), respectivamente.Esses números dão ideia da ordem de grandeza das variações provocadas pela incerteza na adoção dos parâmetros da brecha. A divulgação de valores ao público num PAE deve considerar este problema, pois dados obtidos com valores superestimados de vazão podem disseminar uma sensação artificial de insegurança, enquanto que valores subestimados podem tornar inúteis os planos de evacuação.

O período de tempo em que o local ficará submerso também é uma informação útil para o planejamento. A Figura 7 mostra esta informação para a Vila Timboré, com resultados obtidos com tempo de abertura de brecha de 14 h.

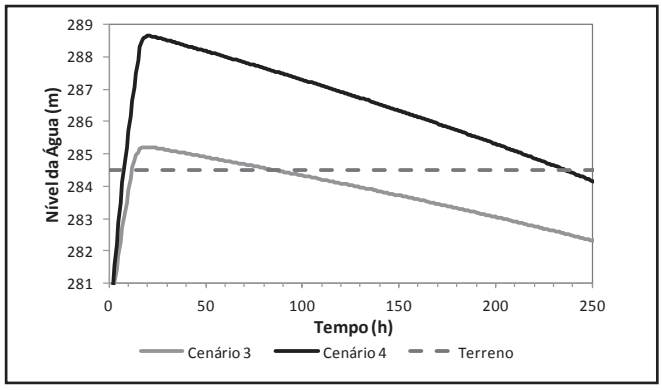


Figura 7 - Nível da água em função do tempo na Vila Timboré, para os cenários 3 e 4, com ruptura em 14h

Para o cenário (3), a Figura 7 indica que o terreno ficou submerso entre 12h e 86h após o início da ruptura. Para o cenário (4), a área permaneceu inundada por praticamente 10 dias (entre 8 h e 236 h).

Além do tempo necessário para que o nível da água atinja a cota do local de interesse (tempo de chegada da inundação) e do período de submersão, é necessário registrar a máxima lâmina da água e sua velocidade para calcular o risco hidrodinâmico (R.H.) nos pontos de interesse identificados a partir do mapa estático de inundação. A Tabela 6 resume estas características, importantes para a elaboração do PAE,apartir dos cenários (3) e (4), simulados com 1h de tempo de ruptura, para as 4 seções de interesse consideradas: Ponte de Três Irmãos, Vila Timboré, Ponte de Itapura e cidade de Itapura. São apresentados, na Tabela 6, a profundidade de submersão (H), o tempo de chegada da inundaçãona cota do local de interesse (T), a velocidade da água (V) e o risco hidrodinâmico (R.H.).

As informações sobre os níveis da água, tempo de chegada e risco hidrodinâmico devem ser consideradas em conjunto para produzir os mapas integrantes do PAE. A Figura 8 apresenta o exemplo da cidade de Itapura.

Tabela 6 – Características das ondas de cheia geradas para vazões de 20.915 m3/s e 40.500 m³/s

Local	Cota (m)	Cená-rio.	T (min)	H (m)	V (m/s)	R.H. (m²/s)
Ponte Três Irmãos	289,47	3	- - -	- - -	3,14	- - -
		4	107	2,02	4,33	8,74
Vila Timboré	284,50	3	161	0,72	3,21	2,31
		4	82	4,12	4,29	17,67
Ponte Itapura	283,34	3	- - -	- - -	2,80	- - -
		4	114	1,77	3,14	5,56
Cidade Itapura	281,00	3	- - -	- - -	1,65	- - -
		4	206	0,33	2,92	0,96

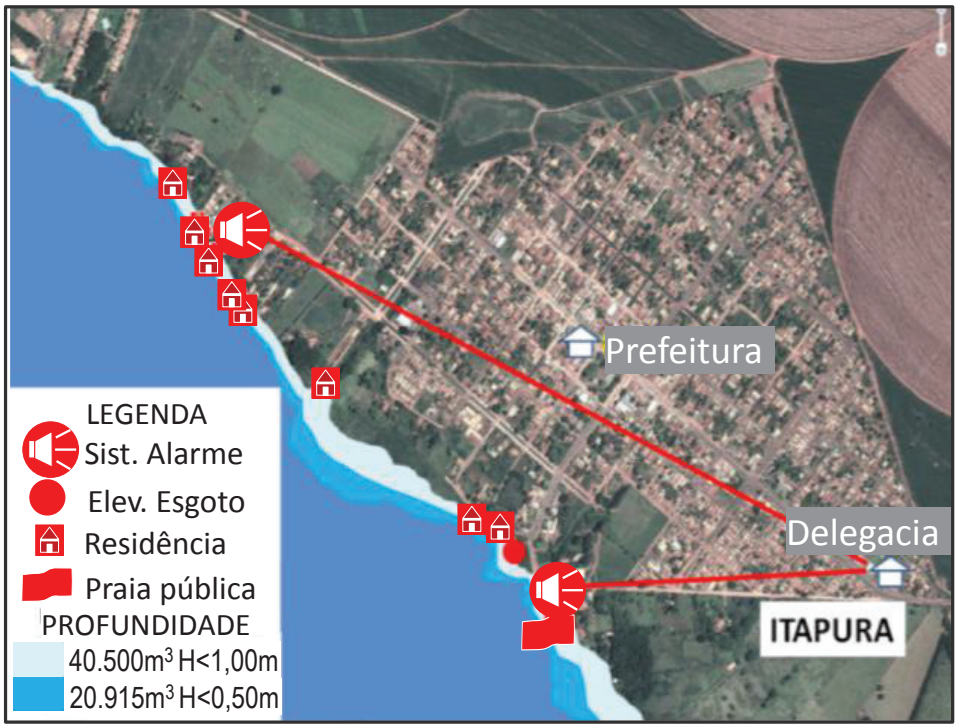


Figura 8 - Modelo do Plano de Ação Emergencial – PAE com locais afetados pela inundação
Fonte: Cestari (2013)

CONCLUSÃO

Os resultados indicam que a proposta metodológica pode ser utilizada para obter mapas de inundação, para elaboração de PAE, devido ao baixo custo dos estudos (US$10.000) com modelo unidimensional de propagação de cheias.

Adicionalmente, demonstrou-se que a simulação em regime permanente levou a resultados muito semelhantes de nível máximo da água no caso estudado. É razoável defender que esta conclusão possa ser estendida a casos semelhantes, em que a cheia resultante de ruptura de grandes reservatórios é propagada sobre trechos de rio já afetados por barragens, casos esses em que a atenuação por armazenamento nas áreas de inundação é de importância relativamente menor.

Esse contexto vem ao encontro das expectativas da ABRAGE (Associação Brasileira de Empresas de Geração de Energia Elétrica), que estuda a adoção desta metodologia para seus agentes.Os órgãos fiscalizadores também validaram esta metodologia.

Ressalta-se que a barragem de Três Irmãos é bastante segura e possui rotina adequada de monitoramento, contando com instrumentos de auscultação, execução de inspeções rotineiras e periódicas, documentação técnica com registro dessas inspeções e programa anualizado de manutenção.

A barragem Eng. Souza Dias (Jupiá), situada a jusante da Barragem Três Irmãos, no rio Paraná, possui um plano anual de inspeção e manutenção nos órgãos de descarga com capacidade de controlar vazões até cerca de 50.000 m³/s com manobras dos órgãos extravasores.

Como medida de mitigação do risco após o estudo de simulação de ondas de cheia e com base nos resultados obtidos à luz da metodologia, conforme contemplado no PAE – Plano de Ação Emergencial externo, são recomendadas as seguintes medidas de segurança para a população situada a jusante da barragem Três Irmãos, bem como para as estruturas existentes nesta região:

Instalação de um sistema de avisos sonoros para a população da Vila Timboré e da cidade de Itapura;

Instalação de um sistema de sinalização de segurança tipo semáforo nas duas estremidades das pontes de Três Irmãos e Itapura;

O PAE foi entregue para a Defesa Civil dos municipios afetados. Este Órgão deverá fazer o treinamento da população impactada.

Os resultados deste trabalho serão adicionados ao SOSEm (Sistema de Operação em Situação de Emergência), cujas informações irão contribuir com o protocolo de notificação às situações de risco.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem à CESP por ceder os dados referentes à pesquisa.

REFERÊNCIAS

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. B*arragens Cadastradas por Órgãos Fiscalizadores de Barragens no Brasil,* 2012.

Arquivo digital Todas barragens.xlsx. Disponível em <http://arquivos.ana.gov.br /cadastros/ barragens/ Todas _barragens.xlsx>. Acesso em mar. 2015.

BALBI, D.A.F. M*etodologias para a elaboração de Planos de Ações Emergenciais para inundações induzidas por Barragens. Estudo de Caso: Barragem de Peti* – MG. 2008. (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2008.

BRASIL. L*ei nº 12.334, de 20 de setembro de 2010. Estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens e cria o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens. República Federativa do Brasil. 2010*. Disponível em: <http://presrepublica.jusbrasil.com.br/legislacao/1025242/lei-12334-10#art0>. Acesso em mar 2015.

BRASIL. *Lei n° 12.783, de 11 de jan. de 2013. Dispõe sobre as concessões de geração, transmissão e distribuição de energia elétrica. República Federativa do Brasil. 2013*. Disponível em<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2013/lei/L12783.htm>. Acesso em mar. 2015.

BUREAU OF RECLAMATION. *Design of small dams*. Colorado. Estados Unidos: US Department of the Interior, 1987. 904 p.

CESTARI Jr., E. *Estudo de propagação de ondasem planície de inundação para elaboração de plano de ação emergencial de barragens* – UHE Três Irmãos Estudo de Caso. 2013. Dissertação. (Mestrado) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2013.

CHOW, V.T. *Open-Channel hydraulics*. Singapore: McGraw-Hill, 1959.

FOSTER, M.; Fell, R.; SPANNAGLE, M. "Risk Assessment – Estimating the Probability of Failure of Embankment Dams by Piping", *Australian National Committee on Large Dams – ANCOLD, Bulletin,* n. 112, p. 41-51, 1999.

HAGEN, V. K. Re-evaluation of design floods and dam safety. In: CONGRESSO DE GRANDES BARRAGENS, 14., 1982, Rio de Janeiro. *Anais*...Rio de Janeiro, 1982. p. 475-491.

HOGGAN, D.H. *Computer-assisted floodplain hydrology and hydraulics*. 2nd ed. New York: McGrawHill, 1996.

HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER - HEC. HEC-RAS *riveranalysis system: hydraulicreference manual*. Davis, California: HEC, 1997.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS - ICOLD. *Dam break flood analysis: review and recommendations*. Paris: ICOLD, 1998. 301 p. (Boletim, 111)

PALMIER, L.R.; BRASIL, L. S. S.; MONTE-MOR, R.C. *Modelagem unidimensional de onda de cheia proveniente de ruptura hipotética de barragem-estudo de caso: barragem de Rio de Pedras*, Minas Gerais, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, João Pessoa - PB, 20 a 24 de Novembro de 2005.

VISEU, T.; ALMEIDA; A. B.; MARTINS, R. Plano de emergência Interno de barragens. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 5., 2000, Lisboa. *Anais*... Lisboa, 2000. Disponível em: www.dha.lnec.pt/nre/portugues/funcionarios papers/tviseu/5cong_agua.pdf. Acesso em: 20 set. 2005.

Von THUN, J.L.; GILLETTE, D.R. "*Guidance on breach parameters"*. Internal Document, U.S. Bureau of Reclamation, Denver, Colorado, 1990.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 698 - 707

Efeitos da cascata de reservatórios sobre a variabilidade natural de vazões: o caso do rio Paraná em Porto Primavera

Effect of cascade reservoir on the variability of natural flow: the case Paraná River in Porto Primavera

Cledeilson Pereira Santos[1] e Christopher Freire Souza[2]

[1] Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE. Brasil
cledeilson-ifs@hotmail.com

[2] Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL. Brasil
cfsouza.ufal@gmail.com

Recebido: 13/05/14 - Revisado: 01/12/14 - Aceito: 06/05/15

RESUMO

Reservatórios têm sido construídos em rios para atender às demandas por usos múltiplos da água, bem como a prevenção de desastres naturais em cidades próximas a grandes cursos d'água. Tais ações têm alterado significativamente a variabilidade natural do regime de vazões nesses rios, afetando ecossistemas fluviais adaptados a estes processos hidrológicos. É neste contexto que o presente trabalho pretende avaliar o grau e a potencial desfiguração dos padrões de pulsos (magnitude, frequência, duração, período de ocorrência e gradiente) de vazões na bacia do rio Paraná, onde estão instalados cinquenta e sete grandes reservatórios. O estudo foi realizado com base em 33 índices de variáveis hidrológicas sugeridas pelo método Indicators of Hydrologic Alteration (IHA) e através do método Range of Variability Approach (RVA), possibilitando a comparação entre índices estimados para dois cenários (Cenário natural do regime de vazõese Cenário atual), bem como a quantificação de impactos sobre a variabilidade natural de vazões. Como resultados, foram constatadas alterações que variam em média de moderadas a severas quanto à magnitude, frequência, período de ocorrência, duração e gradiente de vazões,onde as variáveis que apresentaram maiores graus de impactos são aquelas relacionadas a eventos extremos.

Palavras Chave: *Reservatório. RVA. Rio Paraná*

ABSTRACT

Reservoirs have been constructed on rivers to meet demands for multiple water uses, as well as for preventing natural disasters in cities. Such actions have significantly altered the natural flow regime variability in these rivers, affectingriver ecosystems adapted to these hydrological processes. In this context, the presented study aimedto assess the degree and potential disfigurement of flow pulse patterns (magnitude, frequency, duration, time of occurrence and gradient) in the Paraná River basin, where fifty-seven large reservoirs are installed. The study was based on 33 hydrological variables suggestedin theIndicators Hydrologic Alteration (IHA) method which were assessed viathe Range of Variability Approach (RVA) method. Such method enabled comparing estimated indexes for two scenarios (Scenario I-naturalflow regime and Scenario II-present flow regime),resultingin impacts on the natural flow variability estimation. As results,it was found that flow alteration in magnitude,frequency, timing, duration and shape ranged from moderate to severe.

Keywords: *Reservoir cascade. RVA. Paraná River*

INTRODUÇÃO

A vazão natural de um rio varia no tempo em escalas de horas, dias, estações do ano e desta variação dependem toda a composição biótica e a estrutura de ecossistemas ribeirinhos (GORMAN ; KARR, 1978; POFF et al, 1997). A vazão é uma variável-chave (POFF et al., 1997), pois influencia processos físico-químicos, como a temperatura da água, geomorfologia do canal, diversidade de habitats físicos e distribuição e abundância de espécies ribeirinhas.

A magnitude, a frequência, a duração e o período de ocorrência de altos e baixos pulsos de vazões regulam numerosos processos ecológicos. As vazões de grandes magnitudes, além de remover e transportar sedimentos criam terras úmidas em áreas de inundações e controlam o avanço da vegetação na calha do rio (TRUSH et al., 2000).As vazões de baixa magnitude oportunizam o recrutamento da mata ciliar em regiões onde as planícies de inundações são frequentemente inundadas (WHARTON et al., 1981).

O interesse em armazenar água para atender aos usos múltiplos, tais como abastecimento humano, geração de energia, navegação e controle de cheias, levou o homem a barrar os cursos d'água criando reservatórios artificiais. Tais barramentos alteram a variação do regime de vazões e consequentemente impactam a produção de bens e serviços proporcionados por ecossistemas fluviais, dos quais se utilizam comunidades ribeirinhas.

A literatura apresenta diversos métodos para estimar o grau dessas alterações, tais como o Ecological Limits of Hydrological Alteration (ELOHA), que busca descrever as relações entre alteração hidrológica e resposta ecológica em rios para definição de vazões ambientais (Poff et al., 2010) e o Indicators of Hydrologic Alteration (IHA), onde são estimadas características naturais e alteradas do regime hidrológico (TNC, 2007).

Vale destacar que as métricas do método IHA têm servido de referência para o desenvolvimento e adaptações de novos métodos como, por exemplo, o Dundee Hydrological Regime Alteration Method (DHRAM), desenvolvido para rios da Escócia e Irlanda do Norte (GAO et al, 2009; BLACK et al, 2005), porém, aplicável em outras regiões; o Range of Variability Approach (RVA; RICHTER et al. 1997), com uso crescente em estudos de alteração hidrológica em rios afetados por reservatórios (JIANG et al., 2014; ZHANG et al., 2014; SUN et al., 2013), extração mineral (ZHANG et al., 2009), uso e ocupação do solo de forma inadequada (YANG et al., 2010), mudanças climáticas (SUEN, 2010), e outras aplicações.

É neste contexto que o presente trabalho pretende avaliar o grau e a potencial desfiguração do padrão de pulsos (magnitude, frequência, duração, período de ocorrência e gradiente) de vazões na bacia do rio Paraná, onde estão instalados cinquenta e sete grandes reservatórios (ITAIPU BINACIONAL, 2013) e que tem sido fonte de estudos com abordagens eco-hidrológicas. Um exemplo disso é a identificação de redução da abundância de espécies migratórias de peixes como consequência da alteração da duração e magnitude das cheias para reprodução (AGOSTINHO et al. 2004).

METODOLOGIA

Área de Estudo

A seção escolhida para a realização do estudo situa-se na Usina Hidrelétrica (UHE) Eng. Sérgio Motta (Porto Primavera), rio Paraná, com área de drenagem de 572.000 km², sendo a barragem mais extensa do Brasil com 11.380 metros de comprimento (Figura 1). Localizada entre os municípios de Rosana (SP) e Batayporã (MS), sua construção foi finalizada no ano de 1998 e sua operação teve início no ano de 1999 (CESP, 2009).

Nesta região, predominam os seguintes tipos de cobertura vegetal: cerrado, mata atlântica, mata de araucária, floresta estacional decídua e floresta estacional semidecídua (ANA, 2013a). Quanto ao uso do solo, houve grandes alterações ao longo do crescimento econômico do país, resultando em desmatamentos em grandes proporções. A precipitação média anual histórica (1961-2007) em toda a região hidrográfica do rio Paraná é de 1543 mm (ANA, 2013b).

Base de dados

Em estudos dessa natureza, pesquisadores do The Nature Conservancy (TNC, 2007) recomendam a utilização de séries de vazões com pelo menos 20 anos de extensão para que variações climáticas mais extremas sejam representadas, porém, ressaltam que o tamanho da série para análises hidrológicas depende do grau da variabilidade climática. Analisando rios australianos, Kennard et al. (2010), chegaram à conclusão de que 15 anos de dados são suficientes para identificar características importantes da variabilidade de vazões, onde o viés entre os valores estimados por métricas hidrológicas foram majoritariamente menores que 30% do que o valor verdadeiro, para 90% das métricas, a precisão variou a no máximo 25% e a acurácia em menos de 10%.

Usualmente são coletados dados de vazões pré e pós -reservatórios para as análises. Neste trabalho,pretende-se comparar séries de vazões sob dois cenários: cenário natural- Vazões naturais reconstituídas (descontados os efeitos de usos consuntivos e barragens) e cenário atual- Vazões observadas, o que incluia influência dos reservatórios. As comparações entre as séries na seção da UHE Porto Primavera foram realizadas para o mesmo período (1999-2010), dessa forma, não há interferências de variações climáticas nas análises e as alterações hidrológicas são em função dos efeitos da cascata de reservatórios e dos métodos de estimação de vazão.

As vazões naturais reconstituídas foram adquiridas do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS, 2012) em escala diária. Estas vazões foram sintetizadas através do uso de três modelos: Modelo Multivariado Sazonal (SMMAR),Modelo de Ponderação Regional por Médias (PRM) e Modelo de Ponderação Regional por Correlações (PRC), visando o preenchimento e extensão das séries fluviométricas. Como base de dados para os modelos, foram utilizadas séries de vazões e precipitações observadas à montante da UHE Porto Primavera, bem como informações referentes à evaporação liquida dos reservatórios e dos usos consuntivos para posterior incremento, dando origem

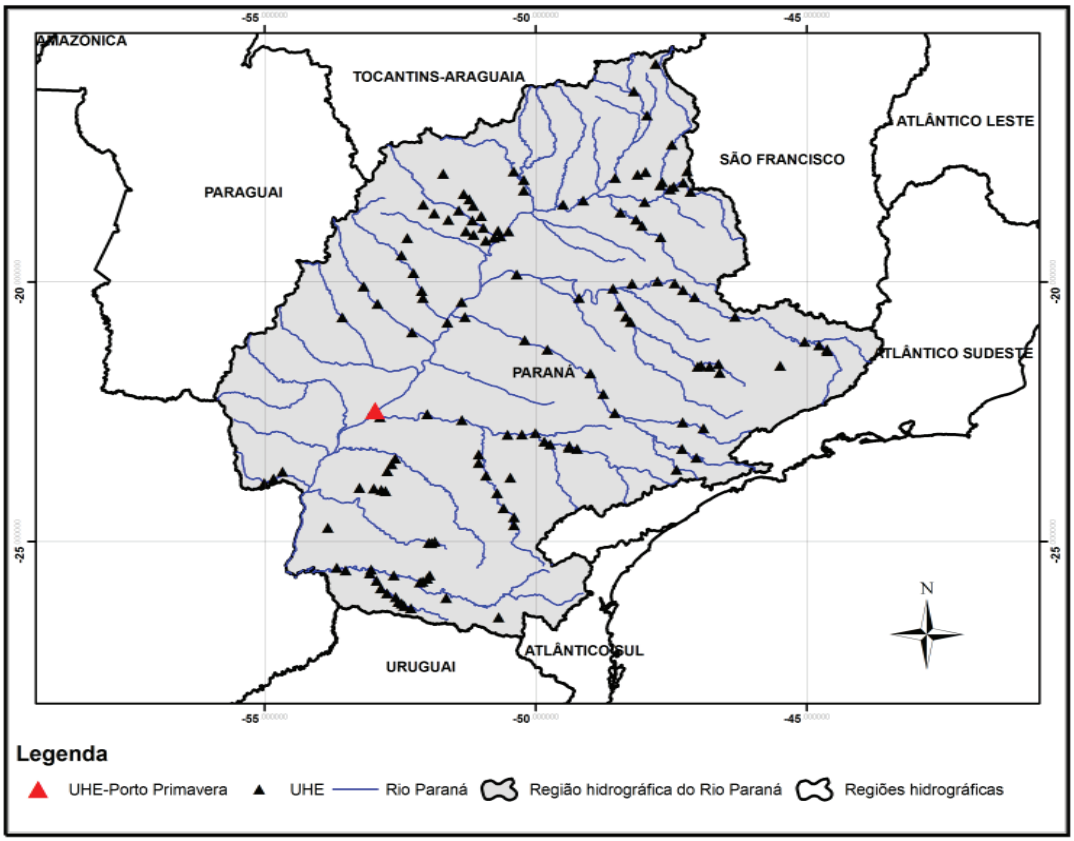


Figura 1 - Localização da área de estudo

à série sintética de vazões naturais (ANA, 2011).

As séries de vazões para o cenário atual, foram fornecidas pela Companhia Energética de São Paulo (CESP).

Estimativa de Alterações Hidrológicas

Neste estudo, foram usadas 33 variáveis hidrológicas sugeridas pelo método IHA (Tabela 1), seguindo a conclusão de Olden e Poff (2003), de que estas apresentam baixa redundância e boa capacidade para representar aspectos do regime hidrológico em rios.

Para estimar o grau de alteração hidrológica, foi utilizado o método RVA, que consiste nos seguintes passos:

1-Definição das séries de vazões, ou seja, cenário natural contra cenário atual;

2-Escolha de valores de magnitude (limites) para a definição de altos e baixos pulsos de vazões. Neste estudo, foram adotados os valores padrões sugeridos no IHA, onde a ocorrência de vazões inferiores à média menos um desvio padrão das vazões naturais são classificadas como de baixos pulsos, enquanto que vazões superiores à média mais um desvio padrão classificam-se como de altos pulsos;

3- Cálculo de valores anuais das 33 variáveis que caracterizam os aspectos do regime;

Tabela 1 - Resumo de variáveis hidrológicas do IHA.

Aspecto	Variáveis Hidrológicas
Grupo I- Magnitude	Média para cada mês do ano
Grupo II- Magnitude e duração de eventos extremos	Mínimas anuais de 1, 3, 7, 30 e 90 dias
	Máximas anuais de 1, 3, 7, 30 e 90 dias
	N° de dias com vazões nulas
	Índice de fluxo de base (Mínima anual de 7 dias/Média anual)
Grupo III- Período de ocorrência de eventos extremos	Dia juliano de máxima anual
	Dia juliano de mínima anual
Grupo IV- Frequência e duração de altos e baixos pulsos	N° de baixos pulsos
	Duração dos baixos pulsos
	N° de altos pulsos
	Duração dos altos pulsos
Grupo V- Gradiente de vazão	Taxa de ascensão de vazão
	Taxa de recessão de vazão
	N° de reversões anuais

4- O RVA divide os valores calculados no passo 3 em três categorias. No caso do padrão de análise não-paramétrica adotado neste trabalho, os limites inferior e superior são colocados a 17 percentis da mediana (TNC, 2007), produzindo um delineamento de três categorias de magnitudes de índices de tamanhos iguais e permitindo um maior detalhamento de como e onde houve a variação. A categoria mais baixa contém todos os valores inferiores ao percentil 33, a categoria do meio contém todos os valores que caem entre os percentis 34 e 67 e a categoria mais elevada contém todos os valores maiores que o percentil 67;

5-Cálculo do fator de impacto para as três categorias através da equação 1.

$$HA = \left(\frac{FE - FO}{FE}\right)$$

Onde:

*HA- Fator de alteração hidrológica para cada categoria analisada. Um fator HA positivo significa que a frequência de valores na categoria aumentou com o cenário atual, enquanto que um fator HA negativo significa que a frequência de valores na categoria diminuiu;

*FO- Frequência observada de valores anuais dos índices IHA dentro dos limites RVA no cenário atual;

*FE- Frequência esperada de valores dentro dos limites do RVA. A FE é calculada através do número de anos em que os valores anuais dos índices IHA estiveram dentro dos limites RVA no cenário natural, multiplicado pela razão entre o número de anos do cenário atual e do cenário natural. Como neste estudo o número de anos é igual para os dois cenários, FE é definido pelo número de valores dentro dos limites do RVA no cenário natural;

6- A magnitude de alteração hidrológica é computada com base na categoria do meio, onde o HA, descrito no passo 5 pode ser apresentado em porcentagem, multiplicando-o por cem (RICHTER et al. 1998; TNC, 2007).

Classificação de Alterações Hidrológicas

Levando em consideração a limitação de conhecimento sobre a influenciado regime de vazões em ecossistemas fluviais, Richter et al. (1998) sugerem que alterações na variabilidade natural de rios podem ser caracterizadas como de: 1- baixo impacto, quando apresentam magnitudes que variam entre 0-33%; 2- impacto moderado, de 34-67%; 3- impactos severos, para magnitudes superiores a 67%.

RESULTADOS

Os hidrogramas de vazões observadas (Cenário atual; Figuras 2 e 4) revelam variações irregulares entre os anos de 1999 e 2001, em função do enchimento do reservatório, sendo que a primeira etapa foi concluída em dezembro de 1998 e a segunda etapa em março de 2001.

No geral, observa-se uma diminuição de magnitudes de pulsos altos (de 19000 para 14000 m³/s) e aumento dos baixos (de 3000 para 5000 m³/s), como efeito dos reservatórios e das diversas atividades de uso consuntivo da água na bacia. A variação das vazões do regime, ano-a-ano (Figuras 3 e 4), perdeu, no entanto, sua regularidade de variação de magnitude mínima, especialmente nos pulsos altos entre Fevereiro e Abril (de 9000 para 6000 m³/s). Observa-se também que o início do período de ocorrência dos pulsos altos passou a ser menos regular, com atraso de quase 2 meses(passando de Dezembro a Fevereiro), exceto para poucos anos (2005-2006, 2006-2007, 2009-2010).

Os limites definidos para caracterizar altos e baixos pulsos de vazões são da ordem de 11670 m³/s e 3270 m³/s respectivamente. As estimativas de alterações hidrológicas baseadas

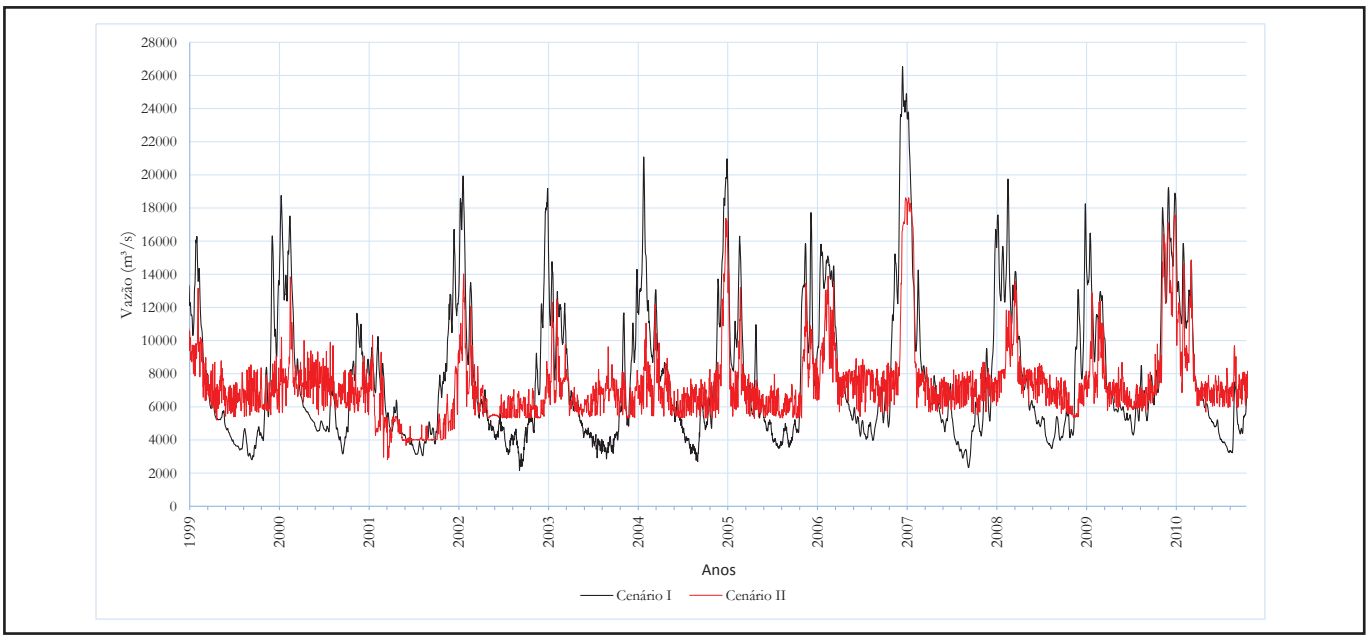


Figura 2 - Hidrogramas Anuais

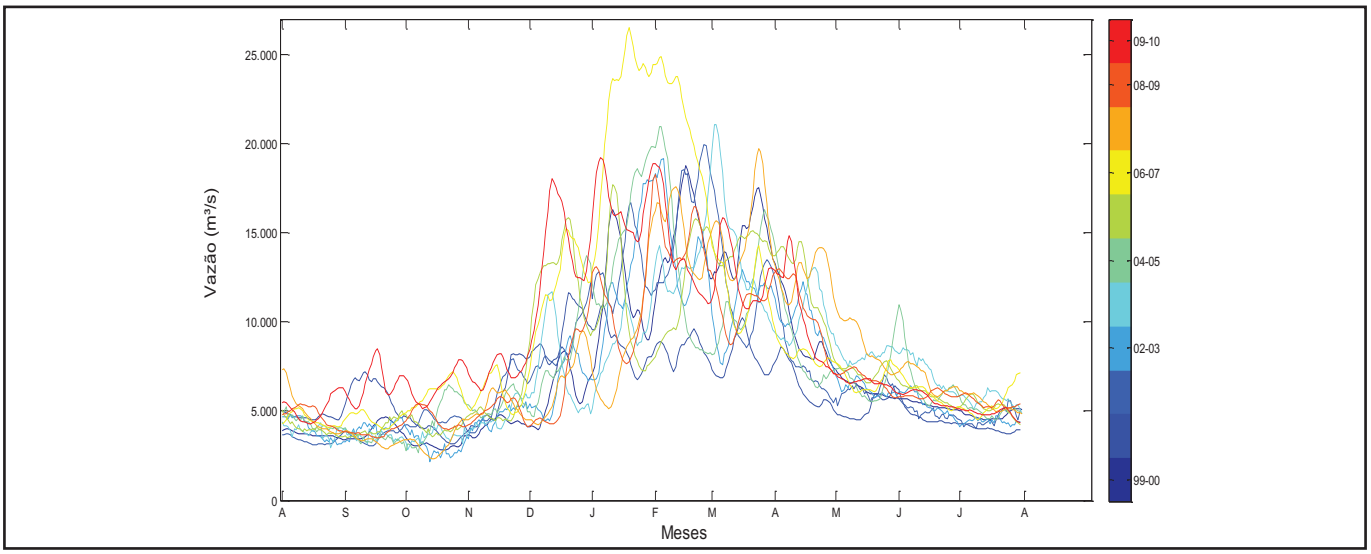


Figura 3 - Hidrogramas- Cenário natural

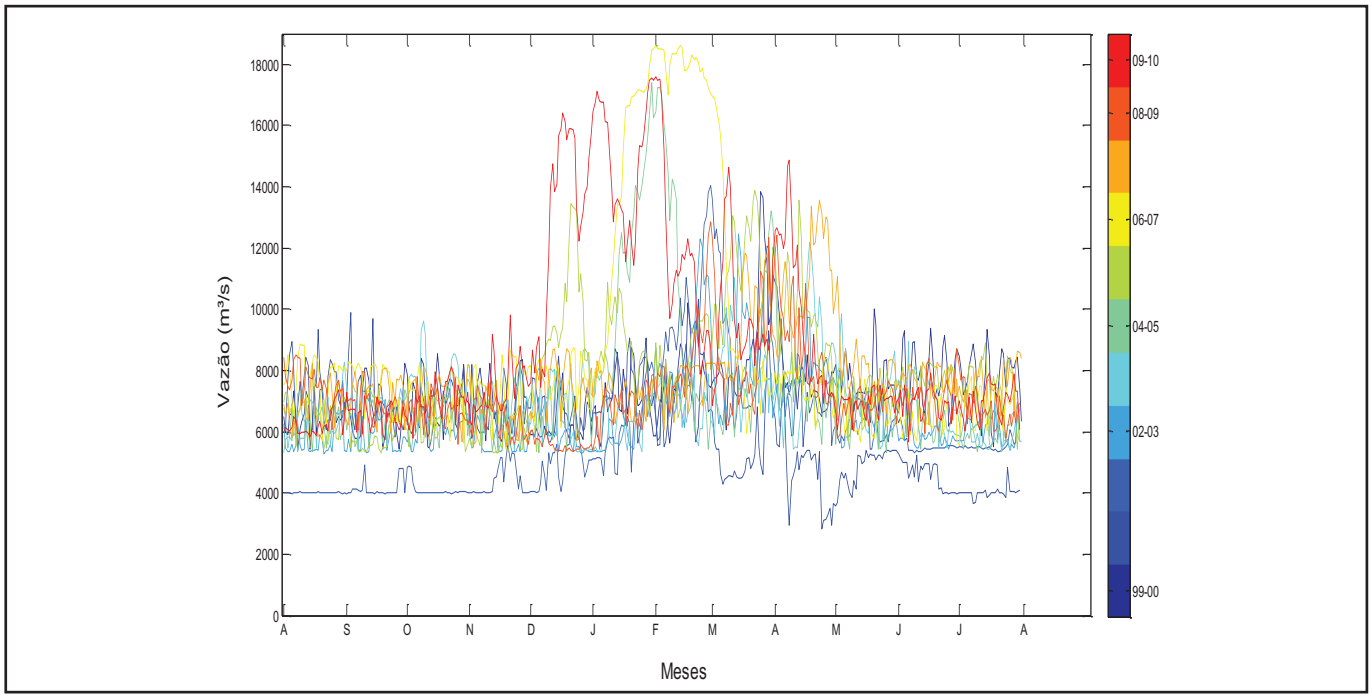


Figura 4 - Hidrogramas- Cenário atual

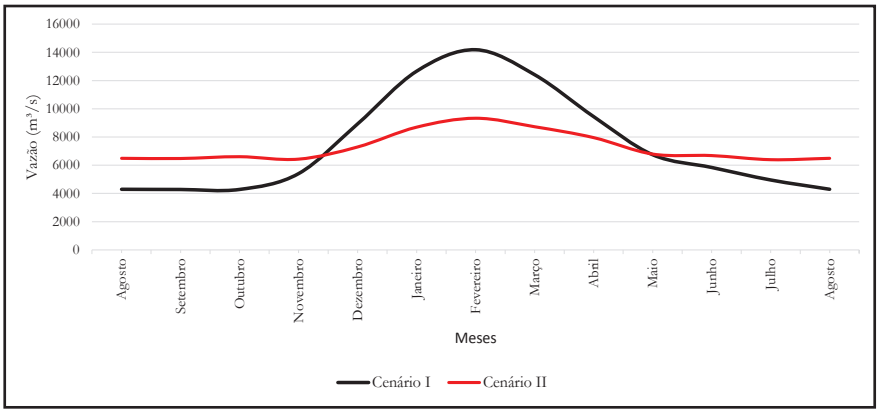


Figura 5 - Hidrogramas: MédiasMensais

na abordagem do método RVA, refletem um comportamento comum em bacias hidrográficas sob a influência de operações de reservatórios, onde as magnitudes das vazões de eventos de cheias são reduzidas e no caso de eventos de estiagens ocorre o aumento das magnitudes. Esse comportamento pode ser caracterizado por meio dos cinco grupos de variáveis hidrológicas apresentadas na Tabela 2 para os cenários natural e atual.

Grupo I- Com relação aos meses que representam a subida do hidrograma da bacia (setembro a fevereiro), entre os meses de setembro a novembro, houve aumentos na frequência de vazões com magnitudes acima do percentil 67 (categoria alta) que variaram de 125 a 175%.Porém, entre os meses de dezembro e fevereiro, onde se concentram os maiores picos de vazões, houve amortecimento das vazões pelo reservatório, refletindo na redução de 50 a 100% sobre a frequência de vazões na categoria alta. No período de decaimento do hidrograma (março a agosto), os meses de março e abril, ainda sob o efeito do amortecimento de cheias, apresentaram magnitudes de vazões com maior frequência na categoria baixa (abaixo do percentil 33). Quanto aos demais meses, as vazões foram mais frequentes na categoria alta (Tabela 2). Levando em consideração a categoria média, que tem como limites inferior e superior os percentis 33 e 67 respectivamente, observa-se que a alteração média do grupo é da ordem de 64%, onde o grau de impacto é classificado como moderado (Figura 4).

Grupo II- Com a elevação das magnitudes das vazões mínimas, observa-se que as médias mínimas de 1, 3, 7, 30 e 90 dias foram mais frequentes na categoria alta (Tabela 2 e Figura 4). Quanto às médias máximas, as frequências passaram a se concentrar na categoria baixa. O número de vazões nulas não variou, pois trata-se de um rio com regime perene. O índice de fluxo de base teve incremento de 175% na frequência de magnitudes de categoria alta. Tais modificações geraram uma média de alteração de 72%, classificando-se como impacto severo.

Grupo III- O dia Juliano de máxima anual em condições naturais ocorria em média no dia de número 34 (3 de fevereiro). Com a presença das UHEs, passaram a ocorrer no dia Juliano de número 55 (24 de fevereiro). Quanto ao dia Juliano de mínima anual, observa-se que a ocorrência desse evento foi antecipada, pois naturalmente ocorria em média no dia de número 271 (27 de setembro) e passou a ser mais frequente no dia 262 (18 de setembro, tabela 2). O impacto médio deste grupo é da ordem de 50%, sendo considerado como moderado (Figura 6).

Grupo IV- Nota-se que em condições naturais os baixos pulsos de vazões ocorrem em média 2,5 vezes ao ano e com durações de 10,2 dias. Com a construção das UHEs, praticamente não há registros de eventos de baixos pulsos e quando ocorre, sua duração mais frequente não ultrapassa 3 dias . No caso do número de altos pulsos, naturalmente ocorre em média 3 vezes ao ano com durações de 23,6 dias e com a operação dos reservatórios passaram a ocorrer acima de 3 vezes por ano (percentil 67), porém com durações abaixo de 11,4 dias (Tabela 2). Os efeitos dos reservatórios provocaram alterações hidrológicas médias de 56% para este grupo, onde o grau de impacto pode ser considerado como moderado (Figura 6).

Grupo V-A taxa de ascensão de vazão ou velocidade de subida do hidrograma em ambiente natural é em média da ordem de 260,4 m³/s/dia. Após o fechamento da UHE-Porto Primavera, essa taxa foi ampliada para 503,6 m³/s/dia (Tabela 2). Verificou-se também que os valores anuais calculados para essa variável são mais frequentes na categoria alta (282,3 m³/s/dia, figura 6). A taxa de recessão de vazão apresenta comportamento semelhante, onde as magnitudes passaram a ser mais frequentes na categoria baixa (-232,6 m³ /s /dia). O número de reversões de vazões também foi ampliado, onde houve aumento de 175% na frequência de ocorrências na categoria alta eredução nas frequências das categorias média e baixa. As três variáveis desse grupo atingiram alterações hidrológicas de 100 %. Com isso, o grupo apresenta impactos classificados com severos.

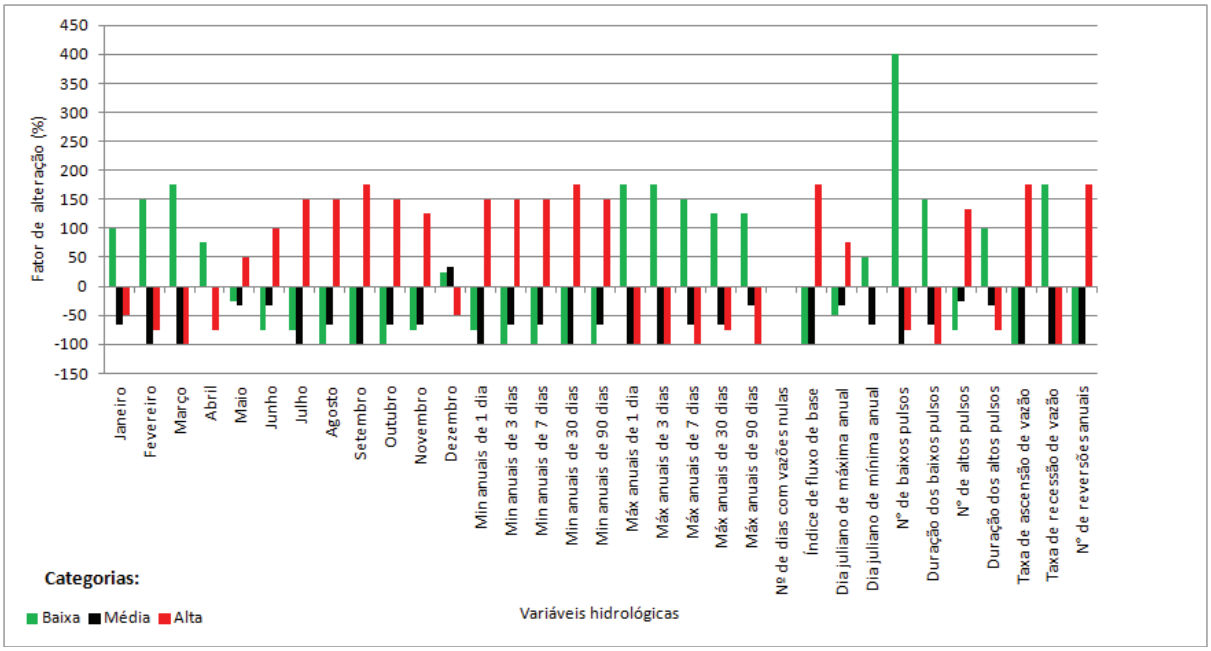


Figura 6 - Fator de alteração hidrológica por categoria-RVA

Tabela 2 - Valores estimados para os índices do IHA

Grupos	Variáveis	Médias Anuais		Percentis	
		Cenário natural	Cenário atual	33	67
Grupo 1	Médias de Janeiro (m³/s)	12663,1	8697,3	10946,5	12914,4
	Médias de Fevereiro (m³/s)	14184,5	9328,9	13719,9	14973,1
	Médias de Março (m³/s)	12415,4	8728,0	11659,2	13616,3
	Médias de Abril (m³/s)	9444,1	7956,6	8608,0	10387,3
	Médias de Maio (m³/s)	6743,4	6789,3	6331,3	6803,7
	Médias de Junho (m³/s)	5840,9	6683,8	5465,7	5978,9
	Médias de Julho (m³/s)	4953,8	6392,8	4784,3	5373,3
	Médias de Agosto (m³/s)	4294,4	6489,9	3985,0	4678,2
	Médias de Setembro (m³/s)	4280,4	6476,4	3618,7	4062,2
	Médias de Outubro (m³/s)	4283,7	6603,9	3625,4	4581,1
	Médias de Novembro (m³/s)	5405,3	6430,8	5103,1	5749,6
	Médias de Dezembro (m³/s)	8928,9	7293,5	6700,9	9308,4
Grupo 2	Min de 1 dia (m³/s)	3120,0	5165,2	2814,1	3446,0
	Min de 3 dias (m³/s)	3195,9	5372,3	2894,8	3452,1
	Min de 7 dias (m³/s)	3262,6	5525,9	2960,0	3494,1
	Min de 30 dias (m³/s)	3609,4	5874,9	3285,5	3747,1
	Min de 90 dias (m³/s)	4135,8	6146,9	3642,2	4290,2
	Máx de 1 dia (m³/s)	19374,9	14255,6	18813,8	19916,4
	Máx de 3 dias (m³/s)	19179,8	13898,9	18616,0	19774,7
	Máx de 7 dias (m³/s)	18483,6	13245,6	18078,0	19105,0
	Máx de 30 dias (m³/s)	16084,9	11313,1	15131,1	16566,6
	Máx de 90 dias (m³/s)	13547,2	9541,7	12722,4	13890,8
	Nº de dias com vazões nulas	0,0	0,0	0,0	0,0
	Índice de fluxo de base	0,4	0,7	0,4	0,5
Grupo 3	Dia juliano de máxima	34,1	67,7	32,4	54,8
	Dia juliano de mínima	271,2	255,4	262,1	285,4
Grupo 4	N° de baixos pulsos	2,5	1,9	1,0	2,9
	Duração dos baixos pulsos (dias)	10,2	1,0	3,0	12,2
	N° de altos pulsos	3,0	5,0	2,1	3,0
	Duração dos altos pulsos (dias)	23,6	11,4	13,3	33,7
Grupo 5	Taxa de ascensão de vazão (m³/s/dia)	260,4	503,6	257,1	282,3
	Taxa de recessão de vazão (m³/s/dia)	-216,1	-527,2	-232,6	-214,7
	N° de reversões	84,5	181,8	56,4	94,7

DISCUSSÃO

Neste estudo, foram utilizadas métricas do método IHA para estimar os efeitos da cascata de reservatórios do rio Paraná sobre a variabilidade natural de vazões onde hoje está instalada a UHE Porto Primavera. Convém ressaltar que além de quantificar o grau de alteração hidrológica sobre o regime de vazões, o IHA possui atributos que permitem sugerir quanto as perturbações antrópicas sobre variáveis hidrológicas podem afetar ecossistemas fluviais. Em um estudo similar na bacia hidrográfica do rio Dongjian, sul da China, Chen et al.(2010) relatam que através do método RVA foi possível visualizar alterações hidrológicas significativas causadas pela construção de barragens e potenciais ameaças a espécies de animais selvagens, além de endorsar a aplicação do método para identificar tendências e padrões hidrológicos.

Os resultados do trabalho evidenciam que as operações de reservatórios desfiguraram os padrões naturais de vazões nos seguintes aspectos: magnitude, frequência, duração de eventos extremos, período de ocorrência desses eventos e gradiente de vazões.

Foi observado que no período de ascensão do hidrograma (setembro a fevereiro), há a seguinte prática na UHE-Porto Primavera: Nos três primeiros meses, são liberadas com maior frequência vazões com magnitudes acima do percentil 67 (categoria alta), consequentemente, acima das vazões médias observadas em regime natural. Por outro lado, os três últimos meses são utilizados para amortecer os maiores picos de vazões, onde as magnitudes de vazões estão mais frequentes abaixo do percentil 33, ou seja, abaixo das médias observadas em regime natural. No caso do período de recessão do hidrograma (março a agosto), os dois primeiros meses também são usados para amortecimento do reservatório, com vazões inferiores às médias em regime natural. Quanto aos demais meses, seguem com vazões mais frequentes superiores ao percentil 67.

Tais comportamentos elevaram a velocidade de ascensão e recessão do hidrograma em mais de 100%, resultando em maiores frequências de altos pulsos de vazões ao ano, porém com reduções de 48,30% nas durações desses eventos. Segundo Stevaux (2009), após o fechamento da UHE-Porto Primavera, os níveis de água variam entre 0,5 a 1 metro diariamente, intensificando os processos erosivos e modificando a morfologia fluvial.

Quanto aos eventos extremos, as vazões máximas de 1 dia atingiam em regime natural em média 19.374,9 m³/s e com a presença de reservatórios, o comportamento médio dessa variável é da ordem de 14.255,6 m³/s. Stevaux (2009), relata que no período pré-barragem, o rio Paraná apresentava frequentemente picos de inundações superiores a 20.000 m³/s, e que com o funcionamento da UHE-Porto Primavera, os picos de cheias foram menores que 15.000 m³/s. Essa informação é bastante relevante para estimativa da área da planície de inundação que não faz mais troca de nutrientes com o rio àjusante do reservatório e dos impactos ambientais e econômicos em comunidades ribeirinhas. De acordo com Agostinho et al. (2004), a reprodução de espécies migratórias de peixes no rio Paraná, dependem de elevados níveis de água para que obtenham sucesso na desova e que a duração desses eventos são fundamentais para o recrutamento de juvenis. O autor destaca também que uma adequada operação de reservatórios pode melhorar esse recrutamento, principalmente para espécies migratórias.

CONCLUSÕES

O método RVA apresentou bons resultados nas análises de alterações em cada aspecto do regime hidrológico, ou seja, foi possível diagnosticar alterações em diversos pontos do hidrograma do rio Paraná. Suas métricas também são úteis para simular cenários futuros do uso e ocupação do solo na bacia, e quantificar seus efeitos sobre aspectos socioeconômicos em comunidades ribeirinhas adaptadas à variabilidade natural de vazões. Apesar da grande aceitação da abordagem do RVA na comunidade científica, esse método deve ser configurado de acordo com as características do local, por exemplo, os limites para determinar altos e baixos pulsos de vazões podem ser ajustados através da curva-chave da seção estudada. Na ausência de informações sobre a relação entre processos hidrológicos e ecológicos, os resultados obtidos com o RVA podem ser usados preliminarmente para classificar impactos em ecossistemas fluviais. No caso de locais com disponibilidade de dados desses ecossistemas, as classificações desses impactos devem ser criteriosamente alinhadas com as respostas desses sistemas às perturbações antrópicas na bacia.

Neste estudo, também foi possível identificar algumas limitações do RVA ao adotar a categoria do meio (entre os percentis 33 e 67) como referência para estimativa de alteração hidrológica, pois há uma limitação das análises quando se despreza as frequências de vazões menor ou igual ao percentil 33, oriundas de anos secos (com baixa pluviosidade) e frequências de vazões acima do percentil 67, proporcionadas por anos úmidos (alta pluviosidade). Outro ponto a destacar, é que podem ocorrer situações similares ao que se observa no mês de abril (grupo I), onde não houve alterações nas frequências da categoria do meio, ou seja, a FO é igual a FE, e por esse motivo o grau de alteração não foi computado. É possível notar através da Figura 4, que houve uma transferência de frequências da categoria alta para a categoria baixa, onde a primeira sofreu redução de 75% e a segunda recebeu um incremento de 75%. Analisando esse caso, qual seria o grau de impacto atribuído para essa variável? Uma alternativa para mitigar essas limitações é tomar como base o valor médio das alterações das três categorias, assim, o risco de subestimar ou superestimar o grau de impacto seria menor.

Portanto, utilizando a configuração padrão do método RVA, estima-se que a cascata de reservatórios na bacia do rio Paraná gerou alterações hidrológicas sobre o regime natural de vazões que variam em média de moderadas (grupos I, III e IV) a severas (grupos II e V), onde as variáveis que apresentaram maiores graus de impactos são aquelas relacionadas a eventos extremos.

AGRADECIMENTOS

À CESP pela cortesia de ceder os dados de vazões

observadas na UHE-Porto Primavera, ao programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas (PPGRHS) e à Fundação de Amparo à Pesquisa de Alagoas (FAPEAL) pela bolsa de mestrado concedida ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. .A.; GOMES, L.C.; VERÍSSIMO,S.; OKADA, E.K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Parana River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews Fish Biology and Fisheries*, v. 14, p. 11–19, 2004.

ANA. *Qualificação de dados Hidrológicos e Reconstituição de Vazões Naturais no País*. Brasilia-DF, 2011. 126 p.

ANA. *Região Hidrográfica do Paraná*. 2013a. Disponível em: http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/parana.aspx. Acesso em 06fev. 2013.

ANA. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil*. Brasilia-DF, 2013b.

BLACK, A. R.; ROWAN, J. S.; DUCK, R. W.; BRAGG, O. M.; CLELLAND, B. E. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. Aquatic Conservation: *Marine and Freshwater Ecosystems*. v. 15, p. 427–446, 2005.

CHEN, Y.D.;YANG, T.; XU, C.; ZANG, Q.; CHEN, X.; HAO, Z. Hydrologic alteration along the Middle and Upper East River (Dongjiang) basin, South China: a visually enhanced mining on the results of RVA method. *Stoch Environ Res Risk Assess*, v. 24, p. 9-18, 2010.

CESP. *Relatório de Sustentabilidade*. São Paulo-SP, 79 p, 2009.

GAO, Y.; VOGEL, R. M.; KROLL, C. N.;POFF, N. L.;OLDEN, J. D. Development of representative indicators of hydrologic alteration. *Journal of Hydrology*, v. 374, p. 136–147, 2009.

GORMAN, G. T.; KAAR, J. R. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*, v. 59, p.507-515, 1978.

JIANG, L.; BAN, X.; WANG, X.; CAI, X. Assessment of Hydrologic Alterations Caused by the Three Gorges Dam in the Middle and Lower Reaches of Yangtze River, China, *Water*, v. 6, p. 1419-1434, 2014.

KENNARD, M. J.; MACKAY, S. J.; PUSEY, B. J.; OLDEN, J. D.; MARSH, N. Quantifying Uncertainty in Estimation of Hydrologic Metrics for Ecohydrological Studies. *River Research and Applications*, v. 26, p. 137–156, 2010.

ITAIPU BINACIONAL. *Rio Paraná*, 2013. Disponível em: http://www. itaipu.gov.br/energia/rio-parana. Acesso em: 25jan. 2013.

OLDEN, J. D; POFF, N. L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing stream flow regimes. *River Research and Applications*, v. 19, n.2, p. 101-121, 2003.

ONS. *Operador Nacional do Sistema Elétrico*. Séries Históricas de Vazões. 2012. Disponível em: http://www.ons.org.br/operacao/vazoes_naturais.aspx. Acesso em: 20 nov. 2012.

POFF, N. L., J. D.; ALLAN, M. B.; BAIN, J. R.; KARR, K. L.; PRESTEGAARD, B. D.; RICHTER, R. E.; SPARKS E, J. C.; STROMBERG. The Natural Flow Regime. *Bioscience*, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997.

POFF, N. L.; RICHTER, B.D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E.; ACREMAN, M.; APSE, C.; BLEDSOE, B. P.;FREEMAN, M. C.; HENRIKSEN, J.; JACOBSON, R. B.; KENNEN, J. G.; MERRITT, D. M.;O'KEEFFE, J. H.;OLDEN, J. D.; ROGERS, K.; THARME, R. E.; WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmentalflow standards. *Freshwater Biology*, v. 55,p. 147–170, 2010.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J. A Method for Assessing hydrologic Alteration Within Ecosystem. *Conservation Biology*, v. 10, n. 4, p. 1163-1174, Aug. 1996.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.,WIGINGTON, R.; BRAUN, D. P. How much water does a river need? *Freshwater Biology,* v. 37, n. 1, p. 231-249, 1997.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; BRAUN D. P.; POWELL J. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers-Research & Management,* v. 14, n.4, p. 329-340, 1998.

STEVAUX, J. C.; MARTINS, D. P.; MEURER, M. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology*, v. 113, p. 230–238, 2009.

SUN, T.; FENG, M. L. Multistage Analysis of Hydrologic Alterations in the Yellow River, China. *River Research and Applications*, v. 29, p. 991–1003, 2013.

SUEN, J .P. Potential impacts to freshwater ecosystems caused by flow regime alteration under changing climate conditionsin Taiwan. *Hydrobiologia*, v. 649, p.115–128, 2010.

TNC. The Nature Conservancy. I*ndicators of Hydrologic Alteration* :version 7 User's Manual. 2007.

TRUSH, W. J.; MCBAIN,S. M. and LEOPOLD, L. B.. Attributes of an alluvial river and their relation to water policy and management. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97,11858, 2000.

WHARTON C. H; LAMBOU V. W; NEWSOME, J.; WINGERPV; GADDY L.L; MANCKE, R. The fauna of bottomland hardwoods in the southeastern United States. Pages 87-160 in Cl: JR, Benforado J, eds. *Wetlands of botto & land hardwood forests*. New York: Elsevier Scientific Publishing Co.1981.

YANG, T.; XU, C. Y.; CHEN, X.; SINGH, V. P.; SHAO, Q. X..; HAO, Z. C.; TAO, X. Assessing the Impact of Human Activities on Hydrological and Sediment Changes (1953–2000) in nine Major Catchments of The Loess Plateau, China. *River Research and Applications*, v. 26, p. 322–340, 2010.

ZHANG, Q.; XIAO, M.; LIU, C. L.; SINGH, V. P. Reservoir-induced hydrological alterations and environmentalflow variation in the East River, the Pearl River basin, China. *Stoch Environ Res Risk Assess*, v. 28, p.2119–2131, 2014.

ZHANG, Q.; XU, C. Y.; CHEN, Y. D.; YANG, T. Spatial assessment of hydrologic alteration across the Pearl River Delta, China, and possible underlying causes. *Hydrological Processes*, v. 23, p.1565–1574, 2009.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 708 - 721

Avaliação dos fatores intervenientes no processo de salinização em reservatórios superficiais do semiárido brasileiro

Assessment of factors involved in the process of salinization in surface reservoirs of the Brazilian semiarid

Andrea Sousa Fontes[1]; Maria do Rosário Zucchi[2]; Yvonilde Dantas Pinto Medeiros[3] e Antonio Expedito Gomes de Azevedo[4]

andreafontes@ufrb.edu.br; maria.zucchi@gmail.com; yvonild@ufba.br; expedito@ufba.br

[1] Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Feira Santana, BA. Brasil

[2, 3, 4] Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA. Brasil

Recebido: 14/05/14 - Revisado: 09/08/14 - Aceito: 18/03/15

RESUMO

Os açudes representam a principal fonte de água para suprir as demandas no semiárido do nordeste brasileiro. A presença da água não significa garantia de abastecimento, uma vez que, além da intermitência dos rios, o aporte de sais e esgotos na água torna-a comprometida para o consumo humano, animal e para a irrigação. Neste contexto, a presente pesquisa avaliou o processo de salinização das águas superficiais de cinco reservatórios com características distintas da bacia hidrográfica do rio Jacuípe, uma área de 12.163 km² representativa da região semiárida, por meio da utilização de traçadores ambientais (isotópicos e químicos). De acordo com os resultados encontrados, foram estabelecidas relações entre fatores climáticos (ocorrência de precipitação e ação da evaporação), características químicas da água armazenada e o comportamento hídrico dos reservatórios. As relações identificadas contribuem para o entendimento do processo de salinização de reservatórios dessa região. Nas análises foram consideradas também informações da área de drenagem no que se refere ao aporte de sais proveniente da lavagem deste pela chuva, características geométricas do lago, seu tamanho e existência de barramentos a montante. As análises indicaram que a salinização é proveniente da dissolução de sais, presente no solo, e a evaporação é o agente intensificador. A entrada de água de afluentes com água salobra, trazendo os sais carreados do solo, colabora com o aumento da salinidade. O estudo do tipo e controle do uso do solo na área de drenagem deve ser priorizado de modo a orientar na construção e gestão de reservatórios de águas da região semiárida na tentativa de minimizar os impactos da salinização na qualidade desse recurso.

Palavras Chave: *Salinização. Semiárido. Traçadores ambientais*

ABSTRACT

The dams are the main source of water to meet the water demands in the semiarid region of northeastern Brazil. The presence of water does not mean supply guarantee, since, in addition to the flashing of rivers, salts and the supply of sewage, water becomes compromised for human and animal consumptions, and for irrigation. In this context, the present paper evaluated the salinization process of surface water from five reservoirs with distinct features on the Jacuípe river basin, an area of 12,163 km² representative of the semiarid region , through the use of environmental tracers (isotopic and chemical). According to the results, relationships among climatic factors (precipitation events and evaporationaction), chemical characteristics of the water stored and water behavior of the reservoirswere established. The relationships identified contribute to the understanding of the reservoir salinization process that region. In the analyzes were also considered information of the drainage area regarding the contribution of salts coming from washing out by rain, lake geometric characteristics, its size and the existence of dam upstream. The analyses indicated that the salinity is from dissolving salts present in the soil, and evaporation is the enhancing agent. Water entering of the branches with brackish water, bringing the salts from the soil washed down, collaborates with salinity increase. The study of the soil type and land use in the catchment should be prioritized in order to guide the construction and management of reservoir on the semiarid region in an attempt to minimize the impacts of the salinization on the water quality.

Keywords: *Salinization. Semiarid. Environmental tracers*

INTRODUÇÃO

O semiárido do nordeste brasileiro é caracterizado por uma grande variação temporal e espacial da precipitação, ocorrendo a estação chuvosa em um único período, de 3 a 5 meses ao ano, e por pouca ou nenhuma vazão de escoamento nos rios durante a maior parte do ano. O atendimento à demanda da população nessa região é um desafio constante, na busca de atingir um nível satisfatório de convivência com essas características climáticas. Assim, a construção de barragens em rios configura uma alternativa recorrente para reservar água, e promover condições adequadas de vida e de desenvolvimento no semiárido.

Vorosmarty e Meybeck (2004) sugerem que os impactos de armazenamentos, desvios e redirecionamento de escoamento para atendimento às demandas de água, podem superar os impactos das recentes e antecipadas mudanças climáticas no escoamento superficial. Consequências desses efeitos incluem mudanças na frequência e extensão de escoamento, na produção e transporte de sedimentos, alteração na recarga de aquíferos e degradação da qualidade da água em ecossistemas hídricos, o que geralmente resultam conflitos entre usuários (montante - jusante) ou em disputas políticas.

A salinidade do rio normalmente cresce ao longo do seu curso, sendo a sua origem geralmente de difícil determinação. As fontes potenciais de salinização das águas superficiais de uma bacia hidrográfica incluem: (i) deposição atmosférica de aerossóis marinhos, (ii) sais provenientes da dissolução do solo e rochas que fornecem sais aos aquíferos que ao atingir as águas superficiais intensificam a salinidade do manancial, e (iii) fontes antropogênicas. O solo é um componente fundamental no processo de salinização das águas superficiais, como fornecedor primário dos sais ou como depositário destes. Segundo Teixeira et al. (2008), as características da variabilidade climática, com chuvas concentradas e de forte intensidade e altas taxas de evaporação, são responsáveis pela dinâmica de aporte e concentração de sais nos mananciais. A evaporação na bacia assume papel importante no processo de salinização quando supera a precipitação, característica comum de regiões áridas e semiáridas. Ela promove a inversão sazonal da infiltração, quando uma parte da água subterrânea tem movimento ascendente por capilaridade no solo. Este processo é responsável pela mineralização dos horizontes superficiais do solo, pois sais dissolvidos nas águas subterrâneas acabam precipitando e cimentando grãos que salinizam os solos.

Para Molle (1994) dentre os fatores que influenciam no processo de salinização das águas represadas estão: (i) a natureza da bacia de drenagem, considerando o seu relevo e, sobretudo, as características do solo e subsolo; (ii) o tamanho do reservatório que interfere na possibilidade de vertimentos regulares do mesmo; (iii) a profundidade do açude, por determinar a lâmina evaporada com relação ao volume armazenado; e (iv) a operação do reservatório, pois, ao se retirar água para uso, também se retira os sais nele contidos. Em resumo, as características fisioclimáticas da bacia de contribuição do reservatório, seu dimensionamento e parâmetros geométricos, bem como sua operação são cruciais para entender e amenizar o processo de salinização que ocorrem nas águas armazenadas superficialmente no nordeste brasileiro. O adequado entendimento das fontes de salinização e dos processos que afetam seu aumento é necessário para a avaliação da vulnerabilidade hídrica a salinização de uma bacia hidrográfica e suas reservas de água, orientando ações para a gestão eficiente e sustentável dos recursos hídricos. Para tanto são necessárias: a caracterização dos fluxos de água na bacia e a definição da dinâmica das trocas de sais entre os corpos d'água, o solo e a atmosfera.

Segundo Vitvar e Aggarwal (2007) a água que escoa nos rios carrega uma memória integrada dos processos hidrológicos na bacia. Da mesma forma que águas armazenadas nos reservatórios, sujeitas aos processos do ciclo hidrológico, guardam características desses processos na sua composição molecular.

Assim, as características dos isótopos do hidrogênio e oxigênio que compõem a molécula da água podem ser utilizadas como traçadores dos caminhos que essa água percorreu e dos processos do ciclo hidrológico que interferiram no manancial.

Desde 1960, os isótopos têm sido usados para traçar caminhos de poluentes e de perdas de água devido a evaporação em rios. Kendall e Coplen (2001) realça a correlação entre águas da chuva e do rio, sugerindo que em grandes escalas, assinaturas isotópicas de rios geralmente preservam a composição isotópica das precipitações.

Rozanski et al. (2001) indicam o uso dos isótopos do oxigênio e hidrogênio para estudos em lagos para quantificação do balanço hídrico e identificação da interação com a água subterrânea adjacentes. Como uma grande parte da chuva retorna para atmosfera pela evaporação, a assinatura isotópica residual na vazão quando monitorada regularmente contém informações sobre o caminho terrestre da água (ciclo hidrológico) e o tempo de trânsito. Nos estudos hidrológicos se utiliza os isótopos como ferramenta para obter informações sobre origem,evaporação, idade, infiltração e fluxo da água, uma vez que diferentes isótopos de um mesmo elemento apresentam comportamentos distintos. Estas diferenças vão produzir uma separação parcial, entre os isótopos leves e pesados, chamada de fracionamento isotópico.

Dessa forma o grau de enriquecimento isotópico fornece informação sobre a quantidade de água perdida por evaporação direta da água superficial. Segundo Ladoucheet al. (2001), para obter as origens espacial e temporal do escoamento devem ser feitas investigações isotópicas e geoquímicas. O uso de traçadores isotópicos associado a dados geoquímicos permite identificar a influência dos processos do ciclo da água na origem dos componentes do escoamento.

Segundo Phillips et al. (2001), com a relação direta dos valores isotópicos de uma água com a evaporação, e desta com a salinização em açudes, assim como, pela possibilidade de identificação dos caminhos percorridose contribuições subterrâneas, esses traçadores ambientais podem ser utilizados para identificar e separar as diferentes fontes de salinidade, assim como o efeito da evapotranspiração nesse processo nas águas das regiões semiáridas. Os principais traçadores empregados têm sido os isótopos estáveis do oxigênio e do hidrogênio da molécula da água e os íons maiores, dentre os quais destaca-se o cloro. O cloro é utilizado como traçador em água em condições naturais, uma vez que é altamente conservativo e solúvel.

Simpson e Herczeg (1991) apresentam medidas mensais da composição dos isótopos estáveis da água e concentração de cloro em 26 estações ao longo do rio Murray, na Austrália, clima semiárido, e nos seus maiores tributários de dezembro de 1988 a junho de 1989. Pelas análises feitas, grandes mudanças no deutério refletem evaporação acumulativa, enquanto que grandes mudanças no cloreto sem aumento concomitante do deutério refletem entrada de água subterrânea.

O uso de isótopos estáveis do hidrogênio e oxigênio como traçadores em estudos hidrológicos vem expandindo-se ao longo das últimas cinco décadas, com aplicação e validação em estudos de evaporação em reservatórios (DINCER, 1968; GAT, 1970; DANSGAARD, 1964; GAT, 1996; MACHAVARAN M.; KRISHNAMURTHY. 1994; GIBSON et al., 1996; GIBSON, 2002a); estudos do comportamento do escoamento superficial (HITCHON; KROUSE 1972); (MOORE, 1989; CAMERON et al., 1995; GIBSON et al., 2002b).

O presente artigo tem como objetivo avaliar a interferência das características físicas (evaporação, precipitação, características da área de drenagem) e morfológicas (tamanho e geometria) locais no processo de salinização dos reservatórios do semiárido, utilizando cinco reservatórios localizados em uma bacia representativa desta região no nordeste brasileiro, a Bacia do Rio Jacuípe.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em cinco reservatórios situados na bacia hidrográfica do rio Jacuípe, com área de drenagem de 12.163 km², sendo dois (França e São José do Jacuípe) no curso principal e os outros (São Domingos, Nenenzinho e Flori) localizados na Bacia Experimental do rio do Cedro, pequeno afluente do rio Jacuípe, com área de drenagem de 20 km², monitorada pela Universidade Federal da Bahia - UFBA.

Essa bacia está localizada na região semiárida, na parte central norte da bacia do rio Paraguaçu (Figura 1) e o rio principal: (i) contribui diretamente para o reservatório da barragem Pedra do Cavalo do rio Paraguaçu, que abastece a capital do Estado, (ii) é responsável pelo abastecimento humano e diluição de efluentes de esgotos domésticos dos municípios da região, e (iii) apresenta comprometimento das vazões regularizadas no atendimento às demandas, devido às características climáticas da região e aspectos de qualidade da água.

O Quadro 1 apresenta as principais características dos reservatórios analisados e as Figuras 2 e 3 suas localizações.

Quadro 1 - Características dos reservatórios estudados na Bacia do rio Jacuípe

Barragem	Município	Rio	Área de drenagem (km²)	Altura máxima (m)	Volume (hm³)	Área alagada (km²)
França	Piritiba	Jacuípe	1.895,00	25,5	24,2	4,974
São José do Jacuípe	São José do Jacuípe	Jacuípe	4.922,98	41,0	355,0	39,100
São Domingos	São Domingos	Cedro	20,53	15,0	1,966	1,041
Nenenzinho	São Domingos	Cedro	11,14	3,0	0,174	0,162
Flori	São Domingos	Cedro	6,00	3,1	0,074	0,057

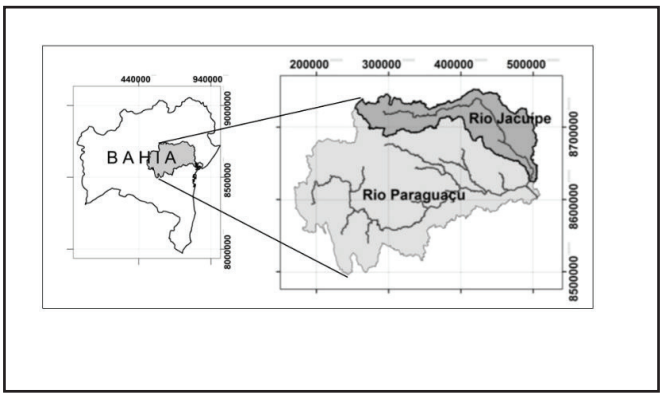


Figura 1 - Localização da bacia do rio Jacuípe. Fonte: Fontes (2011)

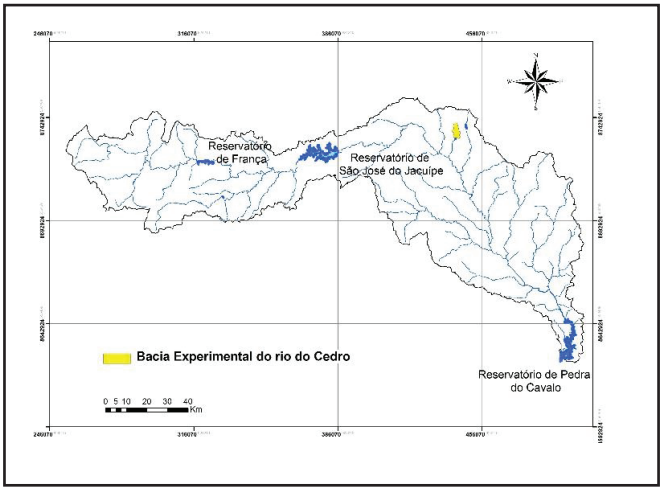


Figura 2 - Localização da bacia experimental do rio do Cedroe dos reservatórios na bacia do rio Jacuípe

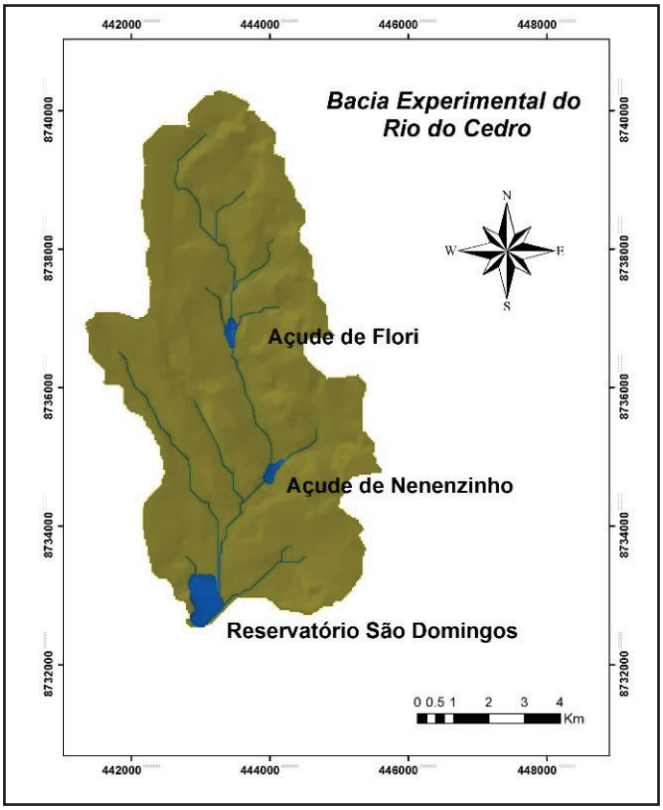


Figura 3 - Localização dos reservatórios na bacia experimental do rio do Cedro

Metodologia

Para avaliação dos fatores intervenientes do processo de salinização em reservatórios foi realizada comparação de três análises: (i) análise do comportamento hídrico dos reservatórios; (ii) análise da salinidade dos reservatórios; e (iii) análise das características geométrica do lago para cada um dos cinco reservatórios estudados. Para isso foram monitoradas as águas armazenadas,o fluxo de água afluente ao lago e as águas de chuva na área dos reservatórios.

Amostragem

As amostragens ocorreram durante um ano (de junho de 2006 a setembro de 2007), sendo realizadas cinco campanhas. As Figuras 4 e 5 apresentam a localização dos pontos amostrados para os reservatórios de França e de São José do Jacuípe, respectivamente. O reservatório de França foi amostrado em três pontos ao longo do seu lago (FR3, FR4 e FR5) em seis campanhas de campo e na sua descarga de fundo (FR6) nas quatro últimas campanhas e todo início de mês. Para complementar a análise, foram feitas amostragem em dois pontos a montante (FR1 e FR2), para identificação dos valores isotópicos da água afluente ao lago.

O reservatório de São José do Jacuípe foi monitorado em quatro pontos (SJ2, SJ3, SJ4 e SJ6) e na descarga de fundo (SJ5). O ponto SJ1 é referente ao escoamento afluente ao lago. Para os pontos amostrados no lago de França e São José do Jacuípe foram analisadas duas profundidades (superfície e fundo do reservatório).

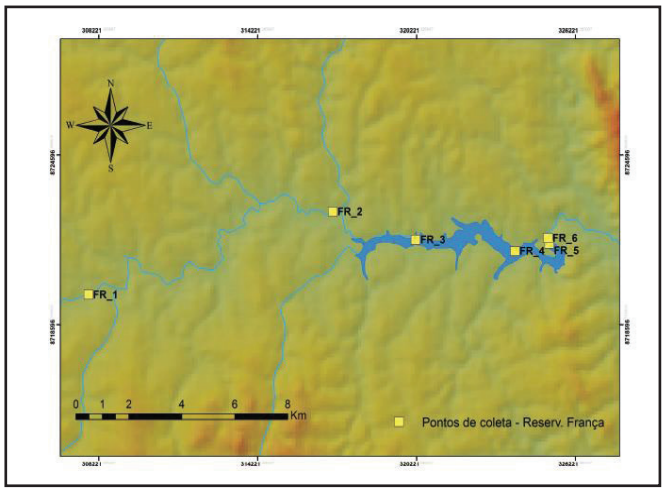


Figura 4 - Pontos amostrados no reservatório de França

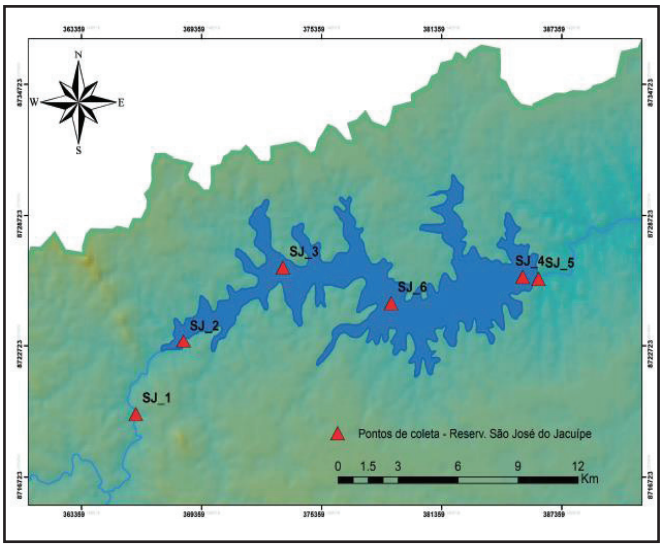


Figura 5 - Pontos amostrados no reservatório de São José do Jacuípe

Nos reservatórios pequenos do rio do Cedro, foi realizado apenas um ponto de amostragem, sendo este próximo ao barramento, sendo que o monitoramento aconteceu mensalmente a partir do mês de outubro de 2006 a dezembro de 2007 para estudos mais detalhados do comportamento hidrológico de pequenos reservatórios do semiárido. O monitoramento da precipitação foi realizado a nível mensal para todos os reservatórios.

A metodologia utilizada para a coleta e estocagem das amostras referentes à análise isotópica foi orientada de acordo com as instruções da International Atomic Energy Agency–IAEA(IAEA, 2002). O principal cuidado que dever ser tomado é para que não ocorra o fracionamento isotópico, devido à evaporação. Assim, as amostras foram estocadas em frascos âmbar com batoque, completamente preenchidos e guardadas em ambiente refrigerado.

Determinação da razão isotópica da água

Para as análises isotópicas utilizou-se um sistema de espectrometria de massas contendo: um espectrômetro de massas de razão isotópica (modelo MAT DELTA^{Plus} da Thermo Finningan) e um reator com injetor automático (H-Device

Thermo Quest Finnigan), específico para a análise da razão D/H.

Para analisar por espectrometria de massa uma amostra, as moléculas devem estar na forma gasosa. Para isso, as amostras, na forma líquida, passaram por preparações específicas para extrair as moléculas de interesse compatíveis com o sistema de admissão.

A técnica utilizada para a preparação da amostra e determinação dos valores de $\delta^{18}O$ na água foi a proposta por Epstein e Mayeda (1953), que consiste no equilíbrio isotópico entre o gás carbônico e a água (CO_2-H_2O) numa temperatura, geralmente, de 25,0±0,1°C por pelo 18h para garantir a reação de equilíbrio isotópico: $H_2{}^{18}O + C^{16}O^{16}O \leftrightarrow H_2{}^{16}O + C^{18}O^{16}O$.

O CO_2 resultante desse equilíbrio foi extraído para uma linha de purificação de CO_2 de alto vácuo onde foram retiradas as impurezas (umidade e gases) sendo posteriormente capturado num porta-amostra e então levado para o espectrômetro de massas.

Para determinar a razão D/H, foi utilizado o método apresentado por Brandet al. (2000), que propôs a transformação da água em hidrogênio através da redução da água a centenas de graus Celsius com cromo metálico. Alíquotas de ≈ 1,0 µl de cada amostra de água são injetadas em um reator, onde ocorre areação de oxidação do cromo a 850°C: $3H_2O + 2Cr \rightarrow Cr_2O_3 + 3H_2$.

Obtido o gás de interesse, o mesmo é enviado para a fonte de íons. Na fonte, os íons são gerados via impacto de elétrons. Os íons formados são detectados em coletores do tipo Faraday posicionados em posições específicas para cada tipo de gás. Num espectrômetro deste tipo a combinação dos campos elétrico e magnético permite selecionar os íons através da razão m/q.

Como as variações nas abundâncias isotópicas dos isótopos estáveis em processos naturais são muito pequenas é necessária a utilização de uma notação específica. Essa notação, denominada delta, δ, em ‰, por mil, e expressa pela Equação 1.

$$\delta(‰) = \frac{(R_{amostra} - R_{pardrão})}{R_{padrão}} \times 10^2 \quad (1)$$

Onde R é a razão isotópica, entre os isótopos pesados e os mais leves (mais abundantes), ou seja, $^{18}O/^{16}O$ e $^{2}H/H$, em relação a um padrão. Um valor negativo de δ significa que a razão do isótopo mais pesado relativamente ao mais leve é menor na amostra que no padrão e um valor de δ negativo terá o significado oposto (CRAIG, 1957). Esses valores de máquina não são absolutos, portanto, devem ser corrigidos com respeito a um padrão. O padrão utilizado para água é o VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water), fornecido pela Agência Internacional de Energia Atômica cujos valores para δD e $\delta^{18}O$ são definidos como 0‰.

Para calibrar as medidas foi analisado juntamente com as amostras, dois padrões secundários, PB1 (água do mar bidestilada) e PB2 (água de cacimba de Irecê-BA) acompanhando cada lote de amostras, com composições isotópicas conhecidas e referenciada em relação ao VSMOW.

Neste caso, todos os valores de delta, dados em relação aos padrões secundários, devem ser convertidos para o seu respectivo padrão universal através da expressão de Craig (1957) dada pela Equação 2.

$$\delta_{X-A} = \delta_{X-B} + \delta_{B-A} + 10^{-3} \cdot (\delta_{X-B} \cdot \delta_{X-A}) \quad (2)$$

onde $\delta_{X\text{-}A}$ é o valor de delta da amostra X, em relação ao padrão A, e $\delta_{X\text{-}B}$ é o valor de delta da amostra X em relação ao padrão B; $\delta_{B\text{-}A}$ é o valor de delta do padrão B em relação ao padrão A.

A incerteza associada a essas medidas é da ordem de 1‰ para o deutério e 0,1‰ para o oxigênio-18.

Análise do comportamento hídrico dos reservatórios

O comportamento de cada reservatório foi avaliado a partir da caracterização da variação temporal dos isótopos do hidrogênio e oxigênio nas águas armazenadas, no fluxo de água afluente ao lago e nas águas de chuva da região. A comparação da assinatura isotópica de cada componente foi utilizada para traçar as interações dos componentes do balanço hídrico nesse manancial e identificar a influência da evaporação nas águas armazenadas. Isso é obtido pela avaliação do empobrecimento ou enriquecimento temporal em isótopos pesados das águas armazenadas e a comparação com a assinatura isotópica da água de chuva e da água afluente.

Para complementar avaliação da ação da evaporação nas águas armazenadas foi utilizado como referencial de comparação de comportamento a Linha Meteórica Global (LMG). Essa linha representa a relação entre o oxigênio-18 e o deutério nas águas naturais mundiais definida por Craig (1961), expressa pela reta apresentada na Equação 3.

$$\delta D = 8\,\delta^{18}O - 10 \quad (3)$$

Esse padrão da composição isotópica da água meteórica proporciona uma referência para a interpretação do caminho percorrido e origem das águas locais e quando comparada com a linha local (obtida a partir de amostras locais) indica a ação da evaporação pela diferença no coeficiente angular da reta. As linhas locais são referentes a água superficial e as águas da chuva local.

A Linha de Evaporação Local -LEL (elaborada a partir das águas superficiais do local em estudo) quando comparada a LMG e a Linha Meteórica Local – LML (elaborada a partir da precipitação do local em estudo) demonstra se a evaporação tem papel importante nas perdas de água dos reservatórios.De acordo Clark e Fritz (1997), se a LEL apresenta uma inclinação menor que a LMG e a LML indica a ação do processo evaporativo nas águas superficiais.Quanto menor for a inclinação da reta em comparação a linha meteórica local configura um ambiente árido com ação da evaporação mais significativa nos rios, reservatórios e lagos.

Análise da salinidade dos reservatórios

Para análise da evolução da salinidade nas águas superficiais e comparação com as análises isotópicas, as amostras coletadas na bacia do rio Jacuípe foram submetidas às análises químicas com o objetivo de avaliar as propriedades dos sais presente nas águas. Foram determinados a condutividade elétrica e os constituintes iônicos da água que mais frequentemente contribuem para a sua salinização: os cátions sódio, cálcio, magnésio,

potássio, e os ânions cloreto, carbonato, bicarbonato, sulfato. Esses valores foram comparados com os dados de precipitação da área e com a avaliação do balanço hídrico caracterizado pela razão isotópica. Para os reservatórios maiores foi avaliado valores de condutividade em superfície, profundidade disco secchi e fundo em cada ponto de coleta.

Análise das características geométrica do lago

Para definição das características dessa geometria considerou-se que, a relação entre a profundidade e o volume do açude pode ser obtida pela Equação de Molle e Cadier (1992) para o semiárido:

$$V = K \times H^{\alpha} \quad (4)$$

onde: V – volume armazenado pelo açude;
H – altura do nível de água do açude;
α – coeficiente de forma das curvas das encostas do açude;
K – coeficiente de abertura e representa o caráter mais ou menos "aberto" do açude.

Estes autores afirmam que, em geral, no semiárido brasileiro os valores de K variam de 200 a 10.000, indicando vale encaixado e vale aberto, respectivamente. E os valores de α variam de 2,20 a 3,40 indicando encostas côncavas a encostas convexas. Estes parâmetros foram calculados para os reservatórios em estudo, exceto para o São Domingos por indisponibilidade de dados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise do comportamento hídrico dos reservatórios por meio da caracterização isotópica

Reservatório de França

De acordo com a caracterização da evolução espaço-temporal dos isótopos dos seis pontos de amostragem referente ao monitoramento do reservatório de França verifica-se pela variação do δD (‰) e do $\delta^{18}O$ (‰) a tendência de enriquecimento em isótopos pesados nos períodos secos e empobrecimento desses no período chuvoso, mostrando a influência da evaporação nas águas armazenadas. Os pontos localizados no lago (FR3, FR4 e FR5) têm comportamento similar, mostrando que o reservatório apresenta água mais influenciada pela evaporação que as águas que afluem ao reservatório (FR1 e FR2) no período seco (10/12/2006). A Figura 6 apresenta o comportamento do δD (‰), ressalvando que o $\delta^{18}O$ (‰) se comportou com o mesmo padrão de variação.

Com a ocorrência das chuvas intensas do mês de fevereiro de 2007, as águas mais superficiais armazenadas no lago ficaram negativas, da ordem dos valores encontrados para a chuva ocorrida (δD=-33‰), tornando a água armazenada no reservatório mais negativa que as águas de escoamento superficial de sua área de drenagem, em março de 2007. Apenas a descarga de fundo apresentou valores mais positivos indicando que em março não havia ocorrido uma mistura completa das águas do

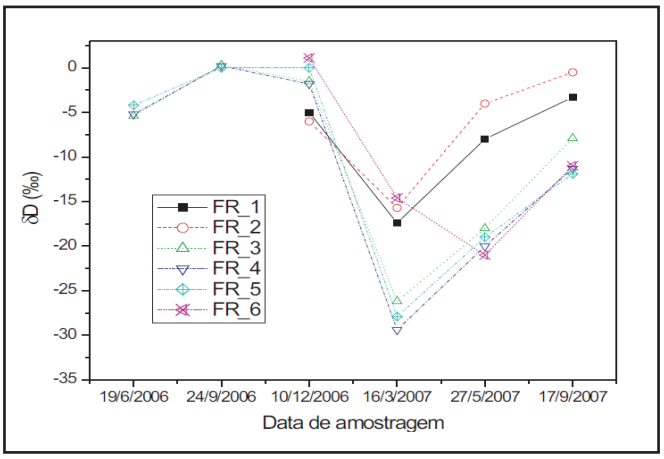


Figura 6 – Variação temporal do δD no Reservatório de França

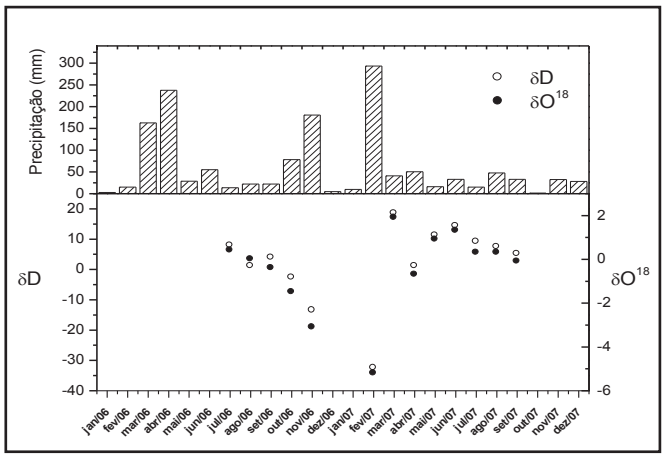


Figura 7 – Precipitação mensal em França e variação temporal da composição isotópica

reservatório, o que foi verificado na próxima campanha, em maio de 2007. Ainda nesse mês o reservatório conserva a característica isotópica mais negativa que as águas de escoamento.

Em setembro de 2007, verifica-se um enriquecimento significativo das águas armazenadas, na ordem de 10 ‰ para o ±δD, proveniente: das perdas de água por evaporação, das águas de escoamento mais positivas que continuaram afluindo ao lago (δD>-5 ‰) e por contribuição direta das chuvas do período que se caracterizam por valores isotópicos positivos (δD=+5‰). A influência da vazão de entrada é percebida pela elevação dos valores encontrados para o ponto FR3 após a ocorrência da chuva, em contraponto ao período anterior.

Pela linha de evaporação local (LEL) do reservatório de França, igual a $\delta D = 6.63\ \delta^{18}O - 0.773$, calculada considerando os pontos do lago e a descarga de fundo do reservatório e comparada com a LMG, verifica-se que as águas do reservatório sofrem ação da evaporação característica de ambientes mais áridos (coeficiente angular menor que 8). A Figura 8 exemplifica essa comparação.

A linha meteórica das chuvas (LML) ocorridas na área do reservatório de França, considerando as de grande intensidade (responsáveis pelo enchimento do reservatório) apresenta coeficiente angular igual a 8,1, próximo ao da LMG. A diferença dos coeficientes confirma a ação da evaporação nas águas da bacia

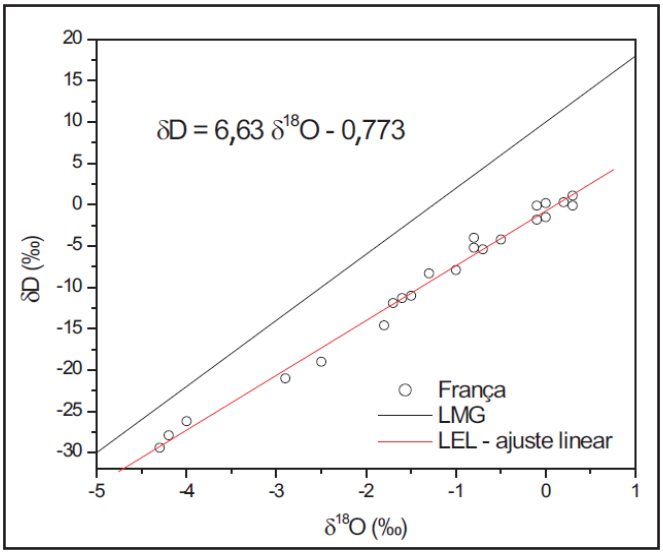


Figura 8 – Comparação da Linha de Evaporação Local e Linha Meteórica Global para o Reservatório de França

de drenagem desse reservatório, seja pela evaporação das águas armazenadas, como pela evaporação das águas do escoamento superficial associadas às perdas pela evaporação secundária das águas de chuva na ocasião de sua ocorrência.

De acordo com esses valores, caracteriza-se o comportamento hídrico do reservatório de França como dinâmico. Esse comportamento possibilita mistura e renovação da água armazenada na ocorrência de chuvas intensas aliado a significativa influência da evaporação.

Reservatório de São José do Jacuípe

De acordo com a caracterização da evolução espaço-temporal dos isótopos dos seis pontos de amostragem referente ao monitoramento do reservatório de São José do Jacuípe (Figura 9) verifica-se nos pontos mais a montante do lago (SJ2 e SJ3) que a composição isotópica reflete os valores encontrados para as vazões de entrada (SJ1), o que não é observado para o ponto próximo ao barramento (SJ4). Este ponto permaneceu estável durante as três primeiras amostragens, antes das chuvas de fevereiro de 2007.

Como as águas afluentes ao reservatório trazem valores

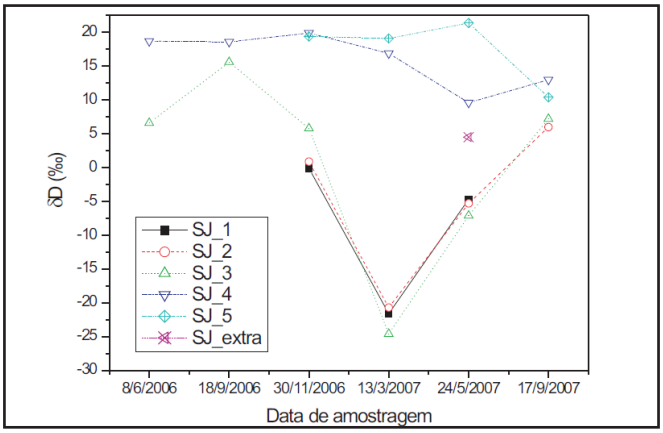


Figura 9 – Variação temporal do δD no Reservatório de São José do Jacuípe

isotópicos mais negativos.Isso indica que o enriquecimento pela evaporação é compensado por elas, que vão entrando gradativamente no reservatório. As amostras de novembro de 2006 para os pontos SJ4 e SJ5 apresentam valores coincidentes, configurando uma homogeneidade entre a superfície e o fundo em relação a águas afetadas pela evaporação. Após o período da chuva, o início do lago continua com seus valores isotópicos próximos aos da vazão afluente (SJ1, SJ2 e SJ3), enquanto as águas próximas ao barramento apresentam uma pequena redução (2 ‰ no δD) em março. Um empobrecimento de 7 ‰ no δD foi verificado na campanha de maio de 2007, indicando que SJ4 passa a receber contribuições das águas de escoamento de sua área de drenagem. As águas liberadas pela descarga de fundo são também enriquecidas e só apresentaram mudanças no seu valor isotópico cerca de seis meses após o evento de chuva intensa (período entre fevereiro e setembro).

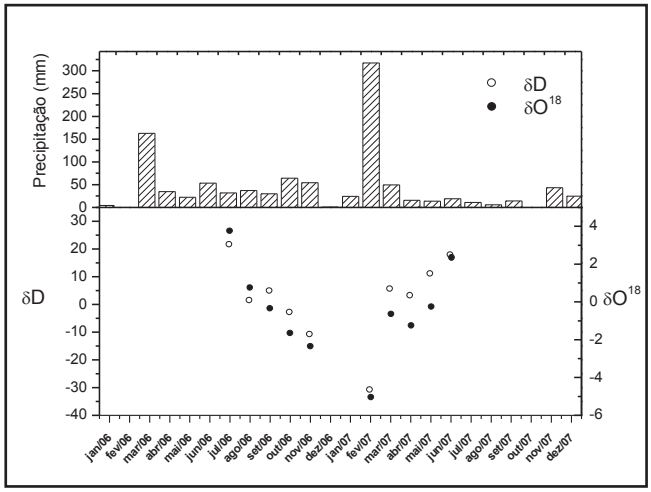


Figura 10 – Precipitação mensal na região de São José do Jacuípe e variação temporal da composição isotópica

O reservatório de São José restitui ao rio Jacuípe águas caracterizadas por valores isotópicos positivos que refletem a significativa ação da evaporação. Assim como no reservatório do França, cabe observar que, uma vez que as águas armazenadas em São José do Jacuípe são também predominantemente influenciadas pelas chuvas intensas e que as chuvas de baixa intensidade não variam a composição isotópica dessas águas do lago, fica mais evidente a ocorrência da evaporação das águas dos reservatórios realizando a comparação da linha de evaporação local desse reservatório com a linha meteórica relativa às chuvas ocorridas (LML) no período que tem inclinação de 7,9, próxima à da LMG.

A linha de evaporação local que reflete as águas afetadas pela evaporação apresentou coeficiente angular (inclinação) de 5,7, inferior a LML. De acordo com esse coeficiente esse reservatório apresenta águas mais afetadas pela evaporação do que o reservatório de França.

De acordo com os valores isotópicos, o lago de São José do Jacuípe apresenta águas afetadas pela evaporação principalmente nos pontos mais próximos ao barramento e nas águas que saem pela descarga de fundo. A renovação e mistura da água não são identificadas pelos valores isotópicos, sendo

que apenas no mês de setembro (6 meses após a ocorrência da chuva mais intensa), verifica-se uma proximidade dos valores dos pontos amostrados, convergente para valores próximos a +10 ‰ para o δD. Este fato é coerente com sua localização em área mais árida que o reservatório do França e dimensões maiores, não apresentando renovação de suas águas.

Reservatórios de São Domingos, Nenezinho e Flori

A evolução temporal dos valores dos isótopos da água nos três reservatórios da bacia experimental está apresentada na Figura 11 para o δD (‰). O $\delta^{18}O$ (‰) seguiu o mesmo padrão de variação. A Figura 12 apresentaa variação temporal da chuva e sua composição isotópicas em São Domingos.

A comparação entre essa evolução temporal do comportamento do δD‰ e as chuvas mensais no período demonstra que o comportamento dos reservatórios apresenta forte correlação com a variabilidade climática local, ou seja, na ocorrência de chuvas intensas os reservatórios menores (Nenenzinho e Flori) renovam suas águas e passam a ter a composição isotópica da chuva (δD=-49‰) e o reservatório fica com aguas apresentando

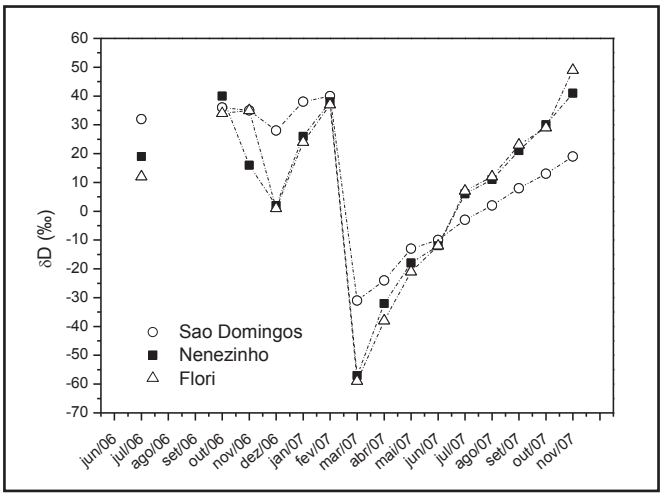


Figura 11 – Evolução temporal do δD‰ na bacia experimental

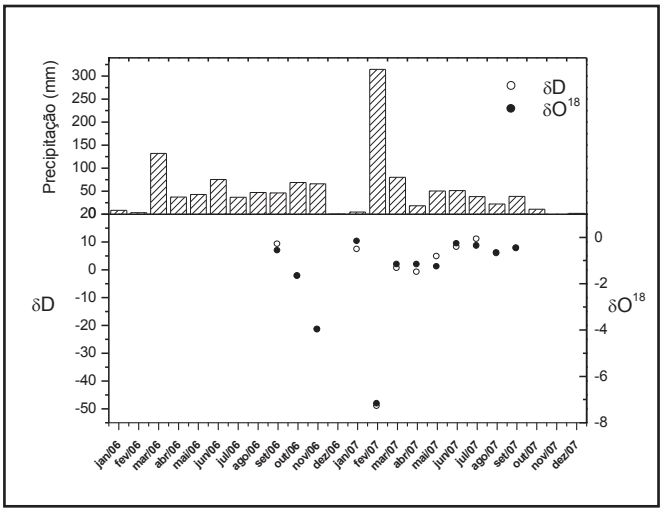


Figura 12 – Precipitação total mensal e valores isotópicos - São Domingos (2006-2007)

valores isotópicos próximos. Com a ação da evaporação essas águas vão se tornando enriquecidas em isótopos pesados. Para a ocorrência de chuvas menos intensas porem negativas (δD=-22‰ em novembro de 2006) verifica-se uma leve variação na composição das águas armazenadas.No período seco os valores isotópicos de suas águas se tornam mais positivos devido a evaporação.

Percebe-se, entretanto, uma diferença entre o reservatório de São Domingos, de maior dimensão e os outros dois, o qual apresenta um comportamento mais estável e águas parcialmente renovadas com a chuva de fevereiro de 2007. Entre os reservatórios de Nenenzinho e Flori, apesar deste último ter um terço do volume armazenado que o Nenenzinho, não é verificada diferenças relativas ao comportamento isotópico frente à ocorrência de chuva e ao processo de evaporação.

A LML apresentou comportamento representado pelo coeficiente angular igual a 8,4, enquanto as LEL apresentaram esse coeficiente próximo a 6, confirmando a ação significativa da evaporação quando essa água fica armazenada em reservatórios superficiais. Entretanto cabe ressaltar que comparando a linha de evaporação (LEL) para cada reservatório apresentadas na Tabela 1, tem-se uma menor inclinação para o menor reservatório, sugerindo que suas águas são mais afetadas pelos processos de evaporação.Outro fator importante de ser avaliado é a inércia da massa de água frente a esse processo, uma vez que o reservatório de São Domingos tem suas águas menos afetadas pelo processo de evaporação. Essa afirmação do menor reservatório ter apresentado águas mais afetadas pela evaporação foi confirmada por Fontes (2008) que estimou as perdas de evaporação desses três reservatórios utilizando os isótopos estáveis aplicados ao modelo de destilação de Rayleigh (evaporação real) para o período de julho a outubro de 2007e validou os resultados com ao método de Penman (evaporação potencial). Foi calculada a fração remanescente total para novembro do volume armazenado, obtendo-se o valor de 0,77 para o São Domingos, 0,66 para o Nenenzinho e 0,60 para o Flori, o que representa para este último uma taxa de evaporação de 40 % do volume armazenado em apenas quatro meses.

LML

Tabela 1 – Valores ajustados do δD(‰) x δO18 (‰) para os reservatórios da bacia experimental

Reservatórios	*Ajuste linear*	*R*
São Domingos	$(6,9\pm0,2).\delta O^{18}$-(12±1)‰	0,99
Flori	$(6,2\pm0,3).\delta O^{18}$- (13±2)‰	0,98
Nenenzinho	$(6,4\pm0,3).\delta O^{18}$- (13±2)‰	0,99

Análise da salinidade dos reservatórios

Reservatório de França

A Tabela 2 apresenta os valores de condutividade elétrica das amostras do Reservatório de França para as seis campanhas realizadas no período de estudo.

De acordo com as análises químicas dos pontos amostrados no reservatório de França relativo aos sais presentes na

Tabela 2 – Condutividade elétrica(µS.cm^{-1}) das amostras do Reservatório de França em superfície, profundidade disco secchi e fundo

Pontos	C1 jun/ 06	C 2 set/ 06	C 3 dez/ 06	C 4 mar/ 07	C 5 mai/ 07	C 6 set/ 07
Condutividade (µS.cm^{-1}) - Superfície						
FR1	221	341	134	197	550	487
FR2	259	282	127	492	644	596
FR3	162	187	199	229	276	321
FR4	162	184	176	192	249	292
FR5	162	188	192	134	243	283
FR6	171	118	194	679	242	297
Condutividade (µS.cm^{-1}) - Profundidade Disco Secchi						
FR3	161	188	193	229	276	321
FR4	162	183	186	196	249	288
FR5	162	187	187	118	243	283
Condutividade (µS.cm^{-1}) - Fundo						
FR3	162	185	161	437	333	306
FR4	163	170	195	173	248	269
FR5	166	168	197	210	249	268

água, verifica-se que em junho de 2006 o lago apresentou os menores valores de salinidade do período analisado, sem estratificação em relação a profundidade e valores de condutividade em torno de 160 µS.cm^{-1}. Os pontos a montante do reservatório, que representam a qualidade da água que aflui ao lago, apresentaram teores mais elevados. Esse comportamento se repete na campanha seguinte com uma pequena elevação (187 µS.cm^{-1}) nos valores do lago, devido à contribuição da vazão do rio e da concentração dos sais pela evaporação das águas armazenadas, indicada pelos valores isotópicos. O ponto FR1 apresenta uma elevação na condutividade pela vazão recebida do rio Jacuípe (de 221 µS.cm^{-1} para 341 µS.cm^{-1}), que tem aumento devido a contribuições predominantes de água subterrânea nos períodos mais secos, conforme indica os valores isotópicos em Fontes (2011). A amostragem seguinte ocorreu em dezembro, após período de chuvas empobrecidas isotopicamente, o que levou a uma diluição dos sais em FR2 (127 µS.cm^{-1}), mas sem alteração no lago. Em fevereiro as chuvas foram intensas provocando escoamentos superficiais em toda a bacia, alimentando os afluentes até então secos. Entre os pontos FR1 e FR2 verificou-se a contribuição do escoamento do afluente da margem esquerda do Jacuípe, já no domínio cristalino, com aporte de sais causando uma elevação na condutividade (492 µS.cm^{-1}). Nessa campanha também foi observado no ponto FR3 um aumento na condutividade de 30 µS.cm^{-1} na superfície e de 276 µS.cm^{-1} no fundo, apesar da contribuição da chuva do período. Isso indica aporte de sal ao lago. O mesmo comportamento foi observado no FR4.

No ponto FR5 (mais próximo ao barramento) houve redução dos níveis de salinidade de 192 µS.cm^{-1} para 134 µS.cm^{-1} com o aporte da água pluvial, exceto no fundo que passou para 210 µS.cm^{-1}, indicando que não houve renovação.

O ponto FR6 (descarga de fundo) confirma a existência de sais no solo, uma vez que, com a ocorrência do escoamento superficial nas proximidades do local da amostragem,as águas desse ponto têm a condutividade elevada a níveis próximos da classificação salobra (679 µS.cm^{-1}). Na campanha de março/2007 a amostra coletada nesse ponto, devido ao volume do escoamento superficial e formação de um lago a jusante da barragem, descaracteriza a água proveniente da descarga de fundo, conforme é verificado nas demais campanhas quando não há essa contribuição de escoamento lateral.

As amostras de maio de 2007 revelam a capacidade da área de drenagem em contribuir com o processo de aporte de sais ao reservatório, uma vez que é verificada no ponto FR1 uma variação de 350 µS.cm^{-1} na condutividade, que representa a contribuição do próprio rio Jacuípe e no ponto FR2 com valores ainda mais elevados que representa a contribuição do afluente desse trecho. Nessa campanha ainda foi percebida a presença de águas com condutividade mais elevada no fundo do reservatório no ponto FR3 (333 µS.cm^{-1} no fundo e 276 µS.cm^{-1} na superfície, o que cessa na campanha seguinte em setembro de 2007, os valores ficam próximos a 310 µS.cm^{-1}.

Comparando os valores das campanhas de setembro de 2006 a setembro de 2007, período de um ano hidrológico da região caracterizado por ocorrência de chuvas intensas concentradas em um curto período de tempo, acompanhando a variabilidade climática característica de regiões do semiárido, verifica-se que houve um incremento da condutividade no reservatório, apesar dele receber predominantemente águas doces proveniente de sua área de drenagem e ter dimensões que possibilitam a renovação do volume armazenado.

A análise do balanço iônico do escoamento de entrada ao lago do reservatório, ponto FR2, mostra que a contribuição da área de drenagem se dá com aporte prioritariamente de cloretos e sódio, em concentrações adequadas para consumo humano. A evolução temporal desses íons, apresentada na Figura 13, confirma o maior aporte de sais no período chuvoso, com uma defasagem de aproximadamente dois meses do evento de chuvas intensas, período que as chuvas infiltram no solo atingindo as camadas mais subsuperficiais e carreiam os sais para o leito dos rios.

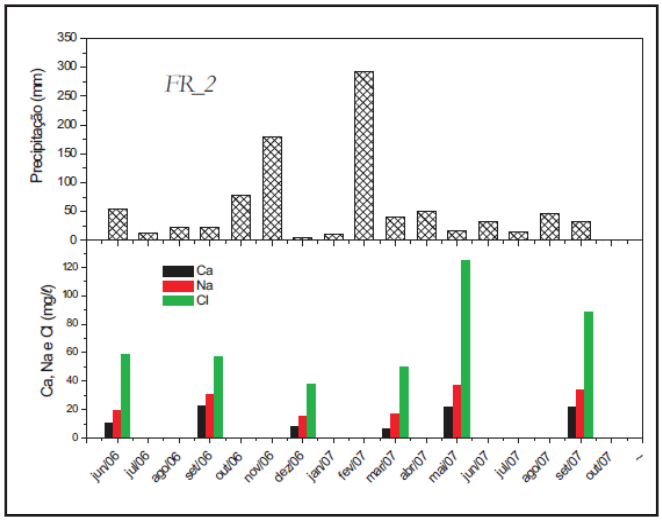


Figura 13 – Evolução temporal dos ions Ca, Na e Cl – vazão afluente ao reservatório de França (FR2)

Analisando o ponto FR5 do reservatório, percebe-se a rápida resposta das águas armazenadas: a entrada de sais e seguida de diluição e posterior elevação no nível de concentrações de sais, após a ocorrência de eventos intensos de chuva, conforme pode ser observado na Figura 14 que apresenta a evolução dos íons cloreto, sódio e cálcio no lago do França ao longo do tempo.

A resposta rápida do reservatório para a vazão de entrada (representada pelo ponto FR2), com uma pequena defasagem de tempo na elevação da concentração de cloreto, indica que este fato ocorrido em maio de 2007 no lago foi proveniente predominantemente da qualidade da água do escoamento afluente, sem interferência significativa da evaporação como agente concentrador.

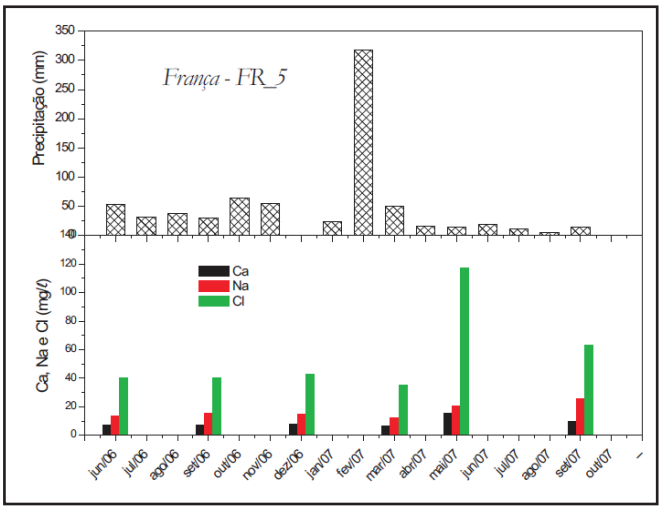


Figura 14 – Evolução temporal dos íons Ca, Na e Cl – reservatório de França (FR5)

No reservatório de França, por ter suas águas exposta a evaporação, há um comportamento diferenciado para os períodos antes e depois da ocorrência de chuva, apresentando para o primeiro período a influência da evaporação das águas e, para o período após chuva intensa, contribuição da vazão do afluente que apresenta concentrações de sais elevadas na sua calha.

Reservatório de São José do Jacuípe

A Tabela 3 apresenta os valores de condutividade elétrica das amostras do Reservatório de São José do Jacuípe para as seis campanhas realizadas no período de estudo.

Este reservatório armazena águas salobras, com significativa variação nas concentrações de sais ao longo do lago. Em junho de 2006, os pontos SJ1, SJ2 e SJ3, na superfície e fundo, apresentavam condutividade similar, na ordem de 1100 µS.cm^{-1}, havendo um aumento de mais de 100% para o ponto SJ4, nas duas profundidades avaliadas. Confirma-se a forte influência da vazão (SJ1) do rio nos dois primeiros pontos do lago, verificada nas análises isotópicas. Na segunda campanha houve uma diluição nas concentrações de sais na vazão de entrada que refletiu apenas no ponto SJ2 (630 µS.cm^{-1}), já o ponto SJ3 ficou mais salobro (1773 µS.cm^{-1}). Os dados isotópicos entre as duas campanhas mostram um enriquecimento significativo nesse ponto SJ3, indicando o efeito da evaporação no aumento da salinidade. O

Tabela 3 – Condutividade elétrica (µS.cm^{-1}) das amostras do Reservatório de São José do Jacuípe em superfície, profundidade disco secchi e fundo.

Pontos	C1 jun/ 06	C 2 set/ 06	C 3 dez/ 06	C 4 mar/ 07	C 5 mai/ 07	C 6 set/ 07
Condutividade (µS.cm^{-1}) - Superfície						
SJ1	1142	596	869	1124	2085	1297
SJ2	1149	630	847	1184	2228	1473
SJ3	1184	1773	1744	680	1328	1671
SJ4	2430	2380	2469	2161	1939	1808
SJ5	2440	2339	2352	2255	2357	1804
Condutividade (µS.cm^{-1}) - Profundidade Disco Secchi						
SJ2	1148		847	1183	2184	1469
SJ3	1184	1770	1744	681	1323	1671
SJ4	2430	2340	2453	2158	1928	1809
Condutividade (µS.cm^{-1}) - Fundo						
SJ2	1146	624	848	1172	2169	1458
SJ3	1182	1769	1774	990	1284	1672
SJ4	2420	2301	2337	2314	2294	1798

ponto SJ4 mantém o mesmo comportamento da coleta anterior. Diferenças significativas nas concentrações só são percebidas em março de 2007, após a ocorrência das chuvas, quando os valores de condutividade têm: um incremento de cerca de 270 µS.cm^{-1} para a vazão afluente e o ponto SJ2.

Em maio de 2007, percebe-se uma elevação da condutividade em 340 µS.cm^{-1} para o ponto SJ2 em resposta à contribuição do escoamento superficial, que traz os íons carreados dos solos e dos afluentes. Já nos pontos SJ3 e SJ4 há uma redução nos valores de condutividade em 1064 µS.cm^{-1} e 309 µS.cm^{-1} respectivamente, devido à mistura com a vazão afluente que apesar de incrementada com sais ainda teve características menos salobra que a água armazenada. O ponto referente à descarga de fundo do reservatório (SJ5) não apresenta variações significativas.

Em setembro de 2007 a contribuição dos afluentes já cessou, havendo uma redução nos valores de condutividade na vazão de entrada, entretanto, há uma elevação nos teores de sais para o ponto SJ3, retornando a níveis próximos ao encontrado para o mesmo período de 2006. O ponto SJ4 e SJ5, nessa coleta também apresentam redução na condutividade após a mistura das águas. Cabe observar, entretanto, que o aporte de sal ao longo do tempo se elevou após o evento de chuva, de um ano para outro. Esse resultado reforça a afirmação apresentada por SRH-BA (2007), que o processo de salinização do reservatório não foi revertido, está em franco avanço.

A análise do balanço iônico da vazão de entrada ao lago do reservatório pela Figura 15, ponto SJ1, mostra que o cloreto é o íon predominante e o aporte de sais é superior aos limites recomendados para consumo humano, se elevando no mês de abril após a ocorrência de eventos intensos de chuva em fevereiro. A elevação da concentração dos íons principais, aproximadamente dois meses após a ocorrência de chuvas intensas, reforça a indicação que o aporte de sais nesse período é devido ao escoamento subsuperficial que lava os sais presente

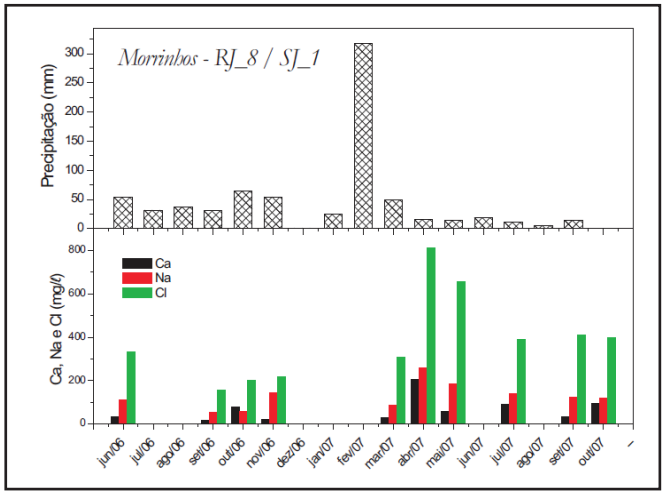


Figura 15 – Evolução temporal dos íons Ca, Na e Cl – vazão afluente ao reservatório de São José do Jacuípe (SJ1)

em camadas mais profundas do solo. Após o pico de concentração em abril, no mês seguinte, sem ocorrência significativa de chuva, as concentrações dos íons decrescem e se tornam estáveis, com aumento a partir do mês de setembro pela ação da evaporação, processo identificado com a análise dos valores isotópicos nesse período.

A Figura 16 mostra o comportamento das águas da superfície do ponto SJ4. O reservatório de São José possui concentrações de cloreto superiores ao recomendado para consumo humano(250 mg/l) e de sódio no limite de recomendação (200 mg/l) pela Portaria Nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde, apresentando uma redução após a contribuição direta da chuva de fevereiro de 2007. Entretanto, retoma o crescimento em setembro de 2007 com a contribuição do escoamento superficial e efeitos da evaporação.

A partir da análise dos valores isotópicos no ponto SJ4, foi identificado que existe um tempo de aproximadamente quatro meses para as águas do escoamento afluente proveniente das chuvas de fevereiro atingir esse ponto. O que ocorre a partir de junho, e é após esse período (campanha de setembro de 2007) que se observa o aumento da concentração, salientando o papel dessas águas afluentes no aumento da salinidade entre

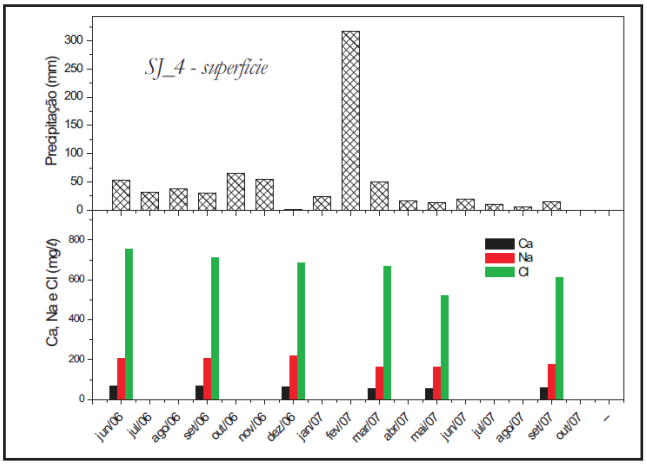


Figura 16 – Evolução temporal dos ions Ca, Na e Cl – reservatório de São José do Jacuípe (SJ4)

as campanhas de maio e setembro de 2007.

No reservatório de São José verificam-se dois processos de variação na concentração dos sais: um direto no lago do reservatório pela evaporação e diluição da chuva e o outro pela entrada da vazão afluente mais salgada. Essa diferenciação ainda é significativa se for analisado separadamente o período antes e depois da chuva.

Outro ponto de análise é a presença do reservatório de França, a montante, que reduz a afluência de água doce e esse reservatório.

Reservatórios de São Domingos, Nenezinho e Flori

Para os reservatórios de São Domingos, Nenenzinho e Flori, verificou-se que o cloreto predominou nas águas armazenadas, sendo que o açude mais próximo à nascente apresenta baixo teor de salinidade com classificação de águas bicarbonatadas, o que ao longo da bacia modifica-se para águas cloretadas mistas ou sódicas.

Para análise dos resultados encontrados, está apresentada na Tabela 4 a variação temporal da condutividade elétrica (µS. cm^{-1})nos três reservatórios.

As águas do reservatório Nenenzinho apresentaram valores de condutividade elétrica elevados (>677 µS.cm^{-1}), sendo em setembro de 2006 (22.900 µS.cm^{-1}) a ocorrência do valor mais elevado. Vale ressaltar que esta campanha foi realizada no período seco, estando o nível de água do açude baixo, indicando um período de alta concentração de sais devido principalmente à evaporação. O processo de salinização do açude Nenenzinho também pode ser evidenciado pelas "manchas brancas" visíveis em suas margens no período seco, referentes às eflorescências salinas. Outra questão a abordar é a redução da contribuição da área com solo mais adequado para a produção de água doce afluente devido a presença do reservatório de Flori.

Nesse açude observa-se uma correlação significativa entre a salinidade e a ocorrência de chuva. Em fevereiro a precipitação ocorrida gerou uma renovação nas águas desse açude que passou para classificação doce em março retornando à condição salobra em abril. Isso aconteceu devido a diluição

Tabela 4 – Variação temporal da condutividade elétrica (µS. cm^{-1}) nos reservatórios São Domingos, Nenenzinho e Flori

Data	São Domingos	Nenenzinho	Flori
5/7/2006	2880	12430	129
7/10/2006	3300	22900	136
7/11/2006	3570	12910	190
5/12/2006	3180	4230	128
11/1/2007	3480	6350	178
1/2/2007	4010	9200	217
9/3/2007	1784	677	190
3/4/2007	1995	953	143
8/5/2007	2080	1346	143
3/6/2007	1667	1594	180
6/7/2007	2270	1943	176
1/8/2007	2140	2020	193
5/10/2007	2630	2860	246
9/11/2007	2760	3410	257

dos sais presentes nos sedimentos de fundo do reservatório (resíduos da evaporação) e devido ao aporte de sais presente no solo. Essa análise está de acordo com a dinâmica descrita em Fontes (2009) que avaliou a contribuição do solo por meio de sondagens elétricas verticais.

O açude de São Domingos por ser maior, apresenta pequena variação relativa em função dos fenômenos de precipitação e evaporação, ou seja, seu volume acumulado não possibilita uma modificação tão significativa nas concentrações relativas. Em março, a condutividade elétrica desse açude reduziu de 4.010 para 1.784μS.cm^{-1} voltando a crescer em abril por conta da evaporação e aporte de sais provenientes da sua área de drenagem. Esse reservatório não teve suas águas renovadas, permanecendo com características salinas, esse fato é influenciado pela presença de dois barramentos a montante que diminui a vazão afluente.

Nota-se que a água do açude Flori apresenta concentrações iônicas compatíveis à água doce, não havendo variações significativas no período.

Após a ocorrência da chuva de fevereiro, até o final do monitoramento, a condutividade no reservatório de Nenenzinho aumentou 404%, enquanto para os reservatórios de Flori e São Domingos, o aumento foi de 55% e 35%, respectivamente. Comparando estes dados com o comportamento dos isótopos estáveis da água verifica-se que o reservatório que teve seu volume mais afetado pela evaporação (Flori) foi o que apresentou menor aumento na concentração dos sais no período analisado, indicando que a influência do tipo e uso do solo é mais significativa que a ação da evaporação.

Comparação entre as características geométrica do lago e as condições de salinidade da água reservada

Alguns parâmetros geométricos influenciam no risco de salinização dos reservatórios superficiais. Estes são definidos por meio da profundidade do açude, o volume máximo armazenável e a área de espelho d'água máxima; área da bacia hidrográfica (Molle e Cadier, 1992).

Os coeficientes de forma das curvas das encostas do açude (α) e de abertura do açude (K) foram calculados para os reservatórios em estudo, exceto para o São Domingos por indisponibilidade de dados, utilizando a Equação 1, aplicando-se os valores constantes nas curvas cota x área x volume de cada reservatório. Os valores encontrados estão na Tabela 5, assim como a classificação da geometria do lago de acordo com a metodologia proposta por Molle e Cadier (1992).

A classificação do reservatório de França indica uma geometria propícia para evaporação, uma vez que apresenta valor do coeficiente de abertura elevado, indicando que este açude encontra-se em vales abertos e planos. As encostas côncavas favorecem a formação de açude com espelho d'água que não varia muito quando o nível de água baixa. Apesar da vulnerabilidade do lago a evaporação, não foi identificado processo de salinização nesse reservatório. De acordo com os valores isotópicos, suas águas são menos afetadas pela evaporação do que o reservatório de São José do Jacuípe, isso ocorre devido a sua localização em clima menos árido.

Os reservatórios de Nenenzinho e de São José de Jacuípe, de acordo com a classificação de Molle e Cadier (1992), apresentam características geométricas que atribui vulnerabilidade a evaporação tanto pela presença de encostas em V como por apresentar vales abertos. O processo de salinização encontrado nesses reservatórios pode ser intensificado pela condição que a geometria do lago, que favorece a ação da evaporação.

Tabela 5 – Classificação da geometria do lago dos reservatórios analisados

Barragem	V = K*H	Classificação do vale
França	V = 80468*H$^{2.2948}$ R2 =0.9867	encosta côncava e vales abertos e planos, relevo pouco marcado
São José do Jacuípe	V = 12065*H$^{2.9636}$ R2 =0.9964	vale em v e vales abertos e planos relevo pouco marcado
Nenenzinho	V = 4152.6*H$^{2.9483}$ R2 =0.9998	vale em v e vales abertos e planos relevo pouco marcado
Flori	V = 1315.9*H$^{3.1954}$ R2 =0.9712	vale em v e vales regulares relevo ondulado médio

Já o reservatório de Flori, apesar de apresentar encosta em V, tem geometria característica de relevo ondulado médio, o que resulta em menor vulnerabilidade a evaporação. Entretanto, deve-se observar o resultado de maior perda percentual do volume por efeito desse fenômeno, estimadas com base na variação isotópica no período de análise mais seco, encontrado em Fontes (2008). Essa análise indica que pequenos reservatórios independentes da sua geometria são vulneráveis as perdas por evaporação.

CONCLUSÃO

De acordo com os resultados encontrados para cinco reservatórios localizados na região semiárida, foram estabelecidas relações entre fatores climáticos (ocorrência de precipitação e ação da evaporação), características químicas da água armazenada e o comportamento hídrico dos reservatórios. As relações identificadas contribuem para o entendimento do processo de salinização dos reservatórios nessa região. Nas análises foram consideradas também informações da área de drenagem no que se refere ao aporte de sais proveniente da lavagem deste pela chuva, características geométricas do reservatório e suas dimensões.

A aplicação da análise isotópica para a avaliação dos fatores intervenientes do processo de salinização nos reservatórios estudados possibilitou a compreensão da dinâmica do comportamento hidrológico que determina a diluição ou concentração dos sais, se mostrando eficiente para caracterizar a ação da evaporação no processo de salinização e tempo de renovação e mistura das águas.

O acompanhamento da variação da composição isotópica no reservatório de França e São José possibilitou a comparação entre dois grandes reservatórios com dimensões e

comportamento distintos. O reservatório de França apresentou água menos afetada pela evaporação com a renovação da água armazenada para o período analisado. Esse comportamento isotópico reflete a eficiência na dinâmica hidrológica do reservatório do França no armazenamento de águas para a região nos aspectos de qualidade e quantidade, mesmo com a ocorrência de aporte de sais pela vazão afluente e a sua geometria favorecer as perdas por evaporação. Já para o reservatório de São José, a composição isotópica média bem mais rica em isótopos pesados, reflete o seu superdimensionamento que dificulta a renovação de suas águas. As águas armazenadas apresentam valores isotópicos característicos de intensa evaporação, prejudicando de forma significativa sua qualidade. O monitoramento da descarga de fundo confirma essa ineficiência, levando a concluir que águas afluentes ao reservatório levam cerca de seis meses para misturar e atingir o fundo do reservatório. Esse elevado tempo de residência intensifica o processo de degradação deste corpo d'água. Este comportamento hidrológico do São José, aliado a sua localização em ponto crítico de escoamento de águas salobras e salinas e sua geometria em vale aberto e em V, confere a esse reservatório problemas de salinização de suas águas. Outra questão é a presença do reservatório de França a montante que reduz a afluência de água doce para o de São José do Jacuípe. Comparando os resultados dos dois reservatórios verificou-se que a contribuição da área de drenagem foi o fator mais significativo para o processo de salinização.

A análise dos três reservatórios menores possibilitou a avaliação em um mesmo ambiente climático, mas com características de salinização distintas. O reservatório de Flori, situado próximo à nascente apresentou água doce durante todo o período analisado, o reservatório de Nenenzinho, situado no trecho médio a menos de 3 km de distância, apresentou água salgada no período seco e doce a salobra no período de chuvas intensas e o reservatório de São Domingos, situado a jusante, apresentou água salgada em todo o período. Cabe ressaltar que durante o monitoramento este reservatório, a contribuição da área de drenagem não foi suficiente para renovação de suas águas, o que é fortemente influenciada pela existência de barramentos a montante.

A caracterização isotópica das águas armazenadas demonstrou a influência do tamanho do reservatório na qualidade da água devido a diferentes características do balanço hídrico e possibilidade de renovação das águas. A análise dos pequenos reservatórios demonstra que reservatórios menores são mais susceptíveis a ação da evaporação, ao mesmo tempo em que possui águas de melhor qualidade devido à frequência de renovação destas. Entretanto reservatórios próximos (Flori e Nenenzinho) apresentaram comportamento distinto ressaltando a interferência da área de drenagem, tipo e uso do solo. A geometria do lago não apresentou influência significativa no presente estudo.

Diante desses resultados, conclui-se que salinização de reservatórios do semiárido tem dinâmicas diferenciadas por período, mas com destaque para a contribuição da área de drenagem. No período seco, a elevada taxa de evaporação típicas da região contribui no processo de concentrações de sais desses mananciais, no período de chuvas intensas, o aporte de sais é intensificado por afluentes salgados ou por sais presente no solo carreado pelas chuvas para os corpos d'água.

REFERÊNCIAS

BRAND, W. A.; AVAK, H.; SEEDORF, R.; HOFMANN, D.; CONRADI, T. New methods for fully automated isotope ratio determination from hydrogen at the natural abundance level, *Geoph. Prosp,* v. 28, p.967-976, 2000.

CAMERON E.M., HALL G.E.M., VEIZER J.; KROUSE H.R. Isotopic and elemental hydrogeochemistry of a major river system; Fraser River, British Columbia, Canada, *Chemical Geology*, v. 122, p.149–169, 1995.

CRAIG, H. Isotope standards for carbon and oxygen and conection factors for massspectrometric analysis of carbon dioxide, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 12, p. 133-149, 1957.

CRAIG, H. Isotope variations in meteoric waters, *Science*, v. 133, p. 1702–1703, 1961.

CLARK, I. FRITZ, P. E*nvironmental Isotopes in Hydrology*. New York: Lewis Press, 1997. vol. II

DANSGAARD, W. *Stable isotopic in Precipitation*. Tellus, v. 16, p.436–468, 1964.

DINCER T. The use of oxygen-18 and deuterium concentrations in the water balance of lakes. *Water Resources Research*, v. 4. p. 1289–1305, 1968.

EPSTEIN, S.; MAYEDA, T. Variations of 18O content of waters from natural sources, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 4, p. 213-221, 1953.

FONTES, A. S.; MEDEIROS, Y .D. P.; AZEVEDO, A. E. G.; ZUCCHI, M. R. Estimativas das perdas de evaporação em pequenos reservatórios por meio de isótopos estáveis - bacia experimental. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 9, 2008, Salvador. Articulação de políticas públicas e Vulnerabilidade dos recursos hídricos, 2008.

FONTES, A. S.; AZEVEDO, A. E. G.; ZUCCHI, M. R.; MEDEIROS, Y.D.P. Investigação da contribuição do solo na salinidade dos reservatórios da Bacia Experimental da UFBA a partir da utilização de métodos geoelétricos. 2009. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18, Campo Grande, 2009.

FONTES, A. S.; ZUCCHI, M. R.; MEDEIROS, Y.D.P.; AZEVEDO, A. E. G. Estudo da dinâmica do fluxo de água na bacia do rio Jacuípe por meio de traçadores ambientais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, p. 27-36, 2011.

MACHAVARAN M.; KRISHNAMURTHY R. Earth surface

evaporative processes: a case study from the great lakes region of the United States based on deuterium excess in precipitation. G*eochimica et Cosmochimica Acta*, v. 59, p. 4279–4283, 1994.

GAT J. Environmental isotope balance of Lake Tiberias, Isotopes. *Hydrology*. IAEA: Vienna, Austria, p. 151–162, 1970.

GAT J. Oxygen and Hydrogen Isotopes in the Hydrologic Cycle..*Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, v. 24, p. 225-262, 1996.

GIBSON, J.; EDWARDS, T.; PROWSE, T. Development and validation of an isotopic method for estimating lake evaporation, *Hydrological Processes*, v. 10, p. 1369-1382, 1996.

GIBSON J. J. Short-term evaporation and water budget comparisons in shallow arctic lakes using non-steady isotope mass balance. *Journal of Hydrology*, v. 264, p. 242–261, 2002a.

GIBSON, J. J.; AGGARWAL, P.; HOGAN, J.; KENDALL, C.; MARTINELLI, L.; STICHLER, W.; RANK, D.; GONI, I.; CHOUDHRY, M.; GAT, J.; BHATTACHARYA, S.; SUGIMOTO, A.; FEKETE, B.; PIETRONIRO, A.; MAURER, T.; PANARELLO, H.; STONE, D.; SEYLER, P.; MAURICE-BOURGOIN, L.; HERCZEG, A. Isotope studies in large river basins: a new global research focus, *EOS*, v. 83, p.613– 617, 2002b.

HITCHON B.; KROUSE H. Hydrogeochemistry of surface waters of the MackenzieRiver drainage basin, Canada-iii. Stable isotopes of oxygen, carbon and sulphur. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 36, p. 1337–1357, 1972.

IAEA, International atomic energy agency and United Nations educational, scientific and cultural organization Environmental isotopes in the hydrological cycle.Principles and Applications. v. 1, 2002. *Water Resources Programme*. Disponível em: http://www-naweb.iaea.org/napc/ih/documents/global_cycle/Environmental%20Isotopes%20in%20the%20Hydrological%20Cycle%20Vol%201.pdf. Acesso em maio 2014.

KENDALL, C.; COPLEN, T. Distribution of oxygen-18 and deuterium in river waters across the united states, *Journal Hydrol. Processes*, v. 15, p. 1363-1393, 2001.

LADOUCHE, B.; PROBST, A.; VIVILLED, D.; IDIRB, S.; BAQUEA, D.; LOUBETC, M.; PROBST, J.; BARIACA, T. Hydrograph separation using isotopic, chemical and hydrological approaches (strengbach catchment, france), *J. Hydrology*, v. 242, p. 255-274, 2001.

MOLLE, F. Marcos históricos e reflexões sobre a açudagem e seu aproveitamento. Série Hidrologia, *Relatório Técnico n. 30, SUDENE*, Recife, 1994.

MOLLE, F.; CADIER, E. *Manual do pequeno acude*. Recife: SUDENE, Convênios: SUDENE/ORSTOM; SUDENE/TAPI, 1992. 521p

MOORE, R. *Tracing runoff sources with deuterium and oxygen-18 during spring melt in a headwater catchment*, Southern Laurentians, Quebec. Journal of Hydrology, v. 112, p. 135–148, 1989.

PHILLIPS, F.; HOGAN, J.; MILLS, S.; HENDRICKX, J. *Environmental tracers for assessing water and salt balances in arid-region river basins*. Dubai, UAE, 2001.

ROZANSKI, K.; FROEHLICH, K.; MOOK, W. *Environmental isotopes in the hydrological cycle*. Principles and applications: Surface Water, UNESCO/IAEA, Paris, 2001. Volume 3.

SIMPSON, H.; HERCZEG, A. Stable isotopes as an indicator of evaporation in the river Murray, Australia, *Water Resources Research*, v. 27, p. 1925-1935, 1991.

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.; FAIRCHILD, T.; TAIOLI, F. *Decifrando a Terra*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2008.

VITVAR, T.; AGGARWAL, P. Global Network islaunched to monitor isotopes in rivers,*Eos Trans. AGU,* v. 88, p. 1-2, 2007.

VOROSMARTY, C.; MEYBECK, M. R*esponses of continental aquatic systems at the global scale*: *New paradigms, new methods, in Vegetation,* Water, Humans and Climates, Germany: Springer, Heidelberg, 2004.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 722 - 730

Avaliação da probabilidade de galgamento da barragem da PCH de Cajuru por simulação de Monte Carlo

Assessment of factors involved in the process of salinization in surface reservoirs of the Brazilian semiarid

Fernando Neves Lima[1]; Mauro Naghettini[2] e Terezinha Espósito[3]

[1,2] Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. Brasil

[3] Departamento de Engenharia de Transportes e Geotécnica da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. Brasil

naghet@netuno.lcc.ufmg.br; fneveslima@gmail.com; esposito@etg.ufmg.br

Recebido: 15/05/14 - Revisado: 07/01/15 - Aceito: 08/04/15

RESUMO

A definição do risco associado à eventual ruptura de uma barragem constitui um problema corrente na engenharia. As barragens têm um papel importante na sociedade e o colapso de tais estruturas traz consigo desastres de grandes dimensões. A presente pesquisa procurou sistematizar uma técnica de simulação numérica de análise de risco,conhecida como Simulação de Monte Carlo, para avaliar a probabilidade de galgamento de uma barragem, causado por eventos de naturezas hidráulicas e hidrológicas, e aplicá-la em estudo de caso. A simulação foi utilizada com o intuito de avaliar a probabilidade de galgamento da barragem da PCH Cajuru, situada em Minas Gerais, em decorrência de uma cheia de determinado tempo de retorno, considerando as incertezas presentes na análise local de frequência de vazões máximas anuais. O método de Monte Carlo, ao ter em conta as incertezas das estimativas de eventos de dado tempo de retorno, demonstrou ser de muita utilidade na avaliação completa da probabilidade de galgamento. No caso em estudo, a simulação mostrou que a barragem de Cajuru apresenta grau não desprezível de vulnerabilidade a eventos de grandes magnitudes. Além das cheias, também foram analisadas as incidências do vento sobre o paramento de montante da barragem, provocando ondas e consequentes reduções da borda livre existente, entre o NA máximo-maximorum e a crista do referido barramento.

Palavras Chave: *Simulação de Monte Carlo. Análise de risco. Probabilidade de galgamento de barragem*

ABSTRACT

The concept of risk related to the potential breaching of a dam is a current problem in engineering. Dams have an important role in society and the collapse of such structures may bring about large disasters. This research aims to summarize a numerical technique of risk analysis, namely a Monte Carlo Simulation, to evaluate the probability of a dam overtopping, caused by events of hydraulic and hydrological nature and apply then in a case study. The simulation was used with the objective of evaluating the probability of overtopping of Cajuru dam, located in the Brazilian state of Minas Gerais, due to a flood of a certain return period, considering the uncertainties from the local frequency analysis of annual maximumdis charges. The Monte Carlo method, which account for the uncertainties of quantile estimates of a given return period, showed that it can be useful in providing a full evaluation of the probability of overtopping. For the case reported herein, the simulation showed that Cajuru dam has a non-negligible degree of vulnerability to rare and extreme events. In addition to floods, the impact of the wind on the upstream face of the dam was also analyzed. Wind waves and consequent reductions in existing freeboard, in between the full-pool elevation and the dam crest elevation, were also taken into account in computing the probability of dam failure.

Keywords: *Monte Carlo Simulation. Risk Analysis. Probability of dam overtopping*

INTRODUÇÃO

A segurança de barragens tem sido uma preocupação pública. Registros de falhas e incidentes foram compilados por órgãos internacionais tais como o ICOLD (International Committee on Large Dams) e USCOLD (United States Committee on Large Dams). Não obstante os avanços técnicos e progressos recentes das práticas de engenharia de barragens, ainda há muito a ser feito no que concerne à análise de risco e à gestão de segurança. Hartford e Baecher (2004) comentam que as análises de risco são úteis para a operação, a manutenção e a vigilância de barragens e de seus reservatórios.

O estudo das incertezas presentes em sistemas complexos, como as barragens, compreende aquelas intrínsecas ao conhecimento parcial das diferentes leis e propriedades da natureza e de seus elementos, bem como aquelas que decorrem de acidentes ou imprevisibilidades. Neste contexto, é frequente o emprego dos chamados graus de confiabilidade. Ang e Tang (1990) definem a confiabilidade como a medida probabilística da garantia de desempenho. À luz das incertezas, a confiabilidade do sistema pode ser expressa em termos de probabilidades. O grau de confiabilidade está intimamente ligado ao princípio da indiferença, assumindo uma completa "ignorância" a priori do observador, pois assim todas as condições serão em princípio equiprováveis (ANG; TANG, 1990).

Para descrever as incertezas sobre o desempenho futuro de algum sistema, os engenheiros desenvolveram a análise de risco probabilística, uma técnica de engenharia baseada em análises de sistemas, com diversos subsistemas dependentes e interligados, e probabilidades condicionais.

Na engenharia civil, os métodos probabilísticos foram desenvolvidos com o intuito de se determinar a confiabilidade de estruturas, utilizando-se de integrações numéricas, como o método de confiabilidade de primeira ordem (FORM - first-order reliability methods) e o método de confiabilidade de segunda ordem (SORM - second-order reliability methods) (TUNG et al., 2006).

Os dois métodos citados são considerados analíticos aproximados, que compõem uma das diferentes técnicas utilizadas para se determinar a probabilidade de falha ou de ruptura. Segundo Caldeira (2005), neste contexto, ainda podem ser citados os seguintes outros métodos:

Integração analítica exata;

Métodos gráficos com dados experimentais;

Simulações numéricas, entre as quais destaca-se a simulação de Monte Carlo; e

Análise de confiabilidade.

Do elenco de métodos, anteriormente citado, para avaliação quantitativa de probabilidades associadas a falhas de estruturas de engenharia civil, fez-se aqui a opção pela aplicação combinada dos métodos de simulação de Monte Carlo e de análise de confiabilidade. Justificam-se estas escolhas pela oportunidade de emprego de métodos que se apresentaram de aplicação mais promissora em estruturas e sistemas de recursos hídricos, conforme o que se pôde depreender da bibliografia consultada.

A teoria de confiabilidade introduz, de forma explícita, as incertezas dos modelos e/ou dos parâmetros, que são propagadas por meio dos cálculos para que sejam obtidas as probabilidades associadas à resposta do sistema em análise. Denotando-se por R a resistência do sistema em questão e por L (load) as ações ou cargas solicitadas, pode-se definir a confiabilidade do sistema (ps) como:

$$p_s = P(R > L) = \iint_{\text{Área com R−L>0}} f_{R,L}(R,L)\,dr\,dl \qquad (1)$$

Em (1), fR,L é a função de probabilidade conjunta de R e L. Em termos mais gerais, a confiabilidadepode ser expressa em termos da função de densidade conjunta fx(x) de todas as variáveis X envolvidas, conforme descrito na equação a seguir:

$$p_s = \int f_x(x)\,dx \qquad (2)$$

Em uma análise de confiabilidade, a equação (1) pode ser reescrita em termos de uma função desempenho de alguma estrutura, aqui denotada por Z(x). A função desempenho tem por objetivo definir o estado do sistema, ou seja, se Z(x) >0 a estrutura em questão se encontra em uma região de segurança, caso contrário o sistema está em uma região de falha, ou ainda se Z(x) for igual a 0, encontra-se em seu estado limite. As principais funções desempenho utilizadas na engenharia hidráulica e de recursos hídricossão as seguintes (GOODARZI et al., 2013):

$$Z = R - L \qquad (3)$$

$$Z = \left(\frac{R}{L}\right) - 1 \qquad (4)$$

$$Z = \ln\left(\frac{R}{L}\right) \qquad (5)$$

A Figura 1 procura facilitar a compreensão da probabilidade de falha de algum sistema em questão. A área à esquerda de z=0 corresponde à região de falha da função densidade de probabilidades de Z e a variável β é definido como índice de confiabilidade como a razão entre a média (μz) e o desvio padrão (σz) da função de confiabilidade.

Este artigo descreve as diversas etapas de uma aplicação da simulação de Monte Carlo para o cálculo da probabilidade de galgamento de uma barragem, associado à ocorrência de cheias e ventos severos, de tempos de retorno fixados, tendo em vista as incertezas inerentes aos quantis obtidos por análise de frequência.

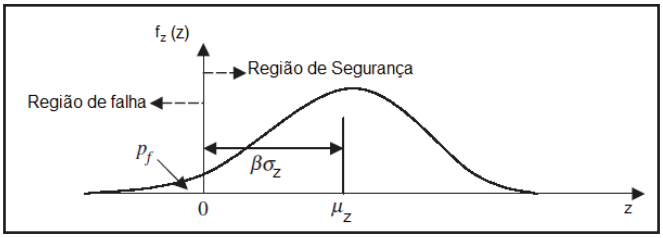


Figura 1 - Função densidade de probabilidades da função desempenho e suas regiões
Fonte: Adaptado de Tung et al. (2006)

Apesar da simulação de Monte Carlo poder ser empregada em qualquer barragem, o que confere generalidade ao método, particulou-se a sua aplicação para a Pequena Central Hidrelétrica (PCH) de Cajuru, localizada no rio Pará, afluente pela margem direita do alto rio São Francisco, em Minas Gerais.

Este artigo constitui-se, inicialmente, de uma descrição da área de estudo, incluindo uma breve caracterização da barragem da PCH de Cajuru e de seus órgãos extravasores. Nas seções seguintes, o artigo descreve as diversas etapas necessárias para a implementação da simulação de Monte Carlo, e reporta os resultados obtidos para o caso particular em foco. Ao final, são apresentadas as principais conclusões do presente estudo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A PCH de Cajuru localiza-se no rio Pará, afluente pela margem direita da bacia do alto rio São Francisco, no município de Carmo do Cajuru, zona centro-oeste de Minas Gerais, distante aproximadamente de 130 km de Belo Horizonte. A bacia do rio Pará no posto fluviométrico a montante da barragem da PCH de Cajuru, conhecido como Ponte do Vilela,possui as características físicas e climáticas apresentadas na Tabela 1(CPRM, 2001).Esta estação fluviométrica e sua correspondente bacia estão identificadas na Figura 2.

O rio Pará na PCH de Cajuru possui área de drenagem igual a 2230 km², um vertedouro com capacidade de vazão máxima igual a 1002 m³/s e um reservatório com área máxima igual a 23,3 km².

Segundo informações da equipe técnica da concessionária do aproveitamento, ou seja, a Companhia Energética de Minas Gerais(CEMIG), a barragem possui comprimento total de 438 metros e 23 metros de altura máxima. A maior parte do barramento é constituída por uma barragem de concreto-gravidade com 341 metros de extensão. Possui também uma barragem de aterro homogêneo na margem esquerda, com altura máxima de cerca de 10 metros e comprimento da crista de 97 metros. A drenagem da barragem consiste de um dreno de pé que conduz a água percolada para uma canaleta a jusante da estrutura.

Os órgãos extravasores da estrutura são compostos de um vertedouro de descarga controlada por comportas do tipo segmento, situado ao centro, no leito do rio, assente sobre rocha, com 80 metros de comprimento e capacidade máxima de 810 m³/s, e duas válvulas de descarga de fundo, de 2,44 metros de diâmetro e capacidade máxima de 75 m³/s cada. (REIS, 2007).

A tomada d'água é incorporada à barragem e situada na margem esquerda do rio. É composta por um conduto de 4,5 metros de diâmetro e 28,2 metros de comprimento, e engolimento máximo de 40 m³/s. A casa de força é do tipo abrigada convencional, com uma unidade geradora com capacidade de 7.200 kW (REIS, 2007).

Na Tabela 1 QMLT denota a vazão média de longo termo, L é o comprimento do talvegue em km, DD é a densidade de drenagem, Cesc é o coeficiente de escoamento, Iequiv é a declividade média, PMédio é a precipitação média em mm e QMLT-ESP é a vazão média de longo termo específica em l/s.km².Para a caracterização das cheias afluentes ao reservatório da PCH de Cajuru, realizou-se uma análise de frequência, a fim de se ajustar a melhor distribuição de probabilidades para as vazões máximas anuais observadas em Ponte do Vilela (Código 40130000).

Tabela 1 – Características físicas e climáticas de Ponte do Vilela

Q_{MLT} (m³/s)	$Q_{MLT-ESP}$ (l/s.km²)	Área (km²)	L (km)
27,4	15,9	1725,7	75,8
I_{equiv} (m/km)	$P_{Médio}$ (mm)	C_{esc}	DD (Junções/km²)
1,92	1533	0,33	0,114

Fonte: Adaptado de CPRM (2001)

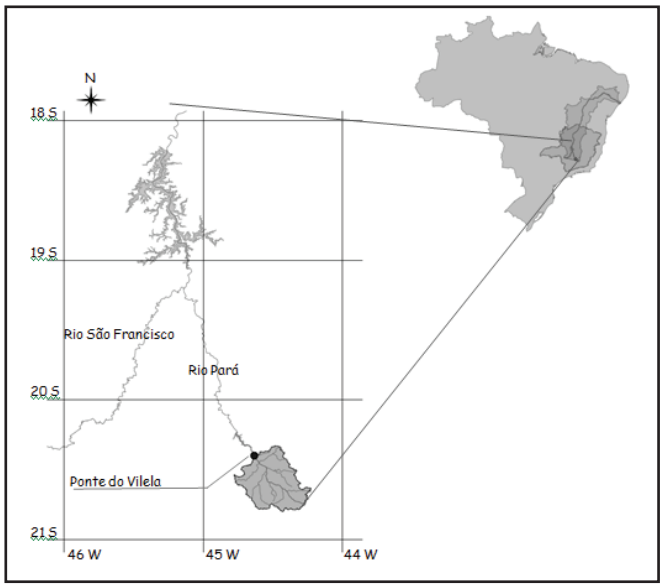


Figura 2 - Localização da estação fluviométrica de Ponte do Vilela na bacia do Rio Pará

O estudo de regionalização de vazões, realizado pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2001), estabeleceu uma equação para a cheia média da região. Por meio desta, um fator de correção foi calculado, a fim de relacionar as vazões de cheias observadas em Ponte do Vilela, com área de drenagem igual a 1725,7 km², às vazões de cheias afluentes ao reservatório da PCH de Cajuru, de área de drenagem um pouco maior. Os dados consistiam de observações máximas anuais realizadas entre 1938 a 2012. Deste modo, estimaram-se as vazões de cheias em Cajuru por meio da relação:

$$Q_{Cajuru} = Q_{PonteDoVilela} * \left(\frac{A_{Cajuru}}{A_{PonteDoVilela}}\right)^{0,8751} \quad (6)$$

Na qual Q representa as vazões máximas e A as respectivas áreas de drenagem. Os máximos anuais, definidos por ano hidrológico, foram selecionados e plotados em uma curva

de frequência para a definição da melhor distribuição de probabilidades, além dos testes de aderência que se seguiram. Esses procedimentos serão objeto de seções posteriores deste artigo.

Hidrogramas afluentes ao reservatório

Os hidrogramas afluentes ao reservatório da PCH de Cajuru foram obtidos a partir do produto de um quantil sintético de vazão de pico por um hidrograma adimensionalizado. O primeiro termo foi gerado estocasticamente em função da distribuição normal, centrada sobre o quantil da curva de frequência (xq), para um dado período de retorno (T) ou probabilidade de excedência (q), conforme ilustrado na Figura 3.

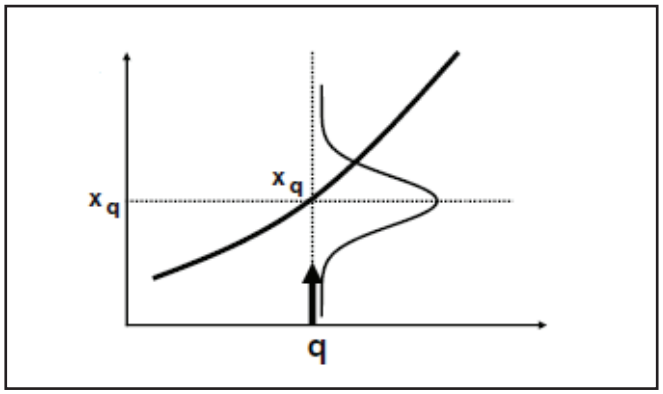


Figura 3- Quantificação das incertezas na curva de frequência. Fonte: Adaptado de Salas et al. (2013)

Goodarzi et al. (2013) trabalharam com as incertezas no processo de simulação de Monte Carlo de forma semelhante. Já o hidrograma adimensional foi estabelecido pela divisão da vazão de pico (Qp) dos hidrogramas de cheia observados em Ponte do Vilelaao longo do tempo de basedo hidrograma (Tb). Foram selecionados eventos de cheias correspondentes a episódios isolados de chuva e, com isso, o valor de Tb [tempo de ascensão + tempo de descida (N)]pôde ser estimado como o tempo médio dos referidos eventos (Figura 4).

Foram gerados 10000 hidrogramas para cada tempo de retorno. Este número está em conformidade com o realizado em trabalhos similares a este (GOODARZI et al., 2013; BAPTISTA, 2008).

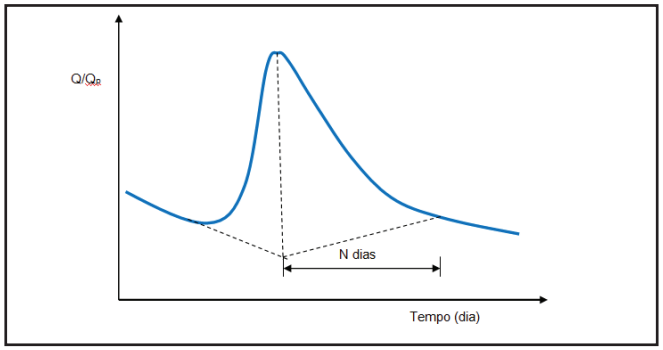


Figura 4 – Hidrograma adimensionalizado (Q/Qp)

Propagação de vazões através doreservatório - método de runge-kutta de 3ª ordem

De posse dos hidrogramas afluentes, fez-se necessário definir um método de propagação, que é um procedimento que determina o tempo de ocorrência e a magnitude das vazões em um ponto de algum corpo ou curso d'água, a partir dos hidrogramas conhecidos a montante. Os métodos mais utilizados em reservatórios são o método de Puls modificado e o método de Runge-Kutta de terceira ordem, ambos considerados do tipo level-pool routing, pela suposição de espelhos d'água horizontais. São também aproximações numéricas da equação diferencial do balanço hídrico em reservatórios e estão descritos mais detalhadamente em Chow et al. (1988). Nesta pesquisa, o método de Runge-Kutta (RK) foi adotado, uma vez que a estavam disponíveis apenas os ramos definidos das curvas cota-área e cota-volume, sendo necessário extrapolá-las superiormente para pontos em que não havia medições. Para o método RK, são necessários como parâmetros de entrada a curva cota-área e a curva cota-descarga, sendo esta última função das estruturas descarregadoras (vertedouro, válvulas de fundo).

O método numérico de Runge-Kutta, para solução de equações diferenciais ordinárias, tem como princípio uma expansão em série de Taylor, sem haver a necessidade de cálculo das derivadas de altas ordens (CHAPRA; CANALE, 1988). A equação a seguir generaliza a questão, na qual yi+1 denota a resposta ao problema, no tempo correspondente à iteração subsequente:

$$y_{i+1} = y_i + \emptyset\,(x_i, y_i, h)h \qquad (7)$$

Na equação (7), Ø é conceituada como a função incremento, podendo ser interpretada como uma inclinação representativa durante um certo intervalo de tempo.

Particularizando para a solução da equação da continuidade em um reservatório, empregou-se aqui o método RK de terceira ordem, o qual envolve a divisão de cada intervalo de tempo em três subintervalos, com o cálculo dos valores sucessivos da sobrelevação e descarga para cada incremento.

A partir da equação da continuidade, a variação temporal do volume S, devida a uma elevação H, pode ser expressa pelas equações a seguir:

$$\frac{dS}{dt} = I(t) - Q(H) \qquad (8)$$

$$\frac{dH}{dt} = \frac{I(t) - Q(H)}{A\,(H)} \qquad (9)$$

nas quais, I(t) é a vazão do hidrograma de entrada no instante t, Q(H) é a vazão correspondente à cota obtida na curva cota-descarga e A(H) é a área na cota H obtida pela relação cota-área.

Regras de operação e premissas de aplicação

Para a propagação, houve a necessidade de ser criada uma regra de operação do reservatório, que consistiu em considerar o

reservatório no seu nível máximo normal de operação (Hmax), na origem dos tempos do hidrograma afluente, conforme apresentado na Figura 5. Na fase de ascensão do hidrograma afluente, com vazões sempre crescentes, a regra operativa consistiu em descarregar para jusante as vazões afluentes, implicando, assim, em aberturas crescentes das comportas do tipo segmento até o estado limite de estarem totalmente abertas.

A partir desse instante, a propagação do hidrograma afluente se deu como se o vertedouro fosse de soleira livre (sem comportas) e governada pela equação diferencial da continuidade, sob a suposição de horizontalidade do espelho d'água. O esquema dessa regra de operação encontra-se ilustrado na Figura 6 em que SV seria o sobrevolume do reservatório com o nível máximo representado por Hm.

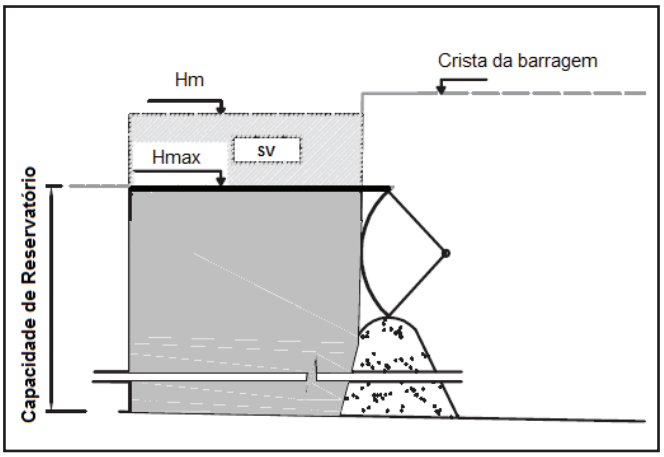


Figura 5 - Regra de operação com o reservatório inicialmente cheio

As ordenadas do hidrograma afluente, inferiores à soma das vazões descarregadas pelas válvulas de fundo e comportas, com o Nível d'Água exatamente no NA máximo normal de operação, não irão produzir sobrelevações no reservatório, uma vez que as estruturas descarregadoras conseguem escoar o volume associado a essas cheias.

Portanto, a primeira vazão a ser propagada, pelos métodos do tipo level-pool routing, corresponde à ordenada do hidrograma afluente superior à vazão limiar, resultante da soma de vazões descarregadas no nível máximo normal de operação. Antes dessa vazão limiar, a saída Q(t) é igual à entrada I(t).

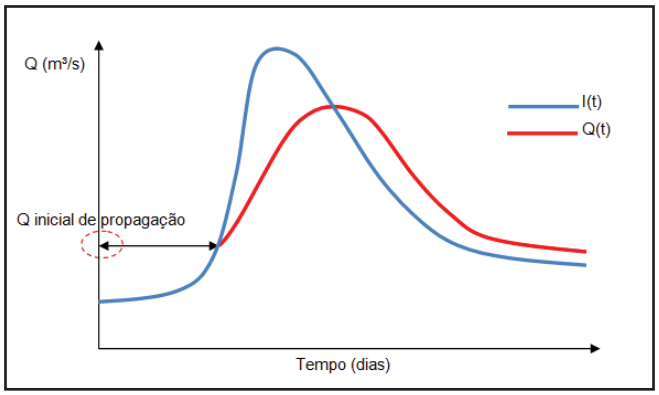


Figura 6 - Regra para a propagação em reservatório do hidrograma de entrada I(t)

Cálculo da probabilidade de falha

Como reportado anteriormente, uma função desempenho descreve o comportamento de um sistema quando submetido a uma carga. No caso específico desta pesquisa, o objetivo foi o de definir a probabilidade de galgamento da barragem em estudo. Desse modo, as funções desempenho mais utilizadas na engenharia hidráulica, apresentadas anteriormente, foram aqui utilizadas com o intuito de definir a probabilidade de falha. Devido à maior aderência dos valores calculados de Z a certas funções de distribuição de probabilidades, foi escolhida a seguinte função desempenho:

$$Z = \left(\frac{H_r}{\text{Sobrelevação}}\right) - 1 \qquad (10)$$

Na equação anterior, Hr é a altura da crista da barragem e o denominador é composto pela soma da altura do NA máximo de operação com as sobrelevações induzidas no reservatório.

Definida a função desempenho do sistema, ajustou-se uma distribuição de probabilidades aos valores simulados e, em seguida, calculou-se a confiabilidade ps por meio da equação

$$p_s = 1 - F_z(x_0) \qquad (11)$$

a seguir:

Em que Fz (x0) é a função acumulada de probabilidades da função Z. Finalmente, a probabilidade do evento adverso foi calculada como o complementar da confiabilidade ps, ou seja:

$$R = 1 - p_s \qquad (12)$$

Implementação da variável vento na simulação

O vento configura um importante fator quando se trata do cálculo de borda livre em barragens. Sendo assim, as ações do vento foram aqui combinadas com as devidas às cheias de modo a produzir novas sobrelevações.

Faz-se necessário conceituar previamente o termo fetch, ou "pista de vento", que, segundo Sentürk (1994) é o comprimento ao longo da superfície da água sobre a qual o vento sopra essencialmente na mesma direção. Contudo, o vento incide em diferentes direções,do que se depreende a necessidade de definir o fetch efetivo, que leva em conta os vários comprimentos e respectivos ângulos de incidência (α), em relação a uma linha perpendicular ao paramento de montante. Saville (1954) pondera que ao se considerar a geração de ondas em reservatórios, diferentemente dos oceanos, a delimitação da área tem maior influência sobre o fetch do que as variações meteorológicas. Sendo assim, a geração de ondas é um pouco menor em reservatórios, sob as mesmas condições, do que em águas abertas. Com isso, Saville (1954) propôs uma ponderação do cálculo do fetch efetivo pelos cossenos:

$$F = \frac{\sum x \cos \alpha}{\sum \cos \alpha} \qquad (13)$$

De posse do valor do fetch efetivo, torna-se possível definir outra variável, que é a sobrelevação das águas, do termo inglês wave set-up, aqui denotado por zs, que representa a sobrelevação do nível de água induzida pela onda (USBR, 1981):

$$z_s = \frac{U_r^2 F}{62772\ d} \quad (14)$$

Em que Ur é a velocidade do vento (em km/h), d é a profundidade média no reservatório (em metros) e o F é o fetch efetivo (em km).

Sentürk (1994) comenta sobre a variável altura da onda, do termo wave height, denotada por zw, que é fator básico para o critério de projeto para a borda livre de uma barragem. A definição da altura da onda provocada pelo vento é função da velocidade do vento (Ur) e do fetch efetivo (F), conforme ilustrado na Figura 7 e indicado matematicamente nas duas equações a seguir:

$$z_w = 0{,}032\sqrt{U_r F} + 0{,}75 - 0{,}27F^{1/4} \quad \text{se F<32 km} \quad (15)$$

$$z_w = 0{,}032\, U_r F^{1/2} \quad \text{se F>32 km} \quad (16)$$

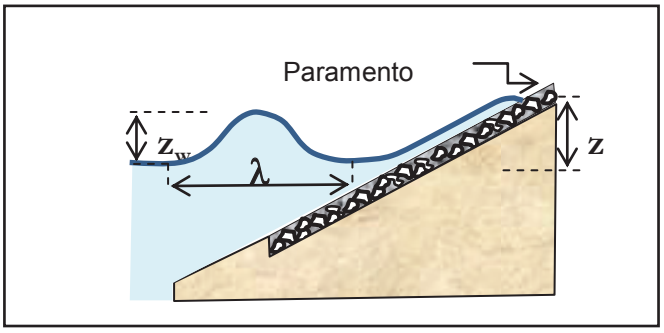


Figura 7 - Altura de onda zw e altura atingida talude acima zr. Fonte: adaptado de Marcelino (2007)

O parâmetro λ denota o comprimento de onda, o que configura a taxa de repetição da incidência das ondas no paramento da barragem.

Para aplicação ao caso da PCH de Cajuru, realizou-se, primeiramente, uma análise de frequência das velocidades máximas anuais do vento, obtidas em uma estação climatológica do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), localizada próxima à barragem em estudo (Estação Divinópolis-MG 83635).Um processo semelhante ao realizado para as cheias foi implementado, em que se fixou um determinado tempo de retorno e trabalhou-se com as incertezas dos quantis, a partir da distribuição normal centrada no quantil obtido da curva de frequência.

Para cada velocidade gerada, calcularam-se os valores da altura da onda (zw) e da sobrelevação das águas (zs). Portanto, a sobrelevação total produzida pela incidência do vento (hw) foi calculada por:

$$h_w = z_s + z_w \quad (17)$$

As sobrelevações causadas pela incidência do vento foram somadas àquelas causadas pelas cheias, combinando diferentes tempos de retorno (e.g. tempo de retorno de 50 anos para os ventos e de 100 anos para as cheias). Em seguida, calculou-se a probabilidade de falha de maneira análoga, com a equação (12).

RESULTADOS

Ajuste de frequência para as vazões máximas anuais

Por meio do papel de probabilidades exponencial e com o auxílio do software ALEA, disponível no portal do departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da UFMG, http://www.ehr.ufmg.br/, definiu-se que a distribuição que melhor se ajustou aos dados observados, vazões máximas anuais no período de 1938-2012 em Ponte do Vilela, foi a distribuição Log-Normal de 2 parâmetros, com estimação de parâmetros e quantis pelo método de máxima verossimilhança (Figura 8).

Além disso, testes de aderência foram realizados, também utilizando-se o software ALEA, com o propósito de definir se os dados em questão foram retirados de uma população Log-Normal em comparação a outras distribuições (Tabela 2).

Tabela 2- Testes de aderência às distribuições

Distribuição	Kolmogorov–Smirnov (p-valores do teste)	Veredicto
Exponencial	0,2567	Rejeita-se
Gama	0,124	Aceita-se
Generalizada de Valores Extremos	0,0907	Aceita-se
Log-Normal 2 parâmetros	0,0955	Aceita-se
Pearson III	1,04	Rejeita-se

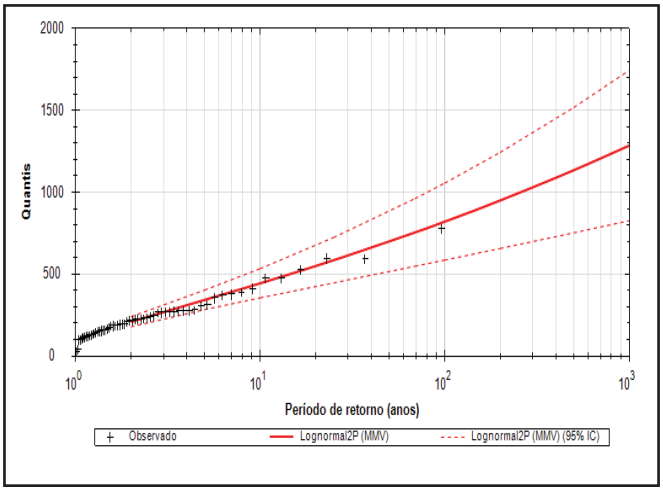


Figura 8 – Ajuste com a curva de frequência pelo software ALEA

O teste de Kolmogorov-Smirnov indicou a aceitação da hipótese nula de que as vazões máximas foram retiradas de uma população Log-Normal, a um nível de 5% de significância. A equação para a posição de plotagem utilizada foi de Blom, conforme indicado por Naghettini e Pinto (2007).

Hidrograma adimensional

Para a construção do hidrograma adimensional, foram selecionados 151 hidrogramas de cheia observados em Ponte do Vilela ao longo dos anos do histórico de dados, sendo os valores das vazões divididos pelas vazões de pico desses eventos. Determinou-se que o tempo de base médio foi de 11 dias, com 4 dias para o ramo de ascensão e 6 dias para a recessão do hidrograma. Tais valores foram determinados pela média dos eventos.

A partir dos 151 eventos citados anteriormente, traçou-se um hidrograma mediano, ou seja, para cada dia atribuiu-se o valor adimensional como um valor mediano (que englobasse 50% dos pontos acima e abaixo) e assim construiu-se o hidrograma com 11 dias de duração com a ocorrência do pico, o valor unitário, no quinto dia (Figura 9) representando os 151 eventos. Portanto, o valor gerado para cada tempo de retorno com a distribuição assintótica normal, centrada sobre o quantil de determinado tempo de retorno, extraído da curva de frequência da distribuição log-normal, foi multiplicado pelo hidrograma adimensional configurando o hidrograma de entrada para propagação.

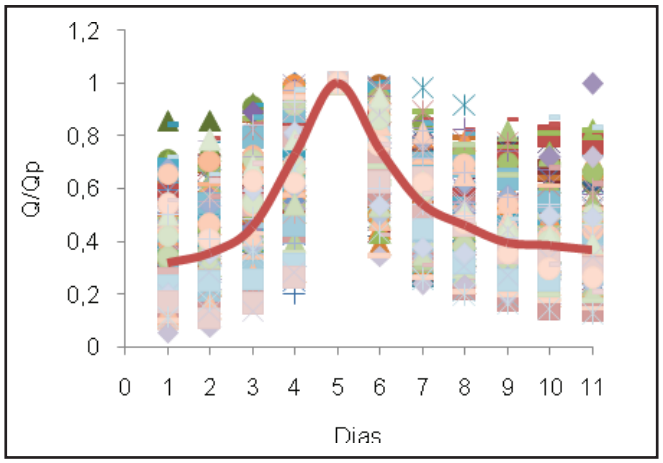


Figura 9 - Hidrograma Adimensional

Propagação runge-kutta 3ª ordem

A propagação foi realizada no sentido de definir uma máxima sobrelevação, para as condições de operação definidas anteriormente. Por efeito de aproximação numérica, o hidrograma adimensional foi interpolado linearmente para se obter mais pontos e com isso uma maior precisão.

Ao invés de se trabalhar com um dia como intervalo de tempo (Δt), reduziu-se essa variável para 6 horas. Essa operação permitiu efetuar a propagação de modo adequado. A propagação foi realizada com as 41 ordenadas dos hidrogramas produzidos. A rotina de propagação foi implementada em linguagem R (que pode ser obtida em http://www.r-project.org/).

Cálculo da probabilidade de galgamento

Com a função desempenho escolhida (equação 10) e calculados os valores de Z resultantes da simulação de Monte Carlo, ajustou-se uma distribuição de probabilidades a fim de determinar a probabilidade de galgamento associada a cada tempo de retorno.

A distribuição Beta foi a que melhor se ajustou aos dados, uma vez que essa é limitada à direita e à esquerda, e possui uma forma mais flexível; notou-se que à medida que os tempos de retorno iam mudando, a forma distributiva acompanhava as mudanças. A Figura 10 apresenta o histograma para o tempo de retorno de 100 anos com a curva teórica da distribuição Beta ajustada.

A justificativa para a mudança de forma das distribuições, para diferentes tempos de retorno, é que, à medida que o tempo de retorno aumenta, a diferença entre a altura da crista da barragem e a sobrelevação induzida diminui, trazendo o valor para mais próximo de zero. Como a distribuição Beta é definida no intervalo [0,1], no domínio de Z, a forma distributiva adapta-se de modo consoante.

Sendo assim calculou-se a confiabilidade ps e consequentemente a probabilidade de galgamento para os tempos de retorno de 100, 200, 500 e 1000 anos, com a função acumulada de probabilidades da distribuição Beta.

Para os tempos de retorno abaixo de 100 anos não houve sobrelevação e por isso a falha não foi computada.

Já para os tempos de retorno acima de 1000 anos, a probabilidade de galgamento apresentou-se muito alta, fazendo com que a barragem em estudo demonstrasse um grau de vulnerabilidade inaceitável.

Mas é de se ressaltar que há muitas incertezas para os períodos de retorno de maiores magnitudes, daí resultando a opção pela não publicação neste artigo das probabilidades de falha correspondentes a tempos de retorno de 5000 e 10000 anos.

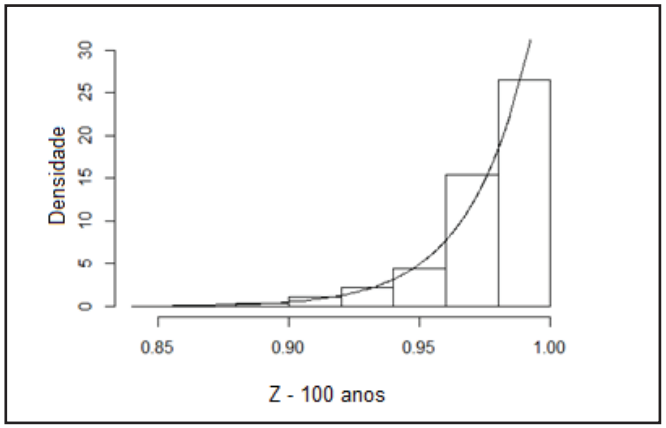


Figura 10 - Histograma com o ajuste da distribuição Beta para o período de retorno de 100 anos

Para os demais tempos de retorno, os resultados estão apresentados na Tabela 3. Os resultados se mostraram coerentes, porém com alguns valores elevados.

Um exemplo é dado pelo resultado para o tempo de retorno associado à vazão de dimensionamento do vertedouro,

da ordem de 1000 anos, a saber, uma probabilidade de falha de 0,17 %.

Tabela 3 - Probabilidades de galgamento associadas ao tempo de retorno

Probabilidade de galgamento	Tempo de retorno (anos)
4,42E-33	100
3,97E-11	200
2,66E-05	500
0,001666	1000

Inclusão da sobrelevação induzida pelo vento

Para incluir a sobrelevação provocada pela ação do vento sobre a barragem, foi necessário ajustar as velocidades do vento em km/h a uma distribuição de probabilidades. A distribuição que melhor se ajustou foi a Log-Normal de 2 parâmetros, escolhida por testes de aderência de Kolmogoro-Smirnov e do Qui-Quadrado.

As velocidades de vento foram utilizadas juntamente com o fetch efetivo para calcular as variáveis de sobrelevação das águas (zs) e altura da onda (zw) e definir a sobrelevação hw, que foi somada à parcela da sobrelevação das cheias.

Com o ajuste da Log-Normal para as velocidades máximas anuais do vento em km/h, trabalhou-se similarmente com as incertezas em cada tempo de retorno Tw, segundo a distribuição normal centrada no quantil, conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros da distribuição normal para cada quantil da velocidade do vento

T_w (anos)	50	100	200	500	1000
μ (km/h)	48,58	51,62	54,57	58,37	61,19
σ	4,24	4,80	5,34	6,05	6,58

A equação (10) foi novamente usada, porém com a sobrelevação constituída pela parcela da sobrelevação calculada com a propagação do reservatório e com a sobrelevação induzida pela ação do vento.

Similarmente ao processo anterior, a distribuição que melhor se ajustou à função de desempenho Z foi a Beta, como pode-se notar pela Figura 11, a qual apresenta o ajuste para a combinação de 200 anos de tempo de retorno para a cheia com 500 anos para o período de retorno para o vento. Os demais histogramas das outras combinações ajustaram-se de modo semelhante ao da Figura 11 e não estão aqui apresentados.

Com a função acumulada de probabilidades da distribuição Beta, utilizando-se do método da máxima verossimilhança para estimativa dos parâmetros, calculou-se a probabilidade de galgamento. A Tabela 5 apresenta tais probabilidades combinadas de tempo de retorno diferentes para as cheias (TR) e para os ventos (Tw).

Obviamente os galgamentos calculados com a combinação dos dois eventos em questão (cheias e ação do vento) foram maiores do que quando foram consideradas apenas as cheias.

As probabilidades de galgamento associadas aos maiores tempos de retorno apresentaram-se altas, sendo recomendável não trabalhar com o reservatório totalmente cheio em períodos chuvosos, pois há uma possibilidade significativa de ocorrer uma sequência de eventos indesejáveis que podem levar a estrutura ao overtopping.

Analogamente ao tratamento dado aos cálculos de galgamento devido às cheias, reportam-se aqui apenas os resultados até 1000 anos de tempo de retorno, dadas as incertezas para os tempos maiores e os altos valores de riscos, se comparados aos valores reportados na literatura.

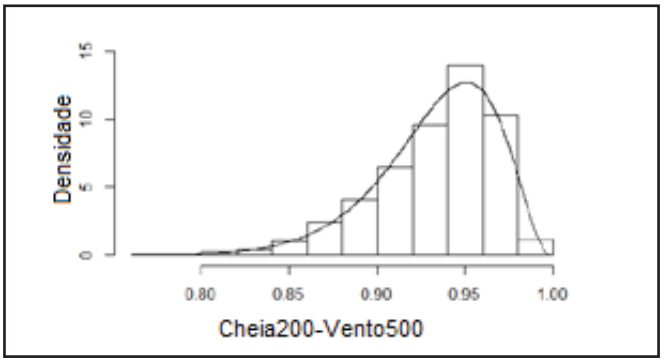


Figura 11 - Ajuste da distribuição Beta no histograma da combinação das cheias de 200 anos com o vento de 500 anos

Tabela 5 - Probabilidade de galgamento com a combinação dos tempos de retorno das cheias (TR) com os ventos (Tw)

	Vento Tw (anos)			
Cheia Tr (anos)	100	200	500	1000
100	5,27E-24	5,02E-21	5,12E-21	3,46E-18
200	5,57E-09	1,76E-08	2,97E-08	4,31E-08
500	3,75E-04	3,97E-04	3,97E-04	6,65E-04
1000	9,79E-03	1,09E-02	1,23E-02	1,37E-02

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio da simulação de Monte Carlo pode-se perceber que a barragem em questão apresentou um alto grau de vulnerabilidade, visto que a probabilidade de falha anual deste tipo de estrutura é de 2 x 10^{-5} apresentado por Baptista (2008). Isso poderia ser evitado com um redimensionamento do vertedouro ou mesmo com a criação de um volume de espera permanente durante a operação do reservatório na estação chuvosa, o que parece ser prática já posta em uso em operações recentes. Sendo assim, recomenda-se não trabalhar com o reservatório em seu nível máximo operativo, pois isso pode acarretar um risco à barragem, no sentido de que as estruturas descarregadoras

(vertedouro, válvulas de fundo) não serem capazes de descarregar o volume afluente, com a eventual ocorrência de sobrelevações importantes no reservatório, que podem resultar em galgamento.

A simulação de Monte Carlo aqui proposta pode ser utilizada não apenas no pré-dimensionamento, mas também na verificação da segurança de estruturas existentes ou até mesmo de estruturas que ainda serão implementadas. Um exemplo seria o dimensionamento de um vertedouro, via estimativa da PMF (Probable Maximum Flood) ou análise de frequência com o tempo de retorno de 10000 anos, verificando o valor do risco correspondente a esses hidrogramas hipotéticos de projeto. Se fosse constatado um valor inaceitável, a simulação permitiria a sugestão de um redimensionamento até a obtenção um valor de risco aceitável. Sendo assim o pré-dimensionamento levaria em consideração as incertezas e a vulnerabilidade da própria barragem.

Por se trabalhar em um tempo de retorno fixo, a simulação de Monte Carlo se mostrou mais completa do que outros métodos quantitativos, uma vez que permite que as incertezas presentes na análise de frequência de variáveis aleatórias sejam consideradas.

A inserção da componente vento na análise aumentou as frequências de galgamento, porém não foi fator decisivo e preocupante no estudo de caso em questão. Em outras regiões, onde as velocidades dos ventos são maiores, talvez seja mais determinante na análise de risco. Mas há que se ressaltar que as velocidades de vento são importantes quando se trata do dimensionamento da borda livre das barragens.

REFERÊNCIAS

ANG, A. H-S.; TANG, W. H. *Probability Concepts in Engineering Planning and Design*: Decision, Risk and Reliability. New York, 1990. 562 p. v. II

BAPTISTA, M. L .P. *Abordagens de riscos em barragens de aterro*. 2008. 570 f. Tese (Doutorado) - Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2008.

CALDEIRA, L. M. M. S. A*nálises de Riscos em Geotecnia:Aplicação a barragens de aterro.* 2005. 248 f. Tese (Doutorado) - Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2005.

CHAPRA, S.; CANALE, R. *Numerical Methods for Engineers*. 2. ed. New York: Mcgraw-Hill, 1988. 812 p.

CHOW, Ven Te; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. *Applied Hydrology*. United States Of America: Mcgraw-hill, 1988. 540 p.

CPRM. *Regionalização de Vazões Sub-Bacias 40 e 41*. Belo Horizonte: Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais, 2001. Relatório Final Volume IV

GOODARZI, E.; SHUI, L. T.; ZIAEI, M. Risk and uncertainty analysis for dam overtopping- Case study: The Doroudzan Dam, Iran. *Journal Of Hydro-environment Research*, Atlanta, p. 1-12, 2013.

HARTFORD, D. N. D.; BAECHER G. B. R*isk and uncertainty in dam safety* – CEA Technologies Dam Safety Interest Group., Londres, Inglaterra: Thomas Telford Publishing, 2004. 391p.

MARCELINO, J. *Projecto, construção e exploração de pequenas barragens de aterro.* Lisboa: LNEC, 2007. 101 p.

NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. A. *Hidrologia Estatística.* Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

REIS, A. A. *Estudo Comparativo, Aplicação e Definição de Metodologias apropriadas para a determinação da vazão ecológica na bacia do Rio Pará, em Minas Gerais*. 2007. 191 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

SALAS, J.; HEO, J. H.; LEE, D. J.; BURLANDO, P. Quantifying the Uncertainty of Return Period and Risk in Hydrologic Design. *Journal Of Hydrologic Engineering*, ASCE. Colorado, p. 518-526, maio 2013.

SAVILLE T. *The effect of fetch width on wave generation*. Technical Memorandum nº 70. Beach Erosion Board Corps of Engineers, 1954.

 ENTÜRK, F. *Hydraulics of Dams and Reservoirs*. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1994. 788 p.

TUNG, Yeou-koung; YEN, Ben-chie; MELCHING, Charles. *Hydrosistems Engineering Reliability Assessment and Risk Analysis*. New York: Mcgraw-hill, 2006. 514 p.

USBR - UNITED STATES BUREAU OF RECLAMATION. *Freeboard Criteria and Guidelines for Computing Freeboard allowances for storage dams*. Denver: United States Department of the Interior, 1981. 63 p.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 731 - 740

Fluxos de água no consórcio milho-pastagem na microbacia hidrográfica do Rio Mundaú, Pernambuco

Water fluxes in maize-brachiaria intercropping in the catchment of Rio Mundaú in Pernambuco State, Brazil

Cássia Bezerra Machado[1]; José Romualdo de Sousa Lima[2]; Antonio Celso Dantas Antonino[3]; Edevaldo Muguel Alves[4]; Eduardo Soares de Souza[5]; Apolo Alves Ribeiro[6] e Francis Henrique Tenório Firmino[7]

[1, 2, 6, 7] Unidade Acadêmica de Garanhuns/Universidade Federal Rural de Pernambuco, Garanhuns, PE.Brasil
cassiamachado@hotmail.com; romualdo@uag.ufrpe.br; apolo_alves@hotmail.com; francis-henrique@hotmail.com

[3, 4] Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE. Brasil
acda@ufpe.br; edevaldofisica@gmail.com

[5] Unidade Acadêmica de Serra Talhada/Universidade Federal Rural de Pernambuco, Serra Talhada, PE. Brasil
eduardosouza@uast.ufrpe.br
Recebido: 26/06/14 - Revisado: 02/09/14 - Aceito: 23/02/15

RESUMO

No contexto das mudanças climáticas globais, estudos que determinem a evapotranspiração (ET) de culturas agrícolas epastagens são de suma importância para se prever como essas mudanças afetarão o ciclo hidrológico. Muitos estudos têm medido a ET de pastagens, no entanto são escassos os trabalhos que mediram a ET e os outros componentes do balanço hídrico em pastagem consorciada com milho. Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo determinar os componentes do balanço hídrico (ET,variação do armazenamento de água no solo, drenagem profunda, ascensão capilar e precipitação pluvial)de uma área cultivada no consórcio milho-pastagem, em condições de sequeiro na bacia hidrográfica do Rio Mundaú, Pernambuco. O experimento foi realizado na Fazenda Riacho do Papagaio, em São João (8º 52' 30" S, 36º 22' 00" O e 705 m), durante o período de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2013. Para a determinação dos componentes do balanço hídrico foram instalados sensores para medir a umidade volumétrica do solo nas profundidades de 0,10; 0,20; 0,30 e 0,40 m e um pluviógrafo. Além disso, foram realizados ensaios de infiltração, para determinação da condutividade hidráulica saturada do solo, bem como determinação da curva de retenção da água no solo, em laboratório. Também foi determinada a evapotranspiração de referência (ETo), pelo método de Penman-Monteith.Observou-seque os períodos com elevadas pluviosidades resultaram em maior armazenamento de água no solo e em maiores valores de ET.A ET durante todo o período experimental foi a principal saída de água do sistema, com valor total de 406,8 mm e médio de 1,1 mm d^{-1}. Os valores médios de ET para o solo nu, consórcio milho-braquiária e braquiária solteira foram, respectivamente, 0,8; 1,5 e 1,1 mm d^{-1}. O consórcio milho-pastagem-sofreu estresse hídrico, em quase todo período experimental, tendo em vista os valores da relação ET/ET o serem inferiores a 1.O período mais propício ao desenvolvimento de forragens (milho e braquiária) na região é de abril a agosto.

Palavras Chave: *Mudanças climáticas. Evapotranspiração. Balanço hídrico*

ABSTRACT

In the context of world climate changes, the quantification of evapotranspiration (ET) of crops and grasslands is extremely important to anticipate how these changes will affect the hydrological cycle. Many researches were made to measurement of ET ongrasslands; however, there are few researches that measured ET and another soil water balance components in maize-pasture intercropping. The objective of this study was to assess the soil water balance components (soil water storage variations, drainage, capillary rise and evapotranspiration) of the maize-pasture intercropping under rainfed in the catchment Rio Mundaú, Pernambuco State.The study was carried out in an experimental area located at the "Riacho do Papagaio" farm(8º 52' 30" S, 36º 22' 00" Wand 705 m), county of São João, from 01/01/2013 to 31/12/2013. TDR probes to measure the soil water content were installed at depths of 0.10, 0.20, 0.30 and 0.40 m. Rainfall was monitored with rain gauge installed on a tower at the center of the area. For the determination of drainage and capillary rise, infiltration tests were performed in field to obtain the saturated hydraulic conductivity. The soil water retention curve was determined in laboratory. The ETo was obtained by the Penman-Monteith method. It was observed that substantial soil water storage and ET values occurred in the high rainfall periods. The ET throughout the experimental period was the main water outlet of system with a total value of 406.8 mm and average of 1.1 mm d^{-1}.The mean values of ET for periods with bare soil, maize-pasture intercropping and pasture alone were 0.8, 1.5 and 1.1 mm d^{-1}, respectively. The maize-pasture intercropping must have suffered water stress, in almost all experimental period, due the values of the ratio ET/ETo being lower than the 1. The best period for the development of the forages (grasslands and maize) in the region is from april to august.

Keywords: *Climate change. Evapotranspiration. Soil water balance*

INTRODUÇÃO

No Brasil, a região que é mais exposta aos riscos da variabilidade climática e a uma possível "aridização" e subsequente desertificação devido às mudanças climáticas é o Nordeste (SALAZAR et al., 2007). No Nordeste Brasileiro, região caracterizada em sua maior parte como semiárida, com grande variabilidade espacial e temporal das precipitações e elevada taxa de evaporação, estudos sugerem que as ações antrópicas e as mudanças climáticas globais agiriam, conjuntamente, para levar o sistema climático a um estado de equilíbrio mais seco que o atual, com efeitos sérios no balanço hidrológico e de nutrientes em ambientes naturais (OYAMA; NOBRE, 2004).

Na região semiárida, a maioria dos cenários de mudanças climáticas, com aumento da temperatura, sinaliza para o aumento da evaporação nos corpos d'água e, consequentemente, redução do volume neles escoado; redução da recarga dos aquíferos em até 70% até o ano 2050 e, portanto, da realimentação da vazão dos rios; concentração do período chuvoso em ainda menor espaço de tempo e com redução da precipitação (cenário pessimista: aumento da temperatura de 2 a 4ºC e 15% a 20% a menos de chuva; cenário otimista: 1 a 3ºC mais quente, 10% a 15% de redução de chuva); tendência de "aridização" da região, com a substituição da caatinga por vegetação mais típica de regiões áridas, como as cactáceas (CIRILO, 2008).

As evidências de mudanças climáticas globais já estão bem documentadas na literatura, com aumentos de longo prazo observados na temperatura média do ar (JONES; MOBERG, 2003) e na concentração de CO2 atmosférico (KEELING et al., 1996). Contudo, ainda existem dúvidas relacionadas com as mudanças climáticas. Uma dessas é se a evapotranspiração (ET) está aumentando ou diminuindo (RYU et al., 2008).

Dentro do escopo das mudanças climáticas globais, estudos que determinem a evapotranspiração (ET) de culturas agrícolas e pastagens são de suma importância para se prever como essas mudanças afetarão o ciclo hidrológico, uma vez que a ET representa a principal saída de água de bacias hidrográficas.

Além disso, a quantificação dos principais componentes do balanço hídrico, entre eles a ET, é essencial para se planejar a utilização dos recursos hídricos de uma determinada área, por exemplo: utilização de água para irrigação.

Desse modo, devido a essa importância da ET, existem vários métodos de se determiná-la, sendo os dos balanços de água (balanço hídrico) e de energia uns dos mais utilizados (OLIVEIRA et al., 2010; LIMA et al., 2011; WARD et al., 2012; SILVA et al., 2013;GOMES et al., 2013; LIMA et al., 2013a; LIMA et al., 2013b, SOARES et al., 2013; SOUZA et al., 2013; MOREIRA et al., 2014).

As pastagens fornecem uma oportunidade especial de estudar a fisiologia do ecossistema em resposta às mudanças ambientais, pois esse ecossistema, em particular, mostra respostas assimétricas muito grandes à variação anual da precipitação pluvial e esse tipo de cobertura vegetal engloba aproximadamente 32% de toda vegetação natural do globo terrestre (PARTON et al., 1995). A atual área de pastagem no Brasil é de 151 milhões de hectares, o que corresponde a aproximadamente 17,8% do território (DIEESE, 2011). No estado de Pernambuco, a área ocupada com pastagens é de 2,5 milhões de ha e representava 26% da área do estado em 2006 (IBGE, 2014).

Devido a importância da ET, bem como das pastagens, Silva et al. (2014) quantificaram os componentes do balanço hídrico em pastagens e encontraram que a ET teve um valor médio de 1,2 mm d-1. Além desses autores, outros quantificaram a ET de pastagens em várias áreas do mundo (RYU et al., 2008; MEIRELLES et al., 2011; KRISHNAN et al., 2012). No entanto, pesquisas que mediram os componentes do balanço hídrico em consórcio de milho-pastagens são escassas e nenhuma foi feita para a região nordeste do Brasil.

Desse modo, o presente trabalho teve como objetivo determinar os componentes do balanço hídrico no solo (evapotranspiração, variação do armazenamento de água no solo, drenagem profunda, ascensão capilar, precipitação pluvial) no consórcio milho-pastagem, em condições de sequeiro na bacia hidrográfica do Rio Mundaú, Pernambuco.

MATERIAL E MÉTODOS

Localização, clima e solo da área experimental

As medidas para a realização do balanço hídrico foram efetuadas em uma área 16 ha cultivada no sistema de consórcio milho-braquiária, localizada na fazenda Riacho do Papagaio, no município de São João, na mesorregião do Agreste Meridional do Estado de Pernambuco (8o52' 30" S e 36º 22' 00" O, com altitude de 705 m), bacia hidrográfica do Rio Mundaú.

A bacia do Rio Mundaú possui uma área total de 4457,87 km2, com perímetro de 382,68 km, estando localizada nos estados de Alagoas (45%) e Pernambuco (55%). A maior parte da bacia está ocupada pela agropecuária, e pequenas partes por florestas, vegetação secundária, água. Ela tem como principais rios o Mundaú, Canhoto, Inhaúma e Satuba (MARCUZZO et al., 2011).A área de drenagem da bacia em Pernambuco envolve 15 municípios. Dentre estes, 4 municípios estão inseridos em sua totalidade, quais sejam Angelim, Correntes, Palmerina e São João (APAC, 2015).

O clima predominante na região, segundo a classificação de Köppen, é o As, que equivale a um clima tropical chuvoso, com verão seco (BORGES JÚNIOR et al., 2012). De acordo com dados da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC, 2014), a precipitação pluvial anual média é de 782 mm, sendo o quadrimestre mais chuvoso constituído dos meses de maio a agosto. O solo da área é classificado como Neossolo Regolítico eutrófico típico (SANTOS et al., 2012).

Em 2012 ocorreu uma das piores secas registradas nos últimos 50 anos na região, e assim, ocorreu destruição da pastagem que havia na área, a qual tinha sido implantada em 2000. Para a recuperação dessa pastagem, o produtor efetuou o plantio de milho (Zeamays) em consócio com a pastagem de braquiária (Brachiariadecumbens Stapf.) em 12 de junho de 2013. O espaçamento do cultivo do milho foi de 1,0 m entre linhas e com sete (07) sementes por metro linear. Entre as linhas da cultura do milho foram implantadas duas linhas de braquiária. A Figura 1 mostra a disposição do consórcio milho-braquiária.



Figura 1 – Layout experimental do consórcio milho-braquiária

O objetivo do produtor rural em se fazer o plantio do milho conjuntamente com a braquiária foi fornecer silagem de milho para os animais da propriedade, além de recuperar a pastagem. Esse sistema de recuperação de pastagem vem sendo usado pelos produtores da região e é conhecido como Santa Fé.

Coleta de amostras, instrumentação e medição dos componentes do balanço hídrico

Foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo nas profundidades de 0,0-0,20; 0,20-0,40; e 0,40-0,60 m. Essas amostras foram retiradas de três perfis e de cada camada foram coletadas três amostras.

Nas amostras deformadas, foi determinada a textura do solo, pelo método do densímetro (EMBRAPA, 1997). Nas amostras indeformadas determinou-se a densidade do solo, utilizando-se o amostrador de Uhland, com anéis de PVC com 0,05 m de altura e 0,05 m de diâmetro, conforme EMBRAPA (1997). A porosidade total foi obtida pela relação entre densidade do solo e densidade de partículas (2.650 kg m^{-3}).

Os dados dessa caracterização física do solo são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Análise granulométrica, densidade do solo (Ds) e porosidade total (PT) do Neossolo Regolítico

Camada	Areia	Silte	Argila	Ds	PT
m	----------	g kg^{-1}	----------	kg m^{-3}	m^3 m^{-3}
0-0,20	876,5	88,2	35,3	1.530	0,423
0,20-0,40	816,5	120,2	63,3	1.450	0,453
0,40-0,60	764,1	162,1	73,8	1.400	0,472

O estudo dos componentes do balanço hídrico foi realizado no período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2013, totalizando 365 dias, o qual foi dividido em 12 subperíodos mensais. Esse período de monitoramento compreendeu o solo sem cultivo (janeiro a junho), cultivado com milho e braquiária (junho a setembro) e somente braquiária (setembro a dezembro).

O balanço hídrico em determinado volume de solo, num certo período de tempo (LIBARDI, 2000), é descrito pela equação (1):

$$\Delta A = P + I \pm Q - ES - ET \quad (1)$$

sendo ΔA a variação de armazenamento de água no solo; P a precipitação; I a irrigação; Q o fluxo total de drenagem (-Q) ou ascensão capilar (+Q); R o escoamento superficial; e ET a evapotranspiração, todos expressos em mm. Conhecendo-se todos os componentes do balanço hídrico, a ET é obtida como termo residual da equação (1).

Nas condições experimentais de campo, o fator irrigação (I) foi nulo, pois o trabalho se realizou em condições de sequeiro. Considerou-se que não ocorreu escoamento superficial de água, em razão de o solo ter declividade inferior a 5% e elevada drenagem (BRITO et al., 2009; SILVA et al., 2014). A precipitação pluvial foi monitorada por meio de um pluviógrafo automatizado (modelo TE 525WS-L, Texas Electronics, USA), instalado numa torre no centro da área. A precisão do pluviógrafo é de 1% e as leituras foram feitas a cada minuto, com o valor total de cada 30 minutos armazenados num sistema de aquisição de dados (modelo CR1000, Campbell Scientific Inc., USA).

A variação no armazenamento de água no perfil de solo (ΔA) foi determinada pela diferença dos valores do armazenamento de água do perfil nos tempos inicial (Ai) e final (Af) de cada período considerado, sendo expressa pela seguinte equação: sendo L a profundidade e θf e θi as umidades volumétricas final e inicial, respectivamente.

$$\Delta A = [\theta_f - \theta_i]L = A_f - A_i \quad (2)$$

Foi utilizada a regra do trapézio (LIBARDI, 2000) para calcular o armazenamento acumulado de água no solo, considerando-se que as medidas foram realizadas em intervalos igualmente espaçados, desde a superfície (z = 0) até a profundidade de interesse (z = L = 0,30 m).

Para as determinações da umidade volumétrica do solo (θ m^3 m^{-3}), foram instalados sensores automatizados tipo TDR (modelo CS 616 da Campbell Scientific Inc., USA) nas profundidades de 0,10; 0,20; 0,30 e 0,40 m. As leituras foram realizadas a cada minuto com o valor de cada 30 min armazenados num sistema de aquisição de dados (modelo CR1000, Campbell Scientific Inc., USA). Foi usada a equação de calibração do fabricante, pois Lima et al. (2006a), ao compararem a umidade volumétrica medida com esses sensores, com medidas gravimétrica e de sonda de nêutrons, não encontraram diferença estatística entre os valores de umidade do solo.

O fluxo total de água (Q), ou seja, as perdas por drenagem (-Q) ou os ganhos por ascensão capilar (+Q), de água da zona radicular por meio do limite inferior do volume de solo estudado (z = 0,30 m), respectivamente, foram determinados a partir da equação (3), de acordo com Silva et al. (2014):

$$\int_0^t q dt = q \int_0^t dt = q(t-0) = q\Delta t \quad (3)$$

sendo q (mm d^{-1}) a densidade de fluxo de água no limite inferior do volume de solo delimitado pela zona radicular e dt o intervalo de tempo de estudo do balanço hídrico. As densidades de fluxo q foram estimadas com base na equação de Darcy-Buckingham:

$$q = -K(\theta)\frac{\Delta \varphi t}{\Delta z} \quad (4)$$

sendo K(θ) (mm d^{-1}) a condutividade hidráulica não saturada e $\Delta\psi t/\Delta z$ o gradiente de potencial total em z = 0,30 m.

O gradiente de potencial total foi calculado com os valores obtidos nas profundidades de 0,20 e 0,40 m. O potencial total (ψt) foi igual ao potencial matricial (h) mais o potencial gravitacional (ψg, que corresponde a profundidade).

O potencial matricial, na escala diária, foi obtido por meio da equação de van Genuchten (1980), utilizando-se os dados da curva de retenção e da umidade volumétrica do solo (também obtidos diariamente por meio dos sensores TDR), para as profundidades de 0,10; 0,20; 0,30; e 0,40 m. A curva de retenção de cada profundidade foi obtida em laboratório, usando-se Extrator de Richards nas pressões de 0,01; 0,033; 0,1; 0,3; 0,5; 0,7 e 1,5 MPa. Posteriormente, esses dados foram ajustados à equação de van Genuchten (1980):

$$\theta(h) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r)[1 + |\alpha h|^n]^{-m} \quad (5)$$

com a hipótese de Burdine (1953):

$$m = 1 - \frac{2}{n} \quad (6)$$

Sendo θs a umidade volumétrica saturada do solo, m^3 m-3;θr a umidade volumétrica residual do solo, m^3 m^{-3}; α o inverso da pressão de borbulhamento a partir da qual a água começa a ser drenada do solo previamente saturado, cm^{-1}, e n e m são parâmetros de ajuste da equação.

O parâmetro θs foi obtido por pesagem direta da amostra, após saturação. Os parâmetros α e n foram obtidos por meio da rotina Solver da planilha eletrônica Excel. O parâmetro θr foi igual a 0,0, de acordo com procedimento adotado em Antonino et al. (2005).

A condutividade hidráulica do solo não saturado, K(θ), foi obtida por meio da equação de Brooks e Corey (1964):

$$IAF = \frac{AF}{AS} \quad (7)$$

sendo Ks (mm d-1) a condutividade hidráulica saturada do solo e η um parâmetro de ajuste da equação.

A Ks foi obtida por meio de ensaios de infiltração, com infiltrômetro de anel simples com 15 cm de diâmetro, nas profundidades de 0,20 e 0,40 m, utilizando-se o método proposto por Haverkamp et al. (1994).

Os valores dos parâmetros das equações de van Genuchten (1980), para a curva de retenção (Equação 5) e de Brooks e Corey (1964), para a curva de condutividade hidráulica (Equação 7), estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores dos parâmetros das curvas de retenção da água no solo [θ(h)] e da condutividade hidráulica [K(θ)] nas profundidades 0,20 e 0,40 m

Camada	n	α	θs	η	Ks
m		m^{-1}	m^3 m^{-3}		mm d^{-1}
0-0,20	2,29	0,012	0,299	9,97	984,1
0,20-0,40	2,27	0,110	0,326	10,63	628,6

Medição da biomassa e do índice de área foliar

Para a medição da biomassa do milho e da braquiária foram jogados aleatoriamente na área quadrados metálicos (05 repetições) de 01 m^2 e coletado o material vegetal acima do solo, os quais foram acondicionados e devidamente pesados. Após, foram colocados para secar em estufa de circulação forçada de ar por 72 horas, a 65°C e posteriormente a matéria seca foi pesada.

Do material que foi colhido na área de 01 m^2 foi determinada sua área foliar por meio de um analisador automático de área foliar e após foi determinado o índice de área foliar (IAF), por meio da equação (7):

$$IAF = \frac{AF}{AS} \quad (7)$$

sendo AF a área foliar total das plantas, m2 e AS a área superficial de solo, m^2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação diária da precipitação pluvial e da umidade volumétrica nas camadas de 0,0-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m durante o período de01/01 a 31/12/2013 é apresentada na Figura 2.

Observa-se que a precipitação pluvial apresentou valores mais frequentes durante o período de abril a setembro (que incluiu o período do consórcio), sendo que nos meses de outubro a dezembro (período de braquiária solteira) também ocorreram precipitações, mas sem a mesma frequência. Observa-se também que de janeiro a março (período de solo nu) praticamente não ocorreram precipitações. De acordo com Silva et al. (2010), que estudaram a variabilidade pluviométrica na bacia do Rio Mundaú, o período mais seco é de setembro a dezembro e o mais chuvoso de março a agosto, corroborando os resultados dessa pesquisa.

A distribuição da precipitação para o ano de 2013 segue o padrão normalmente encontrado para a região. No entanto, em relação ao total precipitado durante o ano de 2013 (416,1 mm), verifica-se que o mesmo correspondeu a apenas 53,2% do valor da média histórica, que segundo a APAC (2014) é de782 mm.

A precipitação pluvial atingiu seu maior valor (28,0 mm) nos dias 28/04 e 17/12/2013. No período do experimento ocorreram mais quatro dias que se destacam com valores de precipitação pluvial acima de 10 mm: 19/04/2013, com 12,9 mm; 02/07/2013, com 21,7 mm; 11/10/2013, com 13,9 mm e 02/11/2013, com 17,0mm.

Observa-se, ainda na Figura 2, que a umidade volumétrica do solo seguiu as variações de precipitação pluvial, aumentando ou diminuindo os valores de umidade em razão da presença ou ausência de precipitação. As camadas mais superficiais (0-0,10 e 0,10-0,20 m) possuem maiores variações nos valores de umidade volumétrica, quando comparadas às camadas mais profundas (0,20-0,30 e 0,30-0,40 m), sendo que as camadas 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m possuem valores mais elevados de umidade volumétrica. Esses maiores valores de umidade nas

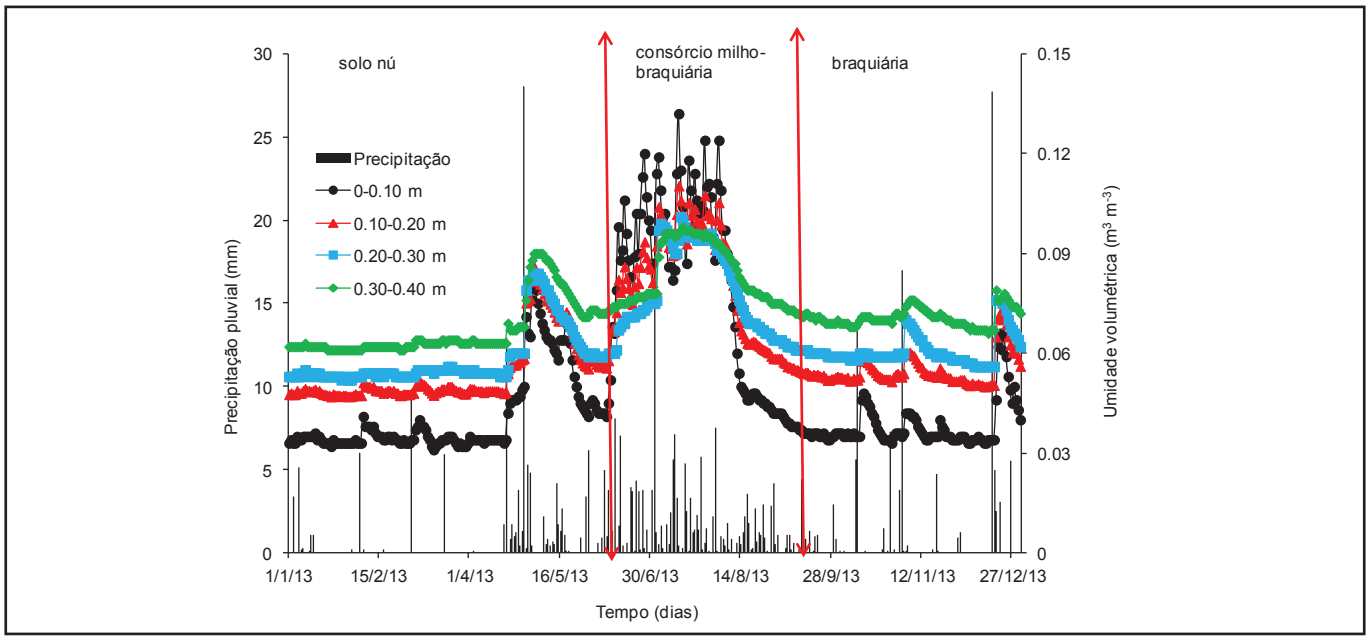


Figura 2 – Precipitação pluvial e umidade volumétrica do solo durante o período de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2013, em São João-PE

camadas mais profundas podem ser devido a menor densidade do solo e maior porosidade total, bem como ao maior teor de argila (Tabela 1).

Além disso, de acordo com Silva et al. (2014),a atuação conjunta dos componentes atmosféricos e do sistema radicular da pastagem, concentrando nas camadas mais superficiais do solo, é responsável pela retirada de água dele, assim explicando a maior variação dos valores de umidade volumétrica nas camadas mais superficiais, principalmente na camada de 0,0-0,10 m. Entretanto, nessas camadas a recarga hídrica acontece também de forma mais efetiva. Cruz et al. (2005) verificaram que na estação mais chuvosa as camadas mais superficiais do solo contribuíram com mais de 70% da água evapotranspirada.

Por serem gramíneas, tanto a braquiária quanto o milho têm a maior densidade de suas raízes nas camadas mais superficiais do solo, fazendo com que ocorra maior absorção de água nessas camadas. Silva et al. (2014) realizaram experimento com braquiária e encontraram que mais de 90% do sistema radicular da braquiária se localizou na camada de 0-0,20 m.

Tabela 3 – Biomassa e índice de área foliar (IAF) do milho e da braquiária durante o período experimental

Data	Biomassa kgha-1		IAF	
	milho	braquiária	milho	braquiária
06/07/2013	198,2		0,27	
25/07/2013	2.087,6		1,81	
30/07/2013	2.969,5	135,1	2,59	0,05
06/08/2013	3.851,4	287,6	2,24	0,06
23/08/2013	3.598,0	632,5	1,40	0,15
06/09/2013	3.141,7	1.992,0	0,62	0,39
13/09/2013	2.999,1	2.922,2	0,57	0,51
02/11/2013		2.037,2		0,60
22/11/2013		1.797,9		0,63
12/12/2013		1.503,3		0,68

Na Tabela 3 são apresentados os valores de biomassa e do índice de área foliar (IAF) do milho e da braquiária durante o período experimental.

Ocorreram sete coletas para a biomassa e IAF do milho e oito coletas para a biomassa e IAF da braquiária, sendo que as coletas de braquiária somente começaram em 30/07/2013 e a do milho em 06/07/2013. Isso ocorreu porque o milho foi plantado junto com a braquiária e o mesmo emerge e se desenvolve mais rápido que a braquiária.

Observa-se que a biomassa do milho teve seu maior valor (3.851,4 kgha-1) no dia 06/08/2013 e a braquiária (2.922,2 kgha-1) em 13/09/2013. Observa-se, também, que a biomassa do milho começa com menores valores, chega ao seu máximo e depois diminui, devido à senescência da cultura, sendo que o mesmo ocorre em relação à braquiária. No entanto, essa diminuição da biomassa da braquiária em novembro e dezembro deve ter ocorrido em função da redução da pluviosidade e umidade do solo (Figura 2).

Jongen et al.(2011) encontraram uma variação sazonal da biomassa de pastagens na região mediterrânea em Portugal, devido a variabilidade da precipitação pluvial. Do mesmo modo, Gondim et al. (2015), em estudo dos componentes do balanço de energia e evapotranspiração em pastagem de braquiária, também encontraram essa sazonalidade dos valores de biomassa, em função da precipitação pluvial.

Em relação ao índice de área foliar (IAF), observa-se que o maior valor foi obtido na cultura do milho, em 30/07/2013, com 2,59, o que é esperado, já que o milho é uma planta de maior porte quando comparado com a braquiária. Já a braquiária obteve o seu maior IAF no dia 12/12/2013, com 0,68 durante o período em que estava no cultivo solteiro (Tabela 3).

Valores similares de IAF foram encontrados por Jamiyansharav et al. (2011)em pastagens nos Estados Unidos.

A evolução dos componentes do balanço hídrico durante o período de 01/01 a 31/12/2013 é apresentada na Tabela 4. A camada de solo em que foi realizado o balanço hídrico foi de 0-0,30 m, que, de acordo com Silva et al. (2014), corresponde à profundidade efetiva do sistema radicular da braquiária e do milho.

Tabela 4 – Componentes do balanço hídrico em solo nu (01/01 a 30/06/2013), no consórcio milho-braquiária (01/07 a 30/09/2013) e em braquiária (01/10 a 31/12/2013)

Subperíodo	Dias	P	ΔA	Q	ET
		----------mm----------			
01/01 a 31/01	31	11,3	-0,6	0,0	11,9
01/02 a 28/02	28	6,6	0,4	0,0	6,2
01/03 a 31/03	31	15,2	0,8	-0,1	14,3
01/04 a 30/04	30	58,5	12,1	-0,1	46,3
01/05 a 31/05	31	32,0	-8,7	-0,5	40,2
01/06 a 30/06	30	54,7	12,2	-0,3	42,2
01/07 a 31/07	31	78,4	3,7	-3,4	71,3
01/08 a 31/08	31	41,0	-15,3	-0,8	55,5
01/09 a 30/09	30	17,0	-2,5	-0,1	19,4
01/10 a 31/10	31	29,1	0,7	-0,1	28,3
01/11 a 30/11	30	27,3	-1,2	-0,1	28,4
01/12 a 31/12	31	45,0	2,0	-0,2	42,8
Total		**416,1**	**3,6**	**-5,7**	**406,8**

P, precipitação pluvial; ΔA, variação do armazenamento de água no solo; Q, fluxo de água no solo (valores negativos indicam drenagem e positivos, ascensão capilar); e ET, evapotranspiração.

Observa-se que a precipitação (P) teve seus maiores valores nos subperíodos de abril a agosto e os menores de janeiro a abril. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Silva et al. (2009), que estudaram o IAC (Índice de Anomalia de Chuva) na região do Alto Mundaú (o município de São João se encontra nessa região).

AΔA (variação do armazenamento de água no solo) acompanhou as variações da precipitação pluvial, sendo seu valor total em todo período analisado de 3,6mm. AΔA apresentou uma oscilação de -15,3 a +12,2 mm, o que evidencia que em determinados períodos ocorreu perda de água, isto é, as perdas por drenagem (-Q) e seu consumo pela cultura mais a evaporação da água diretamente da superfície do solo (ET) foi superior à quantidade fornecida pela precipitação (P), e em outros períodos ocorreu ganho de água. AΔA corresponde ao saldo de água no solo, se no intervalo de tempo considerado as entradas (precipitação e ascensão capilar) de água no volume de solo forem maiores que as saídas (evapotranspiração e drenagem) a ΔA será positiva (isto ocorreu em 07 subperíodos), caso contrário será negativa (isto ocorreu em 05 subperíodos).

Esse comportamento do ΔA é o esperado, uma vez que com maior volume de chuvas deve ocorrer uma ΔA positiva e, caso contrário, negativa. Vários autores (GOMES et al., 2013; LIMA et al., 2013a; SILVA et al., 2014), que usaram a metodologia do balanço hídrico no solo, encontraram resultados semelhantes.

Em relação ao fluxo de água no limite inferior do volume de solo (Q), quer seja drenagem (-Q) ou ascensão capilar (+Q), observou-se que ocorreu somente drenagem e que esse também seguiu as variações da precipitação pluvial, com maior drenagem nos períodos de maior precipitação. O maior evento de drenagem ocorreu no subperíodo 07 (01/07/2013 a 31/07/2013) com -3,4 mm; o valor total de drenagem no período experimental foi de apenas -5,7 mm, o que representa 1,4% de toda a água fornecida via precipitação pluvial.

Esse resultado do fluxo de água no limite inferior do volume de solo (Q) foi bem abaixo do encontrado por Silva et al. (2014). No entanto, outros autores usando o método do balanço hídrico, como Lima et al. (2006b) e Souza et al. (2013), também encontraram baixos valores de drenagem. De acordo com Allen et al. (2011), o termo drenagem e/ou ascensão capilar é um dos de mais difícil medição e uma das principais fontes de erro, quando se determina a ET pelo método do balanço hídrico.

Observou-se que os maiores valores de evapotranspiração (ET), ocorreram nos subperíodos de maiores eventos de precipitação pluvial (abril a agosto). Verificou-se também que o subperíodo 7 (01/07/2013 a 31/07/2013) com 71,3 mm obteve o maior valor; entretanto, o menor valor de ET foi observado no subperíodo 2 (01/02/2013 a 28/02/2013), com 6,2 mm. Essa diferença pode ser explicada pelo fato de que no subperíodo 7 ocorreu o maior valor de precipitação pluvial (78,4 mm), enquanto no subperíodo 2 só ocorreram 6,6 mm de precipitação.

Durante o período analisado (01/01/2013 a 31/12/2013) a ET total foi de 406,8 mm, sendo que esse valor está abaixo do encontrado por Gondim et al. (2015), que mediram a ET de pastagem na mesma área de estudo e encontraram um valor total de 543,8 mm, durante o período de 01/01/2011 a 31/12/2011. A diferença nos valores de ET pode ser devido à quantidade de precipitação, uma vez que no trabalho de Gondim et al. (2015) a precipitação total foi 523,7 mm, enquanto nesta pesquisa choveu 416,1 mm (Tabela 4).

De acordo com Prevedello et al. (2007), a adição de água ao sistema tem importante efeito no armazenamento de água no solo, contribuindo diretamente para o aumento da ET.

Na Figura 3 são apresentados os valores médios diários da precipitação pluvial (P), da evapotranspiração (ET), da evapotranspiração de referência (ETo), além dos valores da relação ET/ETo, durante os 12 meses avaliados.

Verificou-se que existe uma relação direta entre precipitação pluvial (P) e evapotranspiração diária (ET), com os maiores valores de ET ocorrendo nos períodos de maior disponibilidade hídrica; por exemplo, no subperíodo 7 (mês de julho de 2013), a ET foi de 2,3 mm d^{-1} e a precipitação foi de 2,5 mm d^{-1}. Fazendo-se uma análise de regressão linear entre a P e a ET foi obtido um R2 de 0,88; ou seja, para as condições em que a pesquisa foi realizada pode-se estimar a ET diária por meio da precipitação diária com uma confiança de 88%.

Observa-se, ainda, que a ET variou de 0,2 a 2,3 mm d^{-1}, com valor médio de 1,1 mm d^{-1}. Esse valor médio está muito próximo do encontrado por Silva et al. (2014) para braquiária solteira cultivada na mesma área experimental, que foi de 1,2 mm d^{-1}. No entanto, está abaixo de outros valores encontrados para braquiária solteira (MEIRELLES et al., 2011; KRISHNAN et al., 2012), milho consorciado com mucuna (SOUZA et al., 2012) e milho solteiro (LI et al., 2008).

Deve-se ressaltar que os valores de ET para o consórcio milho-pastagem ocorreram no período de junho a setembro,

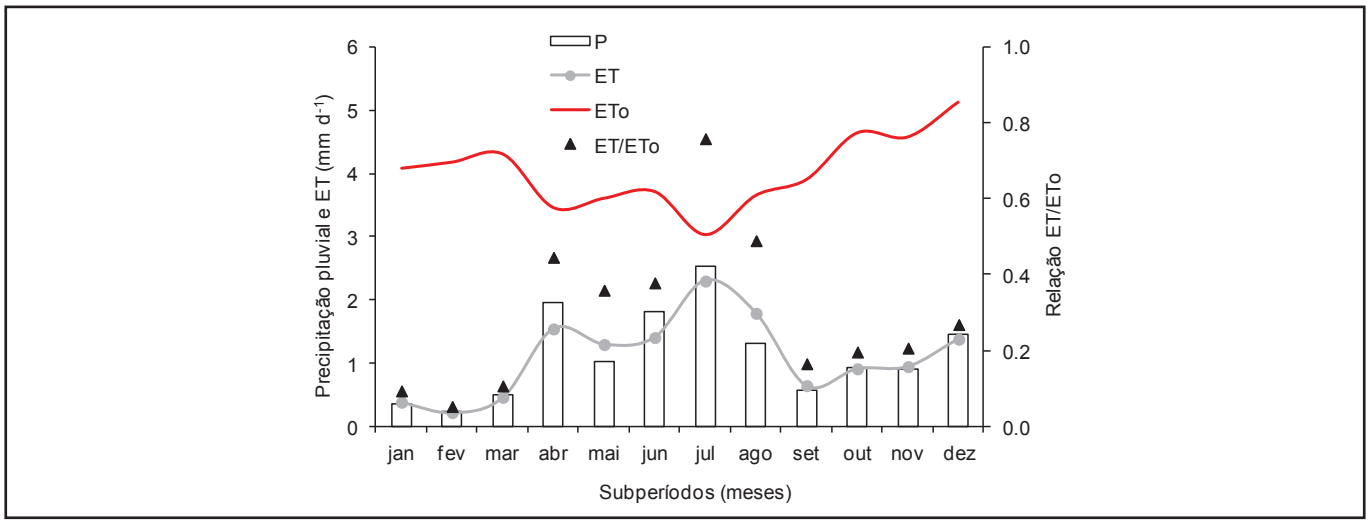


Figura 3 – Precipitação pluvial (P), evapotranspiração real (ET) e de referência (ETo) e razão ET/ETo durante o período de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2013, em São João-PE

quando o milho e a braquiária estavam concomitantemente na área. De janeiro a junho o solo estava nu e de setembro a dezembro apenas com braquiária. Desse modo, os valores médios de ET para o solo nu, consórcio milho-braquiária e braquiária solteira foram, respectivamente, 0,8; 1,5 e 1,1 mm d^{-1}.

Em relação à evapotranspiração de referência (ETo) foi observado que os valores mais baixos (inferiores a 4,0 mm d^{-1}) ocorreram nos meses de maio a agosto; e os maiores valores (acima de 4,0 mm d^{-1}) ocorreram nos outros meses. Assim, observa-se que existe uma relação inversa entre precipitação e ETo, uma vez que nos períodos mais chuvosos a ETo foi menor e vice-versa. De acordo com Collischonn e Tucci (2014), a relação inversa entre precipitação e ETo é explicada, principalmente, pela maior insolação e menor umidade do ar em dias secos, e em menor parte, pela maior temperatura média doar nestas condições.

Os valores de ETo variaram de 3,0 a 5,1 mm d^{-1}, com média de 4,0 mm d^{-1}. Lima et al.(2013c) mediram a ETo para a mesma região dessa pesquisa e encontraram que a mesma variou de 2,0 a 4,1 mm d^{-1}, com média de 3,1 mm d^{-1}. Borges Júnior et al. (2012) também mediram a ETo para a mesma região e encontraram resultados semelhantes.

A razão ET/ETo pode indicar se a cultura está sofrendo estresse hídrico, uma vez que essa relação expressa o consumo relativo de água. Desse modo, observou-se que, à exceção do mês de julho, o consórcio milho-braquiária e braquiária solteira sofreram estresse hídrico, pois a relação ET/ETo ficou abaixo de 1 (média de 0,4). Resultados semelhantes ao dessa pesquisa foram encontrados por Gomes et al. (2013) e Silva et al. (2014).

A sazonalidade dos valores de ET (Tabela 4 e Figura 3) é explicada, além da cultura e sistema de manejo, pela própria variabilidade climática, que afeta a precipitação pluvial e a umidade do solo e, consequentemente, a ET. Assim sendo, para caracterizar adequadamente os valores de ET de uma determinada cultura e região, fazem-se necessários estudos de longo prazo (3-5 anos), medindo continuamente os componentes do balanço hídrico e variáveis climáticas, como a temperatura do ar, radiação solar, velocidade do vento, dentre outros.

No entanto, os dados dessa pesquisa, com valores obtidos diariamente durante 01 ano, podem ser usados para indicar os períodos mais propícios (abril a agosto) e os períodos menos favoráveis (setembro a março) ao desenvolvimento de forragens (milho e capim braquiária). Desse modo, os produtores da região podem fazer um planejamento mais racional do manejo dessas forragens.

CONCLUSÕES

Os períodos com maior pluviosidade resultaram em maior armazenamento de água no solo, e em maiores valores de evapotranspiração.

A ET durante todo o período experimental foi a principal saída de água do sistema, com valor total de 406,8 mm e médio de 1,1 mm d^{-1}.

O consórcio milho-braquiária sofreu estresse hídrico, em quase todo período experimental, tendo em vista os valores da relação ET/ETo serem abaixo de 1 (0,05 a 0,8).

O período mais propício ao desenvolvimento de forragens(milho e braquiária) na região é de abril a agosto, sendo os meses de setembro a março os menos favoráveis.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (processos 475094/2009-3; 551922/2011-7; 183965/2011-6; 182074/2012-9; 307641/2013-9; 312218/2013-3); à FACEPE (processos IBP-G-0896-5.01/11;APQ-1178-3.01/10 e APQ-0077-5.01/09); à FINEP (projeto "Estudos hidrológicos e sedimentológicos em Bacias experimentais e representativas do semiárido e cerrado"), pelo suporte financeiro e bolsas e ao Professor Antonio de Pádua Montenegro, pela disponibilização da área experimental.

REFERÊNCIAS

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; HOWELL, T.A.; JENSEN, M.E. Evapotranspiration information reporting: I. Factors governing measurement and accuracy. Agricultural Water Management, v.98, n.6, p.899-920, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377411000023>. Acesso em: 10 mar. 2014.

ANTONINO, A.C.D.; HAMMECKER, C.; MONTENEGRO, S.M.L.G.; NETTO, A.M.; ANGULO-JARAMILLO, R.; LIRA, C.A.B.O. Subirrigation of landbordering small reservoirs in thesemi-aridregion in the North east of Brazil: monitoring and water balance. Agricultural Water Management, v.73, n.2, p.131-147, 2005. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377404002689>. Acesso em: 05 mar. 2014.

APAC – AGÊNCIAPERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br>.Acesso em: 05 mar. 2014

APAC –AGÊNCIAPERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. Bacias hidrográficas. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=19>. Acesso em: 10 jan. 2015.

BORGES JÚNIOR, J.C.F.; ANJOS, R.T.; SILVA, T.J.A.; LIMA, J.R.S.; ANDRADE, C.L.T. Métodos de estimativa da evapotranspiração de referência diária para a microrregião de Garanhuns, PE. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.16, n.4, p.380-390, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v16n4/v16n04a08.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2015.

BRITO, A.S.; LIBARDI, P.L.; GHIBERTO, P.J.Componentes do balanço de água no solo com cana-de-açúcar, com e sem adubação nitrogenada. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.33, n.2, p.295-303, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n2/07.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2014.

BROOKS, R.H.; COREY, A.T. Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper, n.3, Fort Collins: Colorado State University, 1964, 27p.

BURDINE, N.T. Relative permeability calculation from size distribution data. Transactions of the American Institute of Mining and Metallurgical Engineering, v.198, p.71-78, 1953.

COLLISCHONN, B.; TUCCI, C.E.M. Relações Regionais entre Precipitação e Evapotranspiração Mensais. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.19, n.3, p.205-214, 2014. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/b3c45a301ee86434582e4df19d6e7586_bbc603a569cf8bb1a2f44da509bbb8e4.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2015.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. Estudos Avançados, v.22, n.63, p.61-82, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142008000200005>. Acesso em: 08 abr. 2014.

CRUZ, A.C.R.; LIBARDI, P.L.; CARVALHO, L.A.; ROCHA, G.C. Balanço de água em volume de solo explorado pelo sistema radicular de uma planta de citrus. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.29, n.1,p.1-10, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v29n1/23516.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2014.

DIEESE – DEPARTAMENTO INTERSINDICAL DE ESTATÍSTICA E ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS. Estatísticas do meio rural 2010-2011. 4.ed. Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural; Ministério do Desenvolvimento Agrário. - São Paulo: DIEESE; NEAD; MDA, 292p. 2011.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de Métodos de Análises de Solos. 2.ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 212p.1997.

GOMES, C.A.; LIMA, J.R.S.; PADILHA, K.M.; ANTONINO, A.C.D.; BORGES JÚNIOR, J.C.F.; SOUZA, E.S.; MONTENEGRO, S.M.G.L. Uso de Água em Cultivo de Mamona no Agreste Meridional de Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.18, n.4, p.77-87, 2013. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/27259af2ea9ae0a79558d33d1f071063_5728137786880137ba5a15e531880c21.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2014.

GONDIM, P.S.S.; LIMA, J.R.S.; ANTONINO, A.C.D.; HAMMECKER, C.; SILVA, R.A.B.; GOMES, C.A. Environmental control on water vapour and energy exchanges over grasslands in semiarid region of Brazil. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.19, n.1, p.3-8, 2015. Disponível em: <http://agriambi.com.br/revista/v19n01/v19n01a01.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2015.

HAVERKAMP, R.; ROSS, P.J.; SMETTEM, K.R.J.; PARLANGE, J.Y. Three dimensional analysis ofinfiltration from the disc infiltrometer. 2. Physicallybased infiltration equation. Water Resources Research, v.30, n.11, p.2931-2935, 1994. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/94WR01788/abstract>. Acesso em: 05 mar. 2014.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo agropecuário 2006. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 08 abr. 2014.

JAMIYANSHARAV, K.; OJIMA, D.; PIELKE, R.A.; PARTON, W.; MORGAN, J.;BELTRÁN-PRZEKURAT, A.; LE CAIN, D.; SMITH, D. Seasonal and interannualvariability in surface energy partitioning and vegetation cover withgrazing at short grass steppe. Journal of Arid Environments, v.75, p.360-70, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196310003174>.Acesso em: 31 jan. 2015.

JONES, P.D.; MOBERG, A. Hemispheric and large-scale sur-

face air temperature variations: An extensive revision and an update to 2001. Journal of Climate, v.16, n.2, p.206-223, 2003. Disponível em: <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0442%282003%29016%3C0206%3AHALSSA%3E2.0.CO%3B2>.Acesso em: 08 mar. 2014.

JONGEN, M.; PEREIRA, J.S.; AIRES, L.M. I.; PIO, C.A. The effects ofdrought and timing of precipitation on the inter-annual variationin ecosystem-atmosphere exchange in a Mediterranean grassland. Agricultural and Forest Meteorology, v.151, p.595-606, 2011. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016819231100027X>.Acesso em: 31 jan. 2015.

KEELING, C.D.; CHIN, J.F.S.; WHORF, T.P. Increased activity of northern vegetation inferred from atmospheric CO2 measurements. Nature, v.382, p.146–149, 1996. Disponível em: <http://www.nature.com/nature/journal/v382/n6587/pdf/382146a0.pdf>.Acesso em: 08 mar. 2014.

KRISHNAN, P.; MEYERS, T.P.; SCOTT, R.L.; KENNEDY, L.; HEUER, M. Energy exchange and evapotranspiration over two temperate semi-arid grasslands in North America. Agricultural and Forest Meteorology, v.153, p.31-44, 2012. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192311002930>.Acesso em: 08 mar. 2014.

LI, S.; KANG, S.; LI, F.; ZHANG, L. Evapotranspiration and crop coefficient of spring maize with plastic mulch using eddy covariance in northwest China. Agricultural Water Management, v.95, n.11, p.1214-1222, 2008. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377408001169>. Acesso em: 08 mar. 2014.

LIBARDI, P.L. Dinâmica da água no solo. 2.ed. Piracicaba: ESALQ, 2000. 509p.

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 tipoTDR para a determinação dos componentes do balançohídrico no solo e evapotranspiração do feijão caupi. Revista Agropecuária Técnica, v.27, n.1, p.21-29, 2006a. Disponível em: <http://www.cca.ufpb.br/revista/pdf/2006_1_3.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2014.

LIMA, J.R.S.; ANTONINO, A.C.D.; HAMMECKER, C.; LIRA, C.A.B.O.; SOUZA, E. S. Water and energy flux measurements in rainfedcow peacultivated in North east Brazil. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.8, n.2, p.297-304, 2013a. Disponível em: <http://agraria.pro.br/sistema/index.php?journal=agraria&page=article&op=view&path%5B%5D=agraria_v8i2a2090&path%5B%5D=1365>. Acesso em: 05 mar. 2014.

LIMA, J.R.S.; ANTONINO, A.C.D.; LIRA, C.A.B.O.; SOUZA, E. S.; SILVA, I. F. Balanço de energia e evapotranspiraçãode feijão caupi sob condições de sequeiro. Revista Ciência Agronômica, v.42, n.1, p.65-74,2011. Disponível em: <http://www.ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/1118>. Acesso em: 05 mar. 2014.

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, v.1, n.1, p.89-95, 2006b. Disponível em: <http://agraria.pro.br/sistema/index.php?journal=agraria&page=article&op=view&path%5B%5D=59&path%5B%5D=138>. Acesso em: 05 mar. 2014.

LIMA, J.R.S.; ANTONINO, A.C.D.; SOUZA, E.S.; HAMMECKER, C.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; LIRA, C.A.B.O. Calibration of Hargreaves-Samani Equation for Estimating Reference Evapotranspiration in Sub-Humid Region of Brazil. Journal of Water Resource and Protection, v.5, n.12A, p.1-5, 2013c.Disponível em: <http://www.scirp.org/journal/PaperInformation.aspx?PaperID=41599>. Acesso em: 05 mar. 2014.

LIMA, J.R.S.; ANTONINO, A.C.D.; SOUZA, E.S.; LIRA, C.A.B.O.; SILVA, I.F. Seasonal and interannual variations of evapotranspiration, energy exchange, yield and water use efficiency of castor grown under rainfed conditions in northeastern Brazil. Industrial Crops and Products, v.50, n.1, p.203-211, 2013b. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926669013003488>. Acesso em: 08 mar. 2014.

MARCUZZO, F.F.N.; ROMERO, V.; CARDOSO, M.R.D. Detalhamento Hidromorfológico da Bacia do Rio Mundaú. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XIX. 2011, Maceió-AL. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/51e4022430fce393adf1818e7726eff1_e58391e50c66641b97c69f50adce68fc.pdf>. Acesso em: 05 jan 2015.

MEIRELLES, M.L.; FRANCO, A.C.; FARIAS, S. E. M.; BRACHO, R. Evapotranspiration and plant–atmospheric coupling in a Brachiariabrizantha pasture in the Brazilian savannah region. Grass and Forage Science, v.66, p.206–213, 2011. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2494.2010.00777.x/abstract>. Acesso em: 08 mar. 2014.

MOREIRA, N.B.; LIBARDI, P.L.; SALVADOR, M.M.S.; SOUSA, H.H.F. Análise espaço-temporal de componentes do balanço hídrico em um Latossolo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.38, n.1, p.60-72, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832014000100006&script=sci_arttext>. Acesso em: 31 mar. 2014.

OLIVEIRA, N.T.; CASTRO, N.M.R.; GOLDENFUM, J.A. Influência da palha no balanço hídrico em lisímetros. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.15, n.2, p.93-103, 2010. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/badad595c7be26723f4bc4b1b0d9d5f4_4e85210f167a188dc2f2cbc2cba69027.pdf>. Acesso em: 31 mar. 2014.

OYAMA, M.D.; NOBRE, C.A. Climatic consequence of a large-scale desertification in North east of Brazil: a GCM simulation study. Journal of Climate, v.17, p.3203-3213, 2004.

Disponível em: <http://mtc-m15.sid.inpe.br/col/cptec.inpe.br/walmeida/2004/10.13.16.39/doc/Oyama_Climatic%20consequences.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2014.

PARTON, W.J.; SCURLOCK, J.M.O.; OJIMA, D.S.; SCHIMEL, D.S.; HALL, D.O. Impact of climate change on grassland production and soil carbon world wide. Global Change Biology, v.1, n.1, p.13-22, 1995. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.1995.tb00002.x/abstract>. Acesso em: 06 mar. 2014.

PREVEDELLO C.L.; MAGGIOTTO, S.R.; LOYOLA, J.M.T.; DIAS, N.L.; BEPPLER NETO, G. Balanço de água por aquisição automática de dados em cultura de trigo (Triticumaestivum L.). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, n.1, p.1-8, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832007000100001&script=sci_arttext>.Acesso em: 06 mar. 2014.

RYU, Y.; BALDOCCHI, D.D.; MA, S.; HEHN, T. Interannual variability of evapotranspiration and energy exchange over an annual grassland in California. Journal of Geophysical Research, v.113, D09104, 2008. . Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2007JD009263/abstract>. Acesso em: 08 mar. 2014.

SALAZAR, L.F.; NOBRE, C.A.; OYAMA, M.D. Climatic change consequences on the biome distribution in tropical South America. Geophysical Research Letters, v.34, L09708, 2007. Disponível em: <http://mtc-m17.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/09.24.11.34/doc/salazar_climate.pdf>. Acesso em: 08 mar. 2014.

SANTOS, J.C.B.; SOUZA JÚNIOR, V.S.; CORRÊA, M.M.; RIBEIRO, M.R.; ALMEIDA, M.C.; BORGES, L.E.P. Caracterização de Neossolos Regolíticos da região semiárida do Estado de Pernambuco. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.36, n.3, p.683-696, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832012000300001&script=sci_arttext>. Acesso em: 08 mar. 2014.

SILVA, D.F.; SOUSA, F.A.S.; KAYANO, M.T. Escalas temporais da variabilidade pluviométrica na bacia hidrográfica do Rio Mundaú. Revista Brasileira de Meteorologia, v.25, n.3, 324-332, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-77862010000300004&script=sci_arttext>. Acesso em:31 jan. 2015.

SILVA, D.F.; SOUSA, F.A.S.; KAYANO, M.T.; GALVÍNCIO, J.D. Influência da Variabilidade Climática Global ede suas Escalas Temporais sobre a Precipitação no Alto Mundaú (PE). Revista Brasileira de Geografia Física, v.2, n.3, 64-82, 2009. Disponível em: <http://www.revista.ufpe.br/rbgfe/index.php/revista/article/viewFile/81/55>. Acesso em: 31 jan. 2015.

SILVA, R.A.B.; LIMA, J.R.S.; ANTONINO, GONDIM, P.S.S.; SOUZA, E. S.; BARROS JÚNIOR, G. Balanço hídrico em Neossolo Regolítico cultivado com braquiária (Brachiariadecumbens Stapf). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.38, n.1, p.147-157, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832014000100014&script=sci_arttext>. Acesso em: 31 mar. 2014.

SILVA, W.C.M.; RIBEIRO, A.; NEVES, J.C.L.; BARROS, N.F.; LEITE, F.P. Water balance model and eucalyptus growth simulation in the rio doce basin, Brazil. Acta Scientiarum Agronomy, v.35, n.4, p.403-412, 2013. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciAgron/article/view/16955>. Acesso em: 31 mar. 2014.

SOARES, W.A.; ANTONINO, A.C.D.; LIMA, J.R.S.; SOUZA, E.S.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; LIRA, C.A.B.O. Simulação dos Fluxos de Água e de Energia na Microbacia Hidrográfica da Represa Vaca Brava no Brejo Paraibano. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.18, n.4, p.185-196, 2013. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/b25492a0e05e32c8e546fce27e831bc4_3cd495b22342966d6758a-1c3b58fdbc4.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2014.

SOUZA, A.P.; LIMA, M.E.; CARVALHO, D.F. Evapotranspiração e coeficientes de cultura do milho em monocultivo e em consórcio com a mucuna-cinza, usando lisímetros de pesagem. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.7, p.142-149, 2012. Disponível em: <http://www.agraria.pro.br/sistema/index.php?journal=agraria&page=article&op=viewArticle&path%5B%5D=agraria_v7i1a802>. Acesso em: 08 mar. 2014.

SOUZA, C.; ANDRADE, A.P.; LIMA, J.R.S.; ANTONINO, A.C.D.; SOUZA, E.S.; SILVA, I.F. Balanço hídrico da cultura da mamona sob condições de sequeiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental , v.17, n.1, p.3-10, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662013000100001>. Acesso em: 31 mar. 2014.

van GENUCHTEN, M.Th. Van. 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, 1980.

WARD, P.R.; FLOWER, K.C.; CORDINGLEY, N.; WEEKS, C.; MICIN S.F. Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. Field Crops Research, v.132, p.33-39, 2012. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429011003704>. Acesso em: 05 mar. 2014.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 741 - 751

Simulação dos Impactos das Mudanças Climáticas na Vazão da Bacia do Ribeirão do Feijão – SP

Impact of climate change on Feijão River basin flow, São Paulo State, Brazil

Paulo Ponce Arroio Junior [1] e Frederico Fabio Mauad [2]

[1]Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. Brasil

pauloarroio@sc.usp.br

[2] Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. Brasil

mauadffm@sc.usp.br

Recebido: 02/01/15 - Revisado: 17/03/15 - Aceito: 29/05/15

RESUMO

As mudanças climáticas ocasionadas pelo aumento da concentração de GEEs na atmosfera poderão acarretar impactos significativos na dinâmica das bacias hidrográficas nas próximas décadas. Nesse sentido, o modelo SWAT foi aplicado para avaliar os impactos destas mudanças na vazão da bacia do Ribeirão do Feijão, localizada no interior do Estado de São Paulo. Utilizou-se o gerador climático estocástico LARS-WG para gerar séries sintéticas diárias sob os cenários B1, A1B e A2 do IPCC. Tais séries foram inseridas no modelo SWAT calibrado com o objetivo de avaliar o comportamento da bacia nos períodos de 2050–2059 e 2090–2099. Para a vazão mensal, as etapas de calibração e validação do SWAT geraram coeficientes de Nash-Sutcliffe de 0,73 e 0,78, respectivamente, enquanto para a vazão diária os coeficientes foram de 0,57 e 0,63. Nas simulações para a década de 2050 foram observados aumentos na vazão em todos os cenários, com exceção do cenário A2 no período seco, onde observou-se uma redução de -1,5% a -3% durante estes meses. Para a década de 2090 o cenário A1B apresentou redução de vazão de março a outubro, enquanto no cenário A2 tal redução foi observada entre fevereiro e outubro, chegando a um decréscimo de -10% quando comparado às vazões atuais. No geral, os resultados indicaram que a bacia do Ribeirão do Feijão é bastante vulnerável às potenciais alterações climáticas, estando sujeita a possíveis problemas de disponibilidade hídrica no futuro.

Palavras Chave: *SWAT. Hidrologia. Mudanças climáticas. Modelagem*

ABSTRACT

Climate changes brought on by increasing greenhouse gases in the atmosphere are expected to have a significant effect on small watersheds during the 21st century. SWAT has been used with the aim of evaluating the impact of climate change on the flow of the Feijão River basin, in São Paulo State, Brazil. Stochastic weather generator LARS-WG was used to simulate time-series of daily weather under climate scenarios B1, A1B and A2 of IPCC. These data were used at calibrated SWAT model to simulate basin behavior over the period 2050–2059 and 2090–2099. Model calibration and validation resulted in Nash–Sutcliffe coefficients of 0.73 and 0.78, respectively, for monthly flow and 0.57 and 0.63, for daily flow. Simulations for 2050's showed increases of flow for all scenarios, except A2 during dry season (reduction of -1.5% to -3%). For 2090's, A1B scenario showed reduction from march to october, while in A2 scenario reduction was between february and october, reaching a decrease of 10% compared to current flow. The results indicate that the basin is very sensitive to potential climate changes, being subject to possible problems of water availability in the future.

Keywords: *SWAT. Hydrology. Climate change modeling*

INTRODUÇÃO

O contínuo desenvolvimento da sociedade e a intensa utilização de combustíveis fósseis ocorrida após a Revolução Industrial ocasionaram um aumento considerável dos gases de efeito estufa (GEEs) na atmosfera do planeta. Com base nos dados do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), desde o ano de 1750 constata-se um aumento contínuo das concentrações atmosféricas de gases como dióxido de carbono (CO2) e metano (CH4), sendo tal aumento atribuído às atividades humanas. No ano de 2011 as concentrações destes GEEs foram de 391 ppm e 1803 ppb, respectivamente, o que representa um acréscimo de 40% e 150% em relação a era pré -industrial (IPCC, 2013).

Vários estudos apontam que este aumento de GEEs da atmosfera é o principal responsável pelas alterações no equilíbrio energético do sistema climático, atribuindo ao acúmulo destes gases um aquecimento atmosférico adicional que resulta no aumento da temperatura média global. Pesquisadores do IPCC estimam que a temperatura média do planeta aumentou em 0,85°Centre os anos de 1880 e 2012, e projetam para os próximos anos um aquecimento de 0,12ºC por década. Além disso, tais mudanças acarretariam verões mais secos e quentes e significativas alterações nos volumes e distribuição das chuvas, concentrando as precipitações em algumas regiões e tornando-as escassas em outras (IPCC, 2013).

Segundo Marengo (2008), as principais ferramentas utilizadas pelos centros de pesquisa do clima para projetar cenários de fenômenos meteorológicos futuros são os modelos de circulação geral (GCMs). Os GCMs são representações dos processos físicos na atmosfera, no oceano e na superfície da terra, que simulam a resposta do clima global terrestre ao aumento nas concentrações de GEEs. Esses modelos descrevem a atmosfera utilizando um grid tridimensional sobre o planeta, tendo resolução global variando entre 250 e 600 km (MELLO et al., 2008).

Nesse contexto, é crescente a preocupação de órgãos gestores e círculos científicos com relação aos impactos destas mudanças sobre os recursos hídricos. Com o aumento da temperatura espera-se que as alterações no ciclo hidrológico tornem-se cada vez mais acentuadas. Os montantes pluviométricos e sua distribuição temporal e espacial, bem como o processo de evapotranspiração, serão diretamente influenciados, ocasionando mudanças nas taxas de infiltração e de geração de escoamento superficial. Estas alterações irão influenciar o armazenamento de água no solo e, consequentemente, a recarga dos aquíferos, afetando a disponibilidade de água, modificando o regime hídrico e alterando a resposta hidrológica das bacias hidrográficas (MARENGO, 2008; TUCCI, 2007). Tais impactos acarretariam implicações consideráveis nos sistemas operacionais, no planejamento e no gerenciamento das bacias hidrográficas, principalmente em países como o Brasil, onde a disponibilidade de água é bastante influenciada pelo clima.

Visando avaliar os impactos da mudança do clima no ciclo hidrológico, diversos estudos são realizados acoplando-se modelos de circulação geral (GCMs) da atmosfera a modelos hidrológicos. Entretanto, parte destes estudos tem se concentrado nas escalas continental e global, sendo necessárias maiores investigações sobre como as possíveis mudanças nos padrões de temperatura e precipitação trarão implicações para bacias hidrográficas de pequeno e médio porte.

Nesse sentido, para avaliar os impactos dessas mudanças sobre os processos hidrológicos na escala de bacia, torna-se necessário o uso de modelos que operem a partir de uma concepção de base física dos processos envolvidos. Dentre estes modelos, o Soil and Water Assessment Tool (SWAT), desenvolvido pelo Agricultural Research Service e pela Texas A&M University, destaca-se por incluir em suas rotinas de simulação componentes hidrológicos, climáticos, pedológicos e de uso da terra, permitindo avaliar os impactos de diferentes cenários na qualidade e quantidade dos recursos hídricos. O SWAT possui rotinas que permitem descrever como as alterações na temperatura e na precipitação afetam os processos de evapotranspiração, de geração de escoamento, de recarga subterrânea e outros elementos hidrológicos, configurando-se, portanto, como uma ferramenta de grande potencial para investigação de impactos decorrentes da mudança do clima.

Ademais, outra dificuldade inerente aos estudos de impactos da mudança do clima em bacias hidrográficas refere-se à baixa resolução espacial dos GCMs, os quais não conseguem representar adequadamente os aspectos climáticos locais e o microclima de pequenas áreas. Visando contornar este problema, foram criadas diversas técnicas matemáticas voltadas ao refinamento das projeções globais visando sua aplicação em escalas maiores, sendo tais procedimentos denominados downscaling ou redução de escala.

O refinamento das projeções climáticas provindas de GCMs através de downscaling possibilitou a obtenção de variáveis meteorológicas adequadas para estudos do impacto das mudanças climáticas, permitindo-se sanar o problema da discrepância de escalas em que operam os GCMs e os modelos hidrológicos. Nesse sentido, um grande número de pesquisas tem utilizado o SWAT para simulação de cenários futuros de mudança do clima, permitindo-se avaliar pontualmente o impacto destas mudanças em bacias hidrográficas. Em tais estudos, geralmente utilizam-se cenários climáticos gerados por modelos de circulação regional (RCMs), os quais por sua vez são derivados dos GCMs por meio de transformações de redução de escala denominadas downscaling dinâmico.

Ficklin et al. (2009) avaliaram a sensibilidade de uma bacia rural localizada na Califórnia às mudanças climáticas. Os autores construíram cenários de mudança do clima para o SWAT com base nas faixas de variação estimadas pelo IPCC para a concentração de CO2 (550 a 970 ppm), temperatura (+1,1 a + 6.4°C) e precipitação (0%, ±10%, e ±20%) nas próximas décadas, de modo a realizar uma simulação de vazão para daqui 50 anos. Wagesho et al. (2013) simularam o impacto das mudanças climáticas na vazão de duas bacias agrícolas na Etiópia. Para simulação de cenários, os autores utilizaram dados climáticos provenientes do Projeto CMIP3, o qual reúne informações de diversos modelos de circulação geral. Após a realização dos procedimentos de downscaling necessários para o refinamento dos dados visando sua aplicação em escala de bacia, realizaram-se simulações para os cenários de altas emissões (A2) e médias

emissões (A1B) de GEEs elaborados pelo IPCC. No trabalho de Zahabiyoun et al. (2013), as simulações foram realizadas na bacia do Rio Gharesou, no Irã, para o período de 2040–2069. Os autores construíram cenários de mudança do clima realizando-se downscaling dinâmico a partir dos dados do modelo de circulação HadCM3, tendo como base o cenário de altas emissões (A2) do IPCC.

No Brasil, são poucos os trabalhos utilizando o SWAT no contexto de mudanças climáticas. Lelis et al. (2011) aplicou o modelo na bacia do ribeirão São Bartolomeu (MG), efetuando simulações tendo como base o cenário A1B. Perazzoli et al. (2013) aplicou o SWAT na Bacia do Rio Concórdia (SC), visando simular os impactos na vazão e na produção de sedimentos. Os autores utilizaram os dados do GCM HadRM3P para representar o clima futuro com base nos cenários A2 (altas emissões) e B2 (baixas emissões) do IPCC, realizando simulações para 2071–2100. Valerio (2014) realizou simulações na bacia do rio Paraguaçu (BA) a partir do modelo calibrado para vazão diária. O autor também utilizou os cenários A2 e B2 do IPCC e realizou simulações utilizando projeções de diversos GCMs.

Tendo em vista a carência de estudos aplicando o SWAT para simulação de impactos da mudança do clima no país, o presente trabalho visa simular a influência destas mudanças na vazão da bacia do Ribeirão do Feijão, localizada no interior do Estado de São Paulo. Para geração dos cenários climáticos optou-se por utilizar um método de downscaling estatístico, no qual relacionam-se variáveis climáticas locais e variáveis em larga escala resultantes de GCMs por meio de funções estocásticas estimadas empiricamente a partir de observações históricas. Desse modo, diferentemente dos usuais métodos de downscaling dinâmico, onde os cenários são derivados de RCMs elaborados por centros de pesquisa do clima, o downscaling estatístico requer uma série climática de longa data adquirida no próprio local de estudo, a partir da qual são realizadas as transformações tendo como base os GCMs.

Espera-se que a aplicação desta metodologia possa contribuir para o entendimento dos impactos das mudanças climáticas em nível regional e local, fornecendo informações que possam subsidiar o planejamento dos recursos hídricos e o gerenciamento não somente da bacia em estudo, mas também de outras bacias cujas condições sejam semelhantes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia do Ribeirão do Feijão está localizada no interior do Estado de São Paulo e pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 13 - Tietê/Jacaré, situando-se no alto curso do Rio Jacaré-Guaçu, conforme exposto na Figura 1. Com aproximadamente 241 km² de extensão, tal bacia abrange parte dos municípios de São Carlos, Analândia e Itirapina, e tem como curso d'água principal o Ribeirão do Feijão, o qual possui aproximadamente 23,7 km de comprimento desde sua nascente principal até seu deságue no Rio Jacaré-Guaçu. O Ribeirão do Feijão é utilizado como manancial de captação desde a década de 70, tendo grande importância no abastecimento de água de São Carlos, além de ter importância regional por estar situado em área considerada como de recarga direta do Aquífero Guarani.

A bacia apresenta uma elevação média de 814 m, onde a amplitude altimétrica é de 375 m (variação entre 650 m e 1025 m). O uso da terra é voltado para atividade agrícola e pecuária, havendo também áreas de ocorrência de silvicultura. As áreas de pastagem correspondem a 29,7% da área da bacia, seguidas pelas áreas florestadas (26,1%), plantio de cana de açúcar (17,4%), plantações de eucalipto (13,6%), culturas agrícolas diversas (10%), área urbanizada (3,1%) dentre outros usos de menor ocorrência. Segundo Oliveira e Prado (1984), os Neossolos Quartzarênicos são os solos predominantes na bacia,

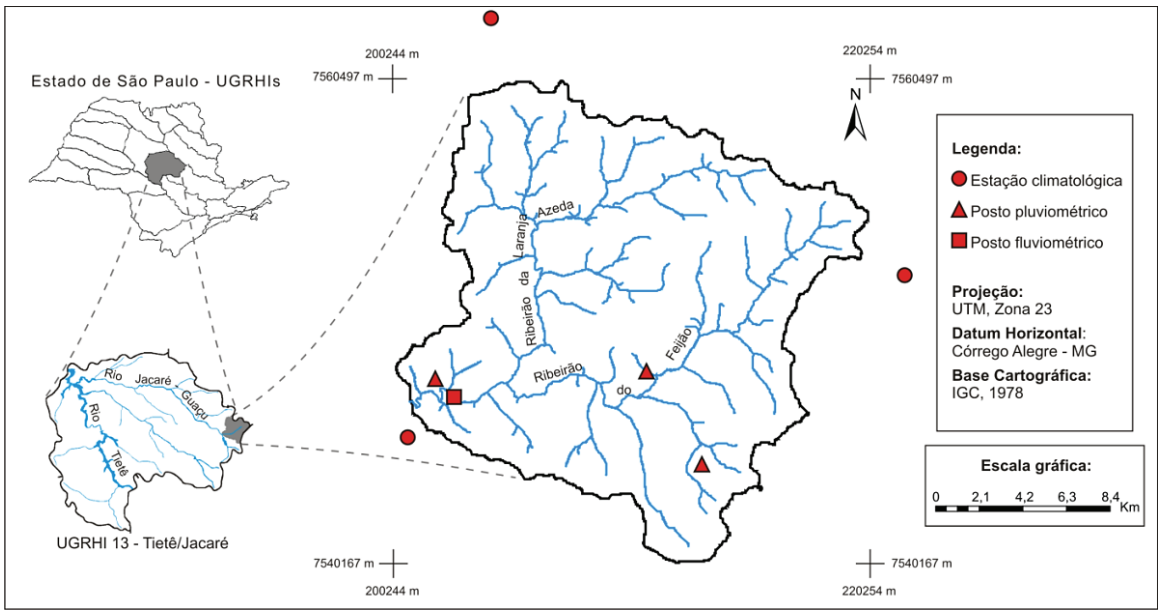


Figura 1 – Localização geográfica da Bacia do Ribeirão do Feijão e suas estações de monitoramento

ocorrendo em mais de 40% da área, havendo também presença significativa de Latossolos Vermelho-Amarelos (36%) e, em menor ocorrência, manchas isoladas de Latossolos Vermelhos (10,9%) e Neossolos Litólicos (6,1%).

O clima da área de estudo é, segundo a classificação climática de Köppen, do tipo Cwa, ou seja, mesotérmico com inverno seco. A precipitação média anual é de 1.515 mm, com mais de 78% das chuvas ocorrendo na estação chuvosa (outubro a março) e os 22% restantes no período seco (abril a setembro). Em relação à temperatura, a média anual é de 21,6°C, onde o mês mais quente é fevereiro, com média mensal de 24,0°C, e o mês mais frio é junho, com 17,6°C (ARROIO JUNIOR, 2013).

Breve descrição do modelo SWAT

O modelo SWAT opera em passo de tempo contínuo e apresenta parâmetros distribuídos, possibilitando que um grande número de diferentes processos físicos possa ser simulado em escala de bacia hidrográfica (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994). Desse modo, o modelo é capaz de retratar os processos sequencialmente, num intervalo de tempo delimitado pelo usuário, fornecendo séries temporais como dado de saída (TIM, 1996). É possível a simulação de longos períodos de tempo, possibilitando computar os efeitos cumulativos de alterações na bacia, sejam estas variações de manejo, mudanças no uso e ocupação da terra, alterações climáticas, dentre outras.

O SWAT realiza no processo de modelagem a divisão da bacia em subunidades denominadas Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Units -HRU), que representam uma combinação única de tipo de solo, uso da terra e declividade. Tal subdivisão possibilita ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração e outras condições hidrológicas para diferentes usos e solos. O escoamento é calculado em cada HRU e propagado para obter o escoamento para a bacia. Tal característica aumenta a precisão das predições e fornece uma melhor descrição física do balanço de água (ARNOLD et al., 2009).

Os fenômenos simulados pelo SWAT têm como principal fator controlador a equação geral do balanço hídrico, apresentada na equação 1.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^{t}(R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \qquad (1)$$

Onde SW_t é o conteúdo final de água no solo (mm), SW_0 é o conteúdo inicial de água no solo no dia i (mm), t é o tempo (dias), R_{day} é a precipitação no dia i(mm), Q_{surf} é o escoamento superficial no dia i (mm), Ea é a evapotranspiração no dia i (mm), w_{seep} é a quantidade de água que percola na zona vadosa (mm) e Q_{gw} é a quantidade de água que retorna ao curso d'água no dia i por escoamento subsuperficial (mm).

Segundo Arnold et al. (2009), o sistema hidrológico simulado pelo SWAT compreende quatro principais componentes: os reservatórios superficiais, os reservatórios subsuperficiais, os reservatórios subterrâneos (aquíferos rasos ou livres) e os reservatórios subterrâneos (aquífero profundo). A contribuição desses reservatórios para o escoamento no canal provém do escoamento lateral a partir do perfil de solo e do escoamento de retorno do aquífero raso. O volume que percola do reservatório subsuperficial através do perfil de solo representa a recarga do aquífero raso, enquanto a água que percola para o aquífero profundo não retorna para o sistema.

A determinação do escoamento superficial no SWAT pode ser realizada através de dois métodos distintos, sendo eles o Método da Curva Número, elaborado pelo Soil Conservation Service (SCS), utilizado na configuração padrão do modelo, e o Método de Infiltração de Green e Ampt. O cálculo da evapotranspiração potencial pode ser realizado através de três métodos: Penman-Monteith (configuração padrão, mantida neste trabalho), Priestley-Taylor e Hargreaves. Segundo Arnold et al. (2009), a componente percolação do SWAT é calculada utilizando-se uma técnica de propagação do armazenamento combinada ao modelo do fluxo em fendas no solo para simular o escoamento através de cada camada do perfil. No cálculo do fluxo lateral, o SWAT utiliza um modelo de armazenamento cinemático baseado na equação de continuidade de massa, no qual considera o balanço hídrico com todo o segmento da encosta utilizado como volume de controle, em um fluxo bi-dimensional.

Ainda segundo Arnold et al. (2009), a vazão de pico é a vazão máxima que ocorre no canal devido a um dado evento de chuva. O SWAT calcula a vazão de pico através do Método Racional Modificado, fundamentado na suposição de que, se uma chuva de intensidade i inicia instantaneamente e continua indefinidamente, a vazão de pico do escoamento vai aumentar até o tempo de concentração, quando toda a sub-bacia estará contribuindo para o fluxo na saída. A equação do método racional é dada pela equação 2:

$$q_{peak} = \frac{\alpha_{tc} \cdot Q_{surf} \cdot A}{3{,}6 \cdot t_{conc}} \qquad (2)$$

Onde q_{peak} é a vazão de pico ($m3.s^{-1}$), α_{tc} é a fração da precipitação diária que ocorre durante o tempo de concentração, Q_{surf} é o volume de escoamento superficial ($mm.ha^{-1}$), A é a área da bacia (km^2) e t_{conc} é o tempo de concentração da bacia (h). O tempo de concentração é obtido pela soma do tempo do fluxo superficial (tempo necessário para que a água precipitada no ponto mais distante da sub-bacia alcance o canal) e do tempo do fluxo no canal (tempo necessário para que a água do canal alcance o exutório).

Aplicação, calibração e validação do modelo SWAT para a bacia do Ribeirão do Feijão

Para as operações de modelagem utilizou-se a versão 2009.93.7b do SWAT, a qual permite integração com o software ArcGIS 9.3. Visando representar toda a heterogeneidade existente nos sistemas modelados, o SWAT trabalha com uma grande quantidade de dados espaciais e não espaciais referentes à topografia, aos tipos de solo, ao uso da terra, ao clima, dentre outros.

A etapa inicial de simulação consiste na delimitação da bacia de drenagem e na sua divisão em sub-bacias. Para tal, o simulador requer como dado de entrada o Modelo Digital de Elevação (DEM), o qual foi gerado a partir da interpolação de

curvas de nível de equidistância de 5 metros oriundas do mapeamento planialtimétrico realizado pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC),escala 1:10.000.

Em relação aos dados referentes aos solos, são necessários tanto dados espaciais quanto dados tabulares. Para a caracterização espacial foi utilizada a carta de solos da Quadrícula de São Carlos, folha SF 23-Y-A-I, referente ao levantamento pedológico semi-detalhado do Estado de São Paulo, publicado pela EMBRAPA, na escala de 1:100.000. Os dados tabulares: número de camadas, profundidade máxima, porosidade, densidade aparente, teor de carbono orgânico, granulometria, dentre outros, foram extraídos do memorial descritivo referente ao mapa de solos utilizado (OLIVEIRA; PRADO, 1984).

Com relação ao uso e ocupação da terra, são também necessários dados espaciais e tabulares. Para obtenção do mapa de uso da terra recorreu-se ao processo de classificação de imagens multiespectrais, no qual utilizou-se uma cena obtida a partir do satélite CBERS-2B, cuja resolução espacial é de 20 metros. A imagem foi disponibilizada pelo INPE, sendo datada de 2 de fevereiro de 2010, na órbita 155/ponto 125. O mapa foi gerado no software Spring 5.2, por meio do método supervisionado por pixel utilizando o classificador Maxver. Em relação aos dados tabulares, o modelo trabalha com uma grande quantidade de informações relacionadas ao crescimento das culturas, à ciclagem de nutrientes, bem como parâmetros hidrológicos relacionados ao escoamento e infiltração. Optou-se por utilizar os parâmetros definidos como default pelo modelo, visto que tais atributos são de caracterização complexa e de grande dificuldade de obtenção na literatura nacional.

Após a delimitação das sub-bacias e inserção dos dados pedológicos e de uso da terra, foi realizada a definição das Unidades de Resposta Hidrológica (HRU). Neste trabalho, utilizou-se a opção de múltiplas HRU por sub-bacia, com o intuito de manter um maior detalhamento e evitar a perda ou alteração das informações de entrada, tendo-se ao final a geração de 236 HRUs, distribuídas por um total de 53 sub-bacias.

Os dados climáticos utilizados foram obtidos a partir de seis estações meteorológicas e postos pluviométricos localizados no interior e entorno da área de estudo, cuja localização pode ser observada na Figura 1. As séries climáticas necessárias incluem dados diários de precipitação, temperatura, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Foram utilizadas séries temporais compreendendo o período entre 1998 e 2010, representando um total de 13 anos contínuos. Destes 13 anos simulados, dois foram utilizados para aquecimento do modelo, em procedimento conhecido como warmup, visto que, no início da simulação, ocorrem incertezas envolvendo as condições iniciais, principalmente em parâmetros relacionados ao movimento da água no solo.

Para as etapas de calibração e validação dos resultados de vazão, utilizou-se uma série histórica de 11 anos (2000 a 2010) obtida em um posto fluviométrico operado pela COHIDRO, localizado nas proximidades do exutório da bacia (ver Figura 1). Deste total, sete anos foram usados para calibração (2000 a 2006) e quatro anos para a validação (2007 a 2010).

A seleção dos parâmetros a serem utilizados na calibração foi realizada a partir de uma análise de sensibilidade utilizando o método LHS-OAT (MORRIS, 1991), visando avaliar a influência de cada um destes parâmetros na qualidade das respostas do modelo. O processo de calibração foi realizado no software SWAT-CUP utilizando a técnica de otimização Sequential Uncertainty Fitting (SUFI-2), sendo este realizado tanto para vazão mensal quanto para vazão diária. Para avaliar o ajuste entre os dados simulados e os dados observados foram utilizados o Coeficiente de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), o Coeficiente de Determinação (R^2) e o Percentual de Tendência (PBIAS).

Simulação do impacto das mudanças climáticas na bacia do Ribeirão do Feijão

A partir do modelo devidamente calibrado e validado para as condições atuais, torna-se possível realizar o processo de simulação alterando-se os dados de entrada de modo a refletir os diferentes cenários de mudanças climáticas projetados para

Tabela 1 - Projeção do aquecimento médio global da superfície terrestre para o período de 2090 - 2099, em relação à temperatura observada em 1980 - 1999 nos diferentes cenários

Cenários de emissões	Melhor estimativa (°C)	Faixa provável (°C)
B1 – Apresenta rápidas mudanças na estrutura econômica mundial, com ênfase em soluções globais, na sustentabilidade ambiental e na inserção de tecnologias limpas	1,8	1,1 – 2,9
A1T – Semelhante ao cenário A1B, porém com uma mudança tecnológica no sistema energético dando ênfase ao uso intensivo de fontes de energia não fóssil	2,4	1,4 – 3,8
B2 – Descreve um mundo com uma população intermediária e ênfase nas soluções locais para a sustentabilidade econômica, social e ambiental	2,4	1,4 – 3,8
A1B – Representa um mundo futuro onde a globalização é dominante, apresentando crescimento econômico muito rápido, população atingindo o pico em meados do século e desenvolvimento rápido de tecnologias eficientes, havendo um equilíbrio entre fontes de energia fósseis e não fósseis	2,8	1,7 – 4,4
A2 – Descreve um mundo futuro heterogêneo onde a regionalização é dominante, com alto crescimento populacional, lento desenvolvimento econômico e mudanças tecnológicas lentas	3,4	2,0 – 5,4
A1FI – Semelhante ao cenário A1B, porém com uma mudança tecnológica no sistema energético dando ênfase ao uso intensivo de fontes fósseis	4,0	2,4 – 6,4

as próximas décadas. O Quarto Relatório de Avaliação das Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) apresenta uma projeção para o aquecimento médio global da superfície terrestre de acordo com seis diferentes famílias de cenários, obtidos a partir de tendências estimadas de emissão de CO_2. Na Tabela 1 são apresentadas as estimativas e prováveis faixas de incerteza avaliadas para o aquecimento projetado para o final do século XXI, considerando-se como referência as temperaturas observadas entre 1980 e 1999.

Em relação às alterações na precipitação, as projeções realizadas pelo IPCC apontam a ocorrência de verões mais chuvosos e invernos mais secos nas regiões de latitudes médias, especialmente no Sudeste e Sul do Brasil. Para o cenário A1B, por exemplo, estima-se que possa ocorrer um aumento da precipitação entre os meses de dezembro a fevereiro nos últimos anos do século XXI, enquanto nos meses de junho a agosto pode haver uma redução no total precipitado, considerando-se as precipitações atuais como referência.

As projeções de temperatura e precipitação obtidas pelos modelos de clima global (GCMs) são realizadas utilizando um "grid" tridimensional sobre o planeta, tendo resolução global variando entre 250 e 600 km. Desse modo, devido à baixa resolução destes dados, torna-se necessária a realização de procedimentos de downscaling para a aplicação destas projeções em escalas menores.

Neste trabalho, optou-se por utilizar um método de downscaling estatístico baseado no gerador climático estocástico Long Ashton Research Station Weather Generator (LARS-WG), desenvolvido por Semenov e Brooks (1999). O LARS-WG permite gerar séries meteorológicas para localizações específicas através de distribuições de probabilidade semi-empíricas e correlações entre elementos meteorológicos, mantendo-se fiel às estatísticas de uma dada série observada. Para simulação de climas futuros, o gerador é compatível com 15 GCMs utilizados pelo IPCC em suas projeções climáticas, sendo possível realizar simulações tendo como base os cenários de emissões B1, A1B e A2.

Para simulação no LARS-WG foram utilizadas séries históricas de precipitação, temperatura e radiação solar obtidas nas três estações meteorológicas da área de estudo (Figura 1). As séries sintéticas representativas do clima futuro foram geradas aplicando-se transformações tendo como base o modelo de clima global HadCM3, desenvolvido pelo Centro Hadley da Agência Nacional de Meteorologia do Reino Unido. Foram geradas séries sintéticas para três cenários de emissões distintos, sendo eles B1 (baixas emissões), A1B (emissões intermediárias) e A2 (altas emissões), nos períodos de 2050 a 2059 e de 2090 a 2099.

Concomitantemente, a partir dos dados adquiridos nas estações, foi também gerada uma série sintética mantendo-se as características das séries originais, ou seja, sem perturbações simulando as alterações do clima futuro. Tal série foi gerada de modo a servir como cenário de referência ou baseline, visando permitir comparações entre as simulações do clima futuro e o clima atual.

As séries sintéticas geradas foram utilizadas para realimentar o modelo SWAT calibrado para a bacia do Ribeirão do Feijão, de modo a avaliar os impactos das mudanças de precipitação e temperatura na vazão da bacia.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Calibração e validação do modelo SWAT para a bacia do Ribeirão do Feijão

Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros selecionados para calibração do modelo com base na análise de sensibilidade realizada, a qual permitiu evidenciar aqueles que tiveram maior contribuição nos resultados. Foram selecionados 12 parâmetros, os quais foram ordenados na forma de um ranking conforme sua importância para os resultados de vazão. O t-stat indica o grau da sensibilidade, em que quanto maior for o seu valor absoluto mais sensível é o parâmetro. Verifica-se que os parâmetros de maior importância estão relacionados com as propriedades do solo (SOL_Z e SOL_AWC) e com o fluxo de água subterrânea (LAT_TTIME).

Na Tabela 2 são também apresentados os valores ajus-

Tabela 2 – Ranking de parâmetros selecionados para calibração e respectivos valores ajustados

Ranking	Parâmetro	Descrição	*t-stat*	Valor ajustado
1	SOL_Z	Profundidade do solo (mm)	-2,72	-0,36 (r)
2	LAT_TTIME	Tempo de retorno do fluxo lateral (dias)	-2,69	1,06 (v)
3	SOL_AWC	Capacidade de água disponível no solo (mm/mm)	-2,26	-0,39 (r)
4	EPCO	Fator de compensação de retirada de água do solo pelas plantas	-1,96	0,27 (v)
5	GW_DELAY	Intervalo de tempo para recarga do aquífero (dias)	-1,51	30,7 (v)
6	CN2	Curva-Número inicial para umidade II	-1,28	-0,54 (r)
7	CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva do canal ($mm.h^{-1}$)	-1,16	91,9 (v)
8	SOL_BD	Densidade do solo (g/cm^3)	-1,08	0,16 (r)
9	ALPHA_BNK	Fator de escoamento de base (dias)	1,01	0,17 (v)
10	SURLAG	Coeficiente de retardo do escoamento superficial	-0,73	13,2 (v)
11	CH_N2	Número de Manning	-0,31	0,38 (v)
12	SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo ($mm.h^{-1}$)	-0,23	-0,4 (r)

(r): Ajuste por meio de multiplicação do valor original pelo valor indicado. (v): Ajuste por meio da substituição do valor original pelo valor indicado

tados para cada um dos parâmetros após as sucessivas iterações através do método de otimização SUFI-2. Os parâmetros SOL_Z, SOL_AWC, CN2, SOL_BD e SOL_K, por refletirem características dos tipos de solo e usos da terra, foram modificados através do método de multiplicação de valores, sendo alterados de forma distribuída, embora sempre na mesma proporção. Já os demais parâmetros, por serem únicos e não variarem espacialmente na bacia, foram modificados por meio da substituição de valores. Os procedimentos de calibração foram feitos primeiramente para a simulação mensal e depois, após o devido ajuste fino, foram aplicados à simulação diária.

Na Figura 2 é apresentado o hidrograma da simulação de vazão mensal, onde é possível visualizar o ajuste dos dados simulados em relação à série observada no posto fluviométrico. Os métodos estatísticos utilizados para avaliar o desempenho do modelo são apresentados na Tabela 3.

Para a simulação mensal foram obtidos valores de NSE de 0,73 na calibração e 0,78 na validação, permitindo-se classificar o desempenho do modelo como 'bom' e 'muito bom' segundo Moriasi et al. (2007). O coeficiente NSE é largamente utilizado em estudos hidrológicos por ser altamente influenciado por valores extremos dentro das séries analisadas, sendo, portanto, bastante sensível aos eventos de cheia. Tal fato explica o melhor desempenho do modelo para o período de validação, visto a menor ocorrência de picos extremos de vazão quando comparado ao período de calibração.

Através da análise visual da simulação mensal, verifica-se ainda que, no geral, os dados simulados foram levemente superiores aos dados observados em grande parte do período. Tal fato é refletido pelo índice PBIAS, que diz respeito ao percentual de viés entre as séries observada e simulada, o qual foi de 5,5% na calibração e 8,9% na validação. Desse modo, no período calibrado as vazões foram superestimadas em 5,5%, enquanto na validação a superestimação foi de 8,9%. O período de calibração apresentou menor PBIAS devido a espaços de tempo onde a vazão foi subestimada, como, por exemplo, nas estações secas dos anos de 2000 e 2001, conforme pode ser observado pelo hidrograma. Segundo Moriasi et al. (2007), os valores de PBIAS para ambos os períodos são considerados muito bons.

Na Figura 3 é apresentado o hidrograma para a simulação diária. Os valores de NSE obtidos foram de 0,57 para a calibração e 0,63 para a validação, sendo ambos considerados como 'satisfatórios'. Em ambos os períodos o desempenho diário foi inferior ao desempenho mensal, o que é bastante esperado visto a maior dificuldade em simular eventos extremos em menor escala de tempo, especialmente em bacias onde o tempo de concentração é inferior a um dia. Tal fato é refletido no hidrograma, conforme pode-se observar a maior disparidade entre os valores simulados e observados em alguns picos de cheia, resultando, portanto, em menores valores de NSE quando comparados às simulações mensais.

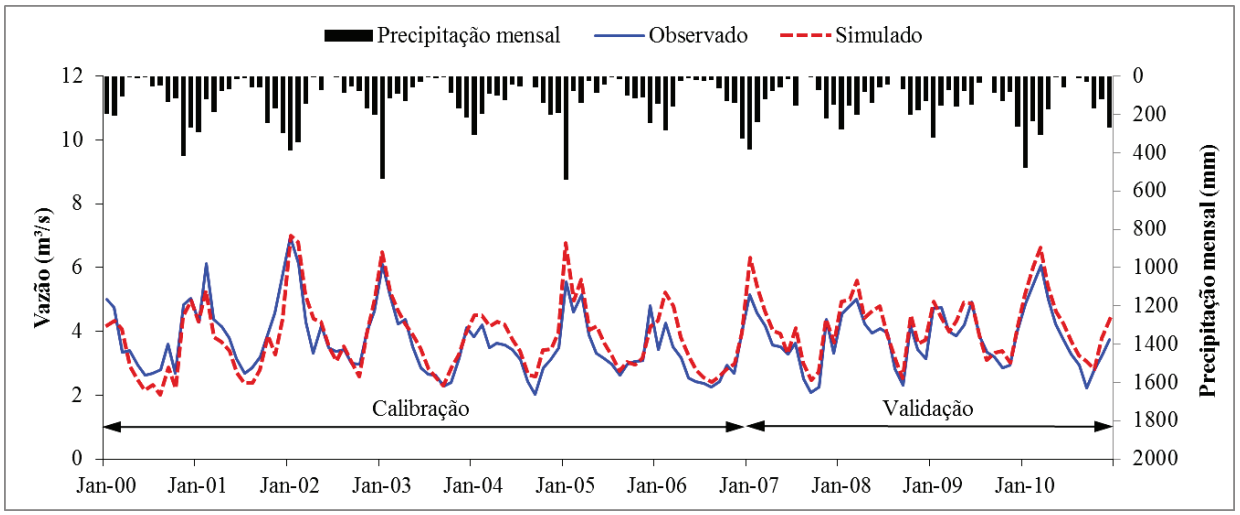


Figura 2 – Simulação de vazões mensais nos períodos de calibração e validação

Tabela 3 – Estatísticas de verificação do ajuste do modelo para vazão mensal e diária nas etapas de calibração/validação e classificação dos resultados de acordo com Moriasi et al. (2007)

Simulação	Calibração			Validação		
	NSE	PBIAS	R^2	NSE	PBIAS	R^2
Mensal	0,73 (Bom)	5,5% (Muito Bom)	0,76	0,78 (Muito Bom)	8,9% (Muito Bom)	0,91
Diária	0,57 (Satisfatório)	-6,6% (Muito Bom)	0,57	0,63 (Satisfatório)	10,7% (Bom)	0,75

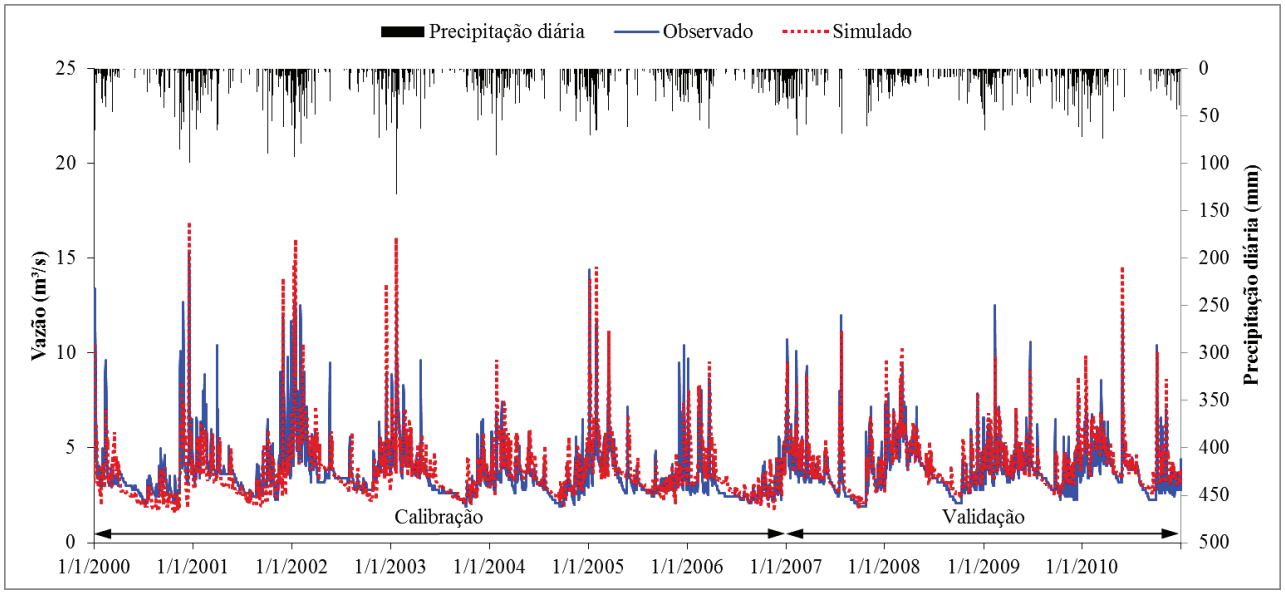


Figura 3 – Simulação de vazões diárias nos períodos de calibração e validação

Em relação ao PBIAS, o período de calibração apresentou uma subestimativa de vazões de -6,6%, o qual pode ser observado tanto nos períodos secos de alguns anos como em alguns eventos de cheia subestimados. Já o período de validação apresentou PBIAS de 10,7%, indicando superestimação de vazões, a qual pode ser facilmente observada pelo hidrograma no período compreendido entre o final de 2009 e início de 2010, onde os valores simulados foram notadamente superiores aos observados. Para a calibração o desempenho do índice PBIAS foi considerado 'muito bom', enquanto para a validação foi considerado 'bom'.

Apesar do desempenho inferior observado nas simulações sob passo de tempo diário, considera-se que o modelo SWAT apresentou uma boa adequação para sua utilização na bacia, obtendo-se estimativas de boa precisão e sem tendências enviesadas, tornando-o apto para realizar simulações sob diferentes cenários de mudança climática.

Simulação dos impactos das mudanças climáticas na vazão

Na Figura 4 são apresentados os acréscimos na temperatura média mensal visando simular as condições climáticas nas décadas de 2050 e 2090, enquanto a Figura 5 apresenta os percentuais de variação da precipitação para estes mesmos períodos. Tais estimativas foram geradas no software LARS-WG a partir do modelo de clima global HadCM3, tendo como base os cenários de emissões B1 (baixas emissões), A1B (cenário moderado) e A2 (altas emissões).

Em relação à temperatura, verifica-se que em todos os cenários os maiores acréscimos ocorreram nos meses de julho, agosto e setembro, chegando a quase 6°C para a década de 2090 no cenário A2. Para a década de 2050, as alterações variaram entre 1°C e 3°C, sendo os menores valores observados no cenário B1 e os maiores no A2.

Com relação às mudanças na precipitação, verificou-se um acréscimo nos totais de chuva mensal para os meses de outubro a janeiro em todos os cenários. Nos demais meses, alguns cenários apontaram incremento na quantidade de chuvas enquanto outros mostraram uma redução. Para o mês de agosto apenas o cenário 2050–B1 apresentou acréscimo, enquanto nos outros cenários houve redução, sendo esta de 33% no cenário 2090 – A1B. Outros cenários que apontaram alta redução das chuvas nos meses mais secos foram 2050 – A2 e 2090 – B1.

Estima-se que tais modificações na temperatura e na precipitação seriam suficientes para ocasionar diversos impactos no nível de bacia hidrográfica, como alterações no crescimento das culturas, na produtividade agrícola, na frequência e intensidade de cheias e na disponibilidade hídrica. Desse modo, visando-se obter estimativas do impacto das mudanças climáticas na vazão do Ribeirão do Feijão, tais padrões de mudança do clima foram aplicados às séries diárias obtidas nas estações da bacia, de modo a obter séries sintéticas representativas do clima nas décadas de 2050 e 2090. Estas séries sintéticas foram utilizadas como dado de entrada no modelo SWAT já calibrado para a bacia.

Nas Figuras 6 e 7 são apresentadas as variações percentuais nos padrões de vazões mensais para os cenários considerados, tendo como referência os resultados de uma simulação realizada utilizando-se uma série climática não perturbada (baseline) para servir de comparação. Apesar de o modelo hidrológico ter sido calibrado para o passo de tempo diário, os resultados das simulações foram resumidos por meio de médias mensais, de modo a permitir a análise sazonal das vazões e a comparação com os padrões atuais.

Através da análise da Figura 6, referente às simulações para a década de 2050, verifica-se que nos cenários B1 e A1B houve um aumento nas médias mensais de vazão em todos os meses, sendo este mais notável nos meses de outubro, novembro e dezembro, chegando pouco acima de 10%. Para o cenário B1 o acréscimo de vazão situou-se entre 2 e 10,7% enquanto para o cenário A1B o aumento foi entre 4,8 e 10,4%. Já para o cenário de altas emissões A2, verifica-se uma diminuição da

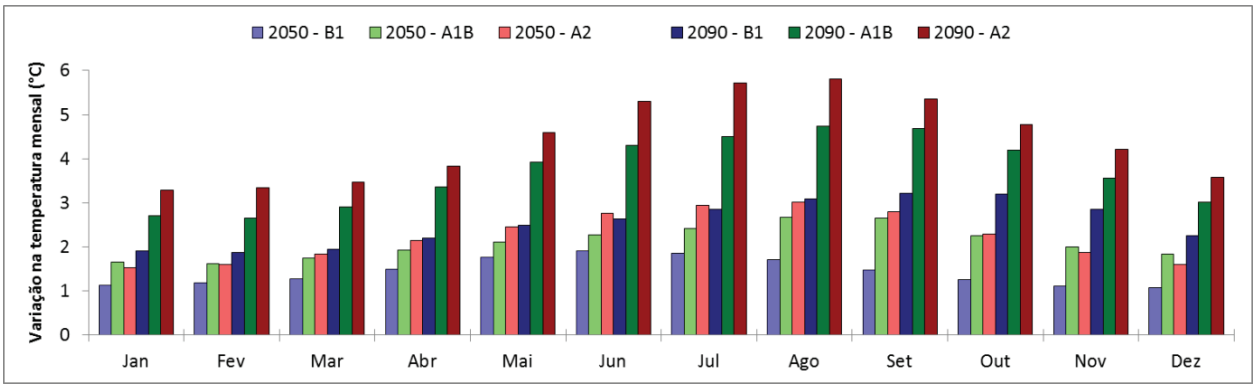


Figura 4 – Acréscimos na temperatura média mensal para os cenários simulados nas décadas de 2050 e 2090, tendo como referência os padrões de temperatura atuais

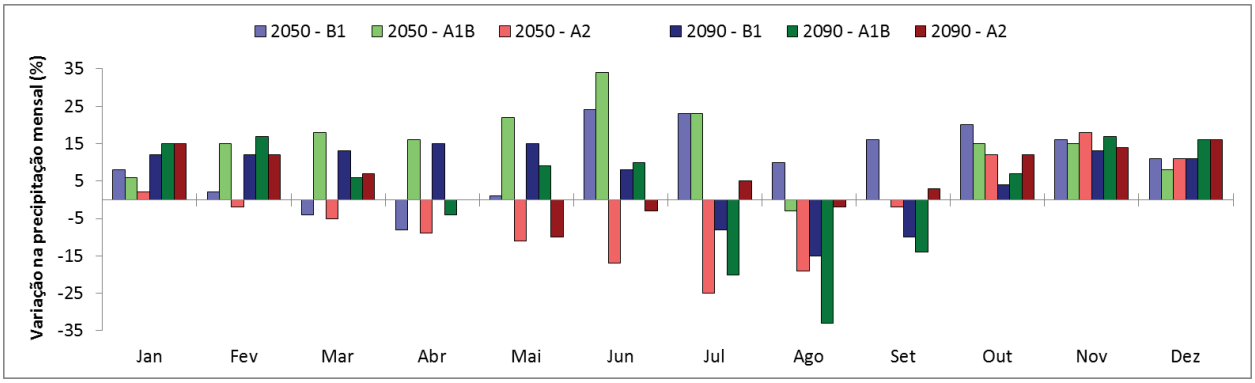


Figura 5 – Alterações percentuais na precipitação média mensal para os cenários simulados nas décadas de 2050 e 2090, tendo como referência os padrões de precipitação atuais

vazão mensal no período de maio a setembro, variação esta compreendida na faixa de -1,5% a -3%. Na estação chuvosa (novembro a março), a vazão apresentou acréscimos, tendo máximo em dezembro (7,9%).

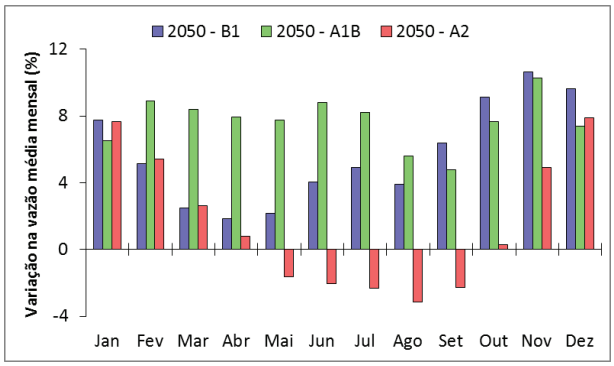


Figura 6 – Variação na vazão média mensal na década de 2050 para os cenários considerados

Tais resultados para a década de 2050 estão fortemente ligados às modificações nos padrões de chuva e temperatura apresentados nas Figuras 4 e 5. Para os três cenários a temperatura média sofreu um acréscimo de 1 a 3º C, enquanto para a precipitação houve aumento em praticamente todos os meses para os cenários B1 e A1B. No cenário A2 (altas emissões), a redução da precipitação no período seco associado ao aumento das temperaturas acabou por gerar os decréscimos de vazão observados entre maio e setembro.

Na Figura 7 são apresentadas as variações de vazão mensal para a década de 2090, onde se verifica que nos três cenários houve meses onde a variação de vazão mensal foi negativa.

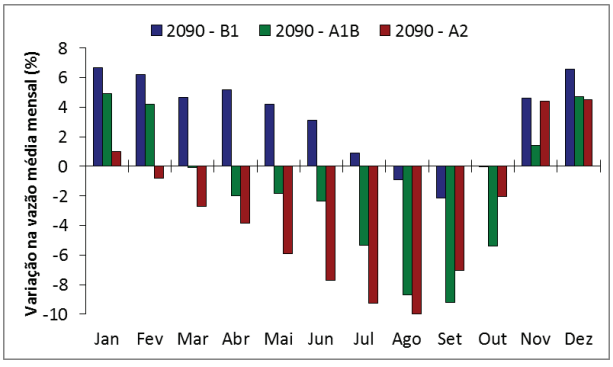


Figura 7 – Variação na vazão média mensal na década de 2090 para os cenários considerados

No cenário de menores emissões B1 ocorreram vazões negativas apenas em agosto (-0,9%) e setembro (-2,1%), enquanto nos demais meses a variação foi positiva, tendo seu máximo em janeiro (6,7%). Para o cenário A1B, de emissões intermediárias, ocorreram decréscimos entre os meses de março a outubro,

tendo a variação máxima de -9,2% em setembro, enquanto os demais meses apresentaram acréscimos. As menores vazões foram observadas no cenário de altas emissões A2, o qual apresentou redução em nove meses consecutivos (fevereiro a outubro), com máxima variação de -10,1% no mês de agosto.

Ainda com relação a estes cenários, verifica-se que mesmo com maiores reduções de precipitação no cenário A1B, conforme se pode observar na Figura 5, o cenário A2 apresentou as menores vazões. Tal fato pode ser atribuído ao maior aumento da temperatura média mensal no cenário A2, denotando a alta sensibilidade das rotinas de modelagem do SWAT às alterações na temperatura.

Tendo em vista as estimativas mensais obtidas para o final do século, verifica-se que o pior caso em relação à disponibilidade hídrica ocorreu no cenário A2, seguido do cenário A1B, onde mais da metade do ano apresentou redução da vazão. Uma redução dessa ordem poderia ocasionar um agravamento dos conflitos relacionados ao uso da água na bacia, visto que, além de ser utilizada como manancial de abastecimento público, há uma grande demanda de água destinada à irrigação dos cultivos agrícolas da bacia, em especial da cana-de-açúcar, a qual tem apresentado um acelerado ritmo de expansão. Por outro lado, nos meses chuvosos o aumento da vazão pode ocasionar problemas relacionados a inundações, principalmente nas áreas impermeabilizadas da bacia, além de alterações na qualidade da água devido aos eventos de chuva extremos.

CONCLUSÕES

O modelo SWAT foi aplicado e calibrado para a bacia do Ribeirão do Feijão tanto em passo diário como mensal. Os resultados indicaram que o modelo conseguiu prever com uma boa faixa de precisão as vazões ocorrentes na bacia, mostrando-se, portanto, apto à realização de simulações sob diferentes cenários de mudanças climáticas.

As simulações realizadas permitiram constatar a alta sensibilidade do modelo em relação às perturbações realizadas nas séries climáticas originais, permitindo-se quantificar numericamente os possíveis impactos das mudanças climáticas na vazão da bacia do Ribeirão do Feijão. Constatou-se que as simulações para a década de 2050 apresentaram uma tendência de aumento da vazão mensal nos cenários simulados devido ao aumento das precipitações. Já nas simulações para o final do século, devido à redução na precipitação, houve decréscimos significativas nos padrões mensais de vazão durante os meses mais secos, podendo tal diminuição chegar a até 10%. Por outro lado, nos meses de novembro, dezembro e janeiro as simulações apontaram aumento na vazão em todos os cenários para a década de 2090.

Tais predições da resposta hidrológica da bacia às mudanças projetadas no clima futuro podem fornecer subsídios para elaboração de novas estratégias de gestão dos recursos hídricos, permitindo se antecipar possíveis problemas de disponibilidade hídrica no futuro, bem como auxiliar na elaboração de políticas de mitigação de impactos decorrentes da mudança do clima.

REFERÊNCIAS

ARNOLD, J. G. et al. Soil and water assessment tool: input/output file documentation. Texas: Soil And Water Research Laboratory & Blackland Research Center, 2009. 662 p.

ARROIO JUNIOR, P. P. Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas – SP. 2013. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

FICKLIN, D. L. et al. Climate change sensitivity assessment of a highly agricultural watershed using SWAT. *Journal of Hydrology,* v. 374, p. 16-29, 2009.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report. Cambridge, UK: *Cambridge University Press*, 2013. 1536 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report. Cambridge: *Cambridge University Press,* 2007. 996 p.

LELIS, T. A.et al. Impactos causados pelas mudanças climáticas nos processos erosivos de uma bacia hidrográfica: Simulação de cenários. *Revista Ambiente & Água,* v. 6, p. 282-294, 2011.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008.

MELLO, E. L. et al. Efeito das mudanças climáticas na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do Rio Paracatu. Eng. Agrícola, *Jaboticabal*, v. 28, p.635-644, 2008.

MORIASI D. N. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MORRIS, M. D. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics*, v. 33, n.2, p. 161-174, 1991.

OLIVEIRA, J. B.; PRADO, H. Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadrícula de São Carlos. Memorial descritivo. Campinas: IAC, 1984. 110 p.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Assessing the impact of climate change scenarios on water resources in southern Brazil. *Hydrological Sciences Journal*, v. 58, n. 1, p. 77-87, 2013.

SEMENOV, M. A.; BROOKS, R. J. Spatial interpolation of the LARS-WG weather generator in Great Britain. *Climate Research*, v. 11; p. 137-148, 1999.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS. *Water Research*, v. 30, p. 453-462, 1994.

TIM, U. S. Emerging technologies for hydrologic and water quality modeling research. *Transactionsofthe ASAE*, v. 39, n. 20, p. 465-476, 1996.

TUCCI, C. E. M. Mudanças climáticas e impactos sobre os recursos hídricos no Brasil. *Ciência & Ambiente*, v. 34, p. 137-156, 2007.

VALERIO, E. L. S. Avaliação dos efeitos de alterações na precipitação devido a mudanças climáticas no regime hidrológico da bacia do Rio Paraguaçu, BA. 2014. 123 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2014.

WAGESHO, N.; JAIN, M. K.; GOEL, N. K. Effect of Climate Change on Runoff Generation: Application to Rift Valley Lakes Basin of Ethiopia. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 18, p. 1048-1063, 2013.

ZAHABIYOUN, B. et al. Assessment of Climate Change Impact on the Gharesou River Basin Using SWAT Model. *Clean – Soil, Air, Water*, v. 41, n. 6, p. 601-609, 2013.

RBRH *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 752 - 762

Avaliação das modificações hidrológicas ocorridas na Estação de Porto São José, situada em um trecho do rio Paraná regulado por Usinas Hidrelétricas

Evaluation of hydrological modifications that occurred at Porto São José Station in a reach of the Paraná river regulated by hydroelectric power plants

Luiz Henrique Maldonado[1]; Paulo Everardo Muniz Gamaro[2] e Jessica Martins dos Santos[3]

[1, 2, 3] Itaipu Binacional, Foz do Iguaçu, PR

lhmaldo@itaipu.gov.br; pemg@itaipu.gov.br; martinsj@itaipu.gov.br

Recebido: 10/12/14 - Revisado: 28/01/15 - Aceito: 28/05/15

RESUMO

As Usinas Hidrelétricas (UHE) possuem importante representação no cenário energético brasileiro, sendo a base para o Sistema Interligado Nacional (SIN). Entretanto, uma das consequências das operações das UHEs são as alterações dos regimes hidrológicos naturais dos sistemas fluviais, tanto à montante quanto à jusante da barragem. Em vista disso, o presente trabalho faz uma análise das possíveis alterações hidrológicas em uma estação fluviométrica situada à jusante de UHE, baseando-se em campanhas de campo, como medições de vazão realizadas no período de 1965 a 2014, levantamentos batimétricos e serie histórica de nível d'água. Os resultados obtidos para a Estação de Porto São José (PSJ), no rio Paraná, situada 30km à jusante das UHE Porto Primavera e UHE Rosana, indicam a ocorrência de um processo de erosão na seção de PSJ, com um aumento da área molhada de 28% e redução da velocidade média de 20%. Em vista destas alterações, foi determinada uma nova curva-chave para condição de escoamento permanente e foi identificada e corrigida a condição de escoamentos não permanentes (histereses) em PSJ. Assim, considerando o somatório das defluências das UHEs como referência, a tabela de calibragem indica desvios mensais de -500 $m^3.s^{-1}$, a curva-chave para escoamento permanente desvios de -90 $m^3.s^{-1}$ e a curva-chave para escoamentos não permanentes desvios de-75 $m^3.s^{-1}$. Apesar da curva-chave para escoamento permanente apresentar pequenos desvios mensais (-90 $m^3.s^{-1}$), em função da demanda energética diária as defluências das UHEs ocasionam desvios horários em PSJ de +640 a-610 $m^3.s^{-1}$ (média de 17 $m^3.s^{-1}$). Assim, a regularização das vazões no trecho do rio Paraná ocasionou alterações de variáveis hidrológicas e hidráulicas em PSJ (e.g., área, velocidade, escoamento para condição não permanente) e que puderam ser corretamente representadas pelas curvas-chave definidas por contínuas campanhas de campo.

Palavras Chave: *Usinas hidrelétricas. Curva -chave. Histerese*

ABSTRACT

Hydroelectric Plants (UHE- Usinas Hidroelétricas) are importantly represented on the Brazilian energy scene, and provide the base for the National Interconnected System (SIN Sistema Interligado Nacional). However, one of the consequences of UHE operation is changes in the natural hydrological regimes of the river system both upstream and downstream from the dam. For this reason this paper analyzes the possible hydrological changes at a river-gauging station downstream from a hydropower plant, based on field campaigns with flow measurements carried out during the period from 1965 to 2014, bathymetric surveys and historical series of water levels The results obtained for Porto São José Station (PSJ) in Paraná river, 30 km downstream from UJE Porto Primavera and UHE Rosana, indicate the occurrence of erosion in the PSJ section with a 28% increase in the wetted area and 20% reduction of mean velocity. Because of these changes a new rating curve was determined for the permanent flow condition, and the non-permanent flow condition (hysteresis) was identified and corrected for PSJ. Thus, taking the sum total of outflows from the UHEs as reference, the calibration table indicates monthly deviations of -500 $m^3\ s^{-1}$, the rating curve for permanent flow deviations of - 90 $m^3\ s^{-1}$, and the rating curve for non permanent flows deviations of -75 m^3 s-1. Although the rating curve for permanent flows presents small monthly deviations (- 90 $m^3\ s^{-1}$), because of the daily energy demands, the outflows from the UHE cause hourly deviations at PSJ of +640 to -610 $m^3\ s^{-1}$ (mean of 17 $m^3\ s^{-1}$). Thus flow regulation in this reach of Paraná River caused alterations of hydrological and hydraulic variables at PSJ (e.g. area, velocity, runoff for non-permanent condition) which could be correctly represented by rating curves defined by continuous field campaigns.

Keywords: *Hydroelectric Plants. Rating curves. hysteresis*

INTRODUÇÃO

A geração de energia elétrica no Brasil baseia-se na hidroeletricidade, com 584 reservatórios em operação, dos quais 147 são usinas hidrelétricas de geração (UHE, potência superior a 30MW) e 256 pequenas centrais hidrelétricas (PCHs, potência entre 1 a 30 MW) (CAMPAGNOLI; DINIZ, 2012). A hidroeletricidade assume, assim, especial importância e é a base do suprimento energético brasileiro (MÜLLER, 1995).

Segundo Campagnoli e Diniz (2012), em função do programa de monitoramento proposto para cada obra hidráulica, nos períodos anteriores ao enchimento dos reservatórios são necessárias intensivas investigações hidrometeorológica da bacia de interesse (*e.g.*, levantamento topobatimétrico, condições meteorológicas da bacia, curva de permanência para vazão e nível d'água).Em função dos dados coletados em campo, para cada estação fluviométrica são determinadas as séries de vazão (hidrogramas), tanto para realizar o dimensionamento da obra, quanto para ser um dado de suporte a operação do empreendimento.

Entretanto, de acordo com Sousa (2000) esses empreendimentos, de uma forma geral, produzem impactos sobre o meio ambiente, que são verificados ao longo do tempo de vida da usina, bem como ao longo do espaço físico envolvido.

A partir da construção da barragem de uma hidrelétrica, o rio em que o empreendimento foi inserido passa a ser gerido não mais por seus pulsos naturais, mas pela dinâmica produtiva da usina, ocasionando profundas modificações hidrológicas nos sistemas fluviais como um todo, tanto a sua jusante como a sua montante (SIQUEIRA et al., 2013).

Tais regiões, em especial à montante das barragens, deveriam ser amplamente monitoradas e estudadas em função da sua importância para a operação da usina e controle da vida útil do reservatório. Porém, não menos modificada, muito embora menos investigada, é a região à jusante das barragens (MANYARI, 2007). As operações das barragens promovem modificações no regime de fluxo e de transporte de sedimentos e introduzem um novo processo no canal, podendo causar efeitos substanciais na estabilidade do rio à jusante.

As alterações mais evidentes são as variações nas vazões e velocidades de fluxo, as alterações na quantidade, tipo e granulometria dos sedimentos transportados e alterações morfológicas dos canais, dentre outras (SIQUEIRA et al., 2013).

Para avaliar os efeitos transformadores provocados pelas barragens ao longo do tempo é necessário acompanhar as mudanças morfológicas, através de batimetrias periódicas e monitorar a validade da relação entre nível d'água e vazão (curva-chave).

No entanto, mesmo supondo-se que os dados oriundos da curva-chave forneçam resultados satisfatórios, julga-se necessário fazer aferições com dados medidos, pois a relação existente entre vazão e cota de um rio é uma função complexa que envolve características hidráulicas e geométricas da seção (JACCON; CUDO, 1989). Em certas situações, algumas técnicas podem auxiliar na obtenção das curvas-chave, como a teoria do caos, redes neurais e lógica de fuzzy (KHATIBI et al., 2012). Além disso, algumas curvas-chave são consideradas temporárias e variam constantemente, em função da alteração da área, aumentando as incertezas (JALBERT; MATHEVET; FAVRE, 2011).

Considerando trechos de rios regularizados por UHEs, a produção energética ao longo do dia das barragens ocasionam oscilações do nível d'água, que podem modificar o escoamento para condição não permanente, tornando a relação "cota x vazão" como não unívoca.

Além disso, a metodologia para a obtenção da vazão deve ser modificada, pois uma medição convencional (*e.g.*, molinete) apresentaria imprecisões para a determinação da vazão, em função das oscilações do nível d'água, principalmente pelo tempo demandado durante o processo. Uma das alternativas é a aplicação dos métodos acústicos para medição de vazão.

Segundo Mueller et al. (2013), as medições acústicas são realizadas com o equipamento "*Acoustic Doppler Current Profiler*" (ADCP) e, em geral, com o barco em movimento. Os ADCPs são utilizados há mais de 25 anos e são capazes de medir velocidades d'água e vazão em rios e canais com grandes profundidades (maior que 5 metros), assim como em pequenas profundidades (30cm). Além disso, o ADCP permite aos hidrólogos redução de tempo para a realização das atividades e permite uma medição da velocidade da água em escalas temporais e espaciais diferenciadas.

A determinação das reais vazões é fundamental para que as operações de Usinas Hidrelétricas sejam confiáveis. A Estação de Porto São José (PSJ), rio Paraná, pode ser utilizada como condição de contorno para modelos hidrodinâmicos de jusante para as Usinas de Porto Primavera e Rosana (situadas à montante de PSJ). Além disso, as vazões de PSJ são utilizadas como uma das variáveis importantes na previsão de afluência para a Usina de Itaipu Binacional (situada à jusante de PSJ), sendo fundamental o seu conhecimento da precisão desta informação.

Assim, objetivou-se avaliar, sob o aspecto quantitativo, as mudanças das variáveis hidrológicas, geométricas e morfológicas da estação fluviométrica Porto São José, que está situada no rio Paraná, em um trecho regulado por Usinas Hidrelétricas.

MATERIAL E MÉTODOS

Localização

A. Estação Fluviométrica Porto São José

A Estação de Porto São José, código ANA 64.575.000, está localizada no rio Paraná, latitude 22º 71' 78,16"S, longitude 53º 17' 67,63"W (WGS84), 35km à jusante das UHEs Porto Primavera e Rosana, Município de São Pedro do Paraná, Estado do Paraná.

A seção de réguas está localizada na margem esquerda do rio Paraná, à montante da balsa que faz a travessia entre Porto São José e Baitaporã, dentro do terreno do governo do estado do Paraná (Figura 1).

O monitoramento fluviométrico iniciou-se no dia 4 de novembro de 1963, pela CESP, e a partir de março de 1989 a Itaipu Binacional vem monitorando a Estação.

A partir de 1977, o nível d'água (N.A.) mínimo iden-

tificado na série histórica foi de 1,12m no dia 09 de julho de 2001 e o valor máximo de N.A. medido foi de 8,74m no dia 18 de fevereiro de 1983. A seção de medição (PRSJA) encontra-se 50 metros à jusante da seção de réguas.

Os perfis batimétricos são realizados a cada 2 ou 3 anos, sendo o último realizado no dia 04 de junho de 2008. Além das batimetrias convencionais, são realizadas batimetrias em conjunto com as medições de vazão com uma maior frequência. Considerando o perfil batimétrico, as cotas de extravasamento são 7,12m (margem direita) e 15,3m (margem esquerda).

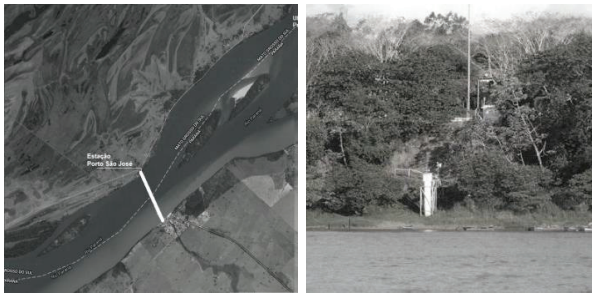


Figura 1- Localização da Estação Porto São José
Fonte: Google Earth 2014

A curva-chave vigente da estação foi elaborada em março de 1989, por intermédio do Consórcio Themag/GCAP, intitulada como Tabela de Calibragem, uma modificação da Tabela de Calibragem emitida pela CESP em 1983.

A partir de 1980, à montante da estação, grandes obras foram iniciadas para a construção de duas Usinas Hidrelétricas: UHE Porto Primavera, localizada no rio Paraná, e a UHE Rosana, no rio Paranapanema.

B. Usina Hidrelétrica Porto Primavera

A Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta, também chamada de Usina Hidrelétrica Porto Primavera, está localizada no rio Paraná na divisa dos municípios de Rosana (SP) e Baitaporã (MS), a aproximadamente 28 km à montante da confluência com o Rio Paranapanema (Figura 2).

Administrada pela CESP, a usina possui a barragem mais extensa do Brasil, com 10.186m de comprimento, possuindo um reservatório de 2.250 km^2. O projeto foi iniciado no ano de 1980 e começou a operar comercialmente 18 anos depois, em 1998. A UHE possui 14 unidades geradoras, totalizando 1.540MW de potência instalada.



Figura 2 – Localização da UHE Porto Primavera
Fonte: Google Earth 2014

C. Usina Hidrelétrica Rosana

A UHE Rosana é a última usina do rio Paranapanema. Localiza-se entre os municípios paulistas de Rosana e Teodoro Sampaio, e Diamante do Norte no estado do Paraná, a 15 km da confluência com o rio Paraná, na região conhecida como Pontal do Paranapanema (Figura 3).

As obras da usina foram iniciadas em 1980 e os primeiros geradores entraram em operação em março de 1987. Os demais grupos geradores foram instalados em 1994 e 1996, totalizando uma potência de 372 MW.



Figura 3 - Localização da UHE Rosana
Fonte: Google Earth 2014

Medições de vazão

Na Estação de Porto São José, no período de 1965 a 1988 foram realizadas 359 medições de vazão com o método tradicional (*e.g.*, molinete ancorado), disponibilizadas pelo DNAEE e obtidas no arquivo técnico da Itaipu Binacional (Figura 4a). Para o período de 1989 a 2004, a Itaipu Binacional realizou 60

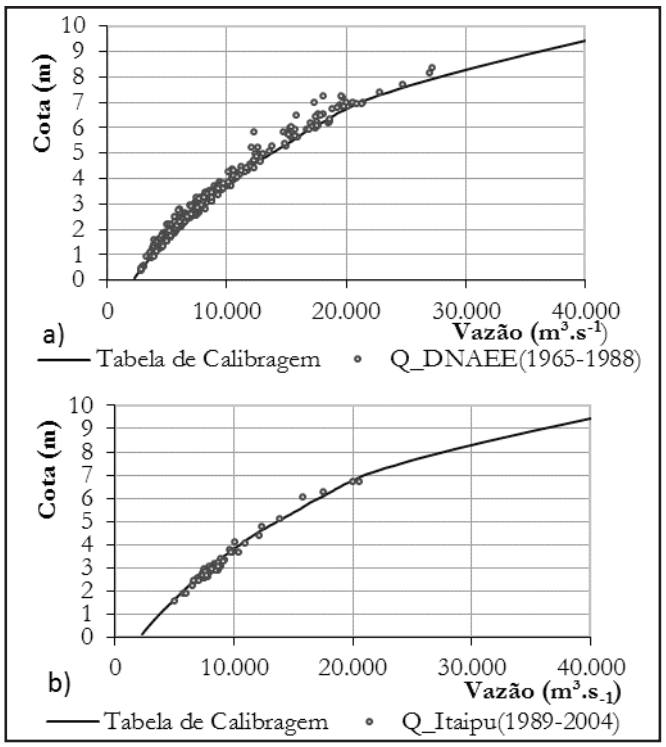


Figura 4 – Tabela de Calibragem (1983) e medições de vazão: (a) de 1965 a 1988 (DNAEE); (b) 1989 a 2004 (Itaipu Binacional)



Figura 5 – Equipe de Hidrometria da Itaipu Binacional realizando medições de vazão em Porto São José

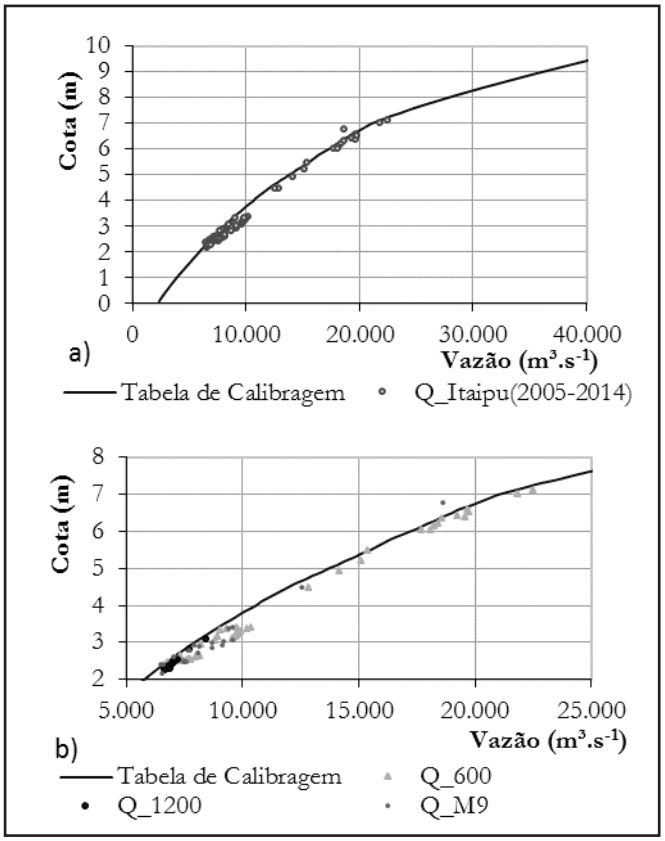


Figura 6 – (a) Tabela de Calibragem e medições de vazão de 2005 a 2014; (b) medições separadas pelo tipo de equipamento, como: 600 kHz, 1200 kHz e modelo ADP-M9

medições de vazão na Estação, sendo 44 delas obtidas com o método convencional e 16 medições com o método acústico (modelos de 600kHz e 300kHz) (Figura 4b).

Para o período de 2005 até 2014 foram realizadas 87 medições de vazão com o método acústico, com diferentes modelos de equipamentos, fabricantes, frequências e processamentos acústicos (*e.g.*, RioGrande 600kHz, 1200kHz e ADP-M9, processamento *BroadBand* e *Narrowband*) (Figuras 5 e 6). Em 2013, foi realizada uma campanha intensiva de medição de vazão, ao longo de três dias, em função das variações das defluências das UHEs (ITAIPU, 2013).

Para realizar as medições acústicas de vazão, normas e procedimentos foram aplicados durante as campanhas, como os apresentados por: ISO (2005), WMO (2010) e Gamaro (2012).

A partir das vazões apresentadas (Figuras 4 e 6), foram analisados os desvios de vazão obtidos entre a tabela de calibragem e as vazões medidas, considerando-os em ordem cronológica e ordem crescente de nível d'água.As vazões obtidas pela tabela de calibragem também foram comparadas com o somatório de defluência entre as UHEs, considerando médias diárias.

Além disso, foram plotadas as velocidades médias medidas em cada campanha, em função do nível d'água, e determinadas equações de correlação, por intermédio do método dos mínimos quadrados.

Série de nível d'água

Considerando as leituras manuais nas réguas às 7, 12 e 17h, de 1977 até 2013, foi construída a série histórica de nível d'água (N.A.) (Figura 7) e sua correspondente curva de permanência. Para o ano de 2014 foi possível utilizar leituras horárias. Além disso, com a série histórica de N.A. de 1977 a 2013, destaca-se que a vazão máxima em Porto São José ocorreu em 1983 (N.A. = 8,74m) e a vazão mínima ocorreu em 2001 (N.A. = 1,12m). Entretanto, há registros de que em 1969 foi medida a menor vazão da série, com 2.800 $m^3.s^{-1}$ (N.A. = 0,42m), período anterior a série de nível d'água disponível (a partir de 1977).

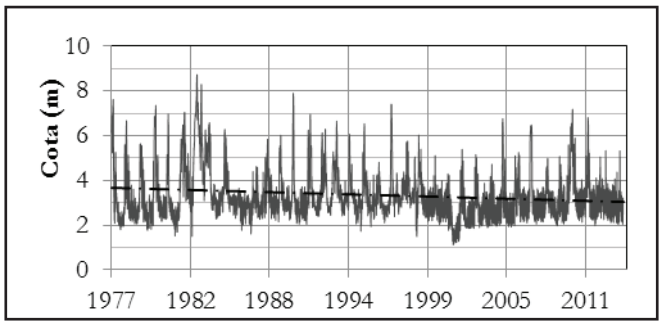


Figura 7 – Série histórica de nível d'água (0 < h < 9m) obtida através de três leituras diárias (N.A.) em Porto São José de 1977 a janeiro de 2014

A série histórica de nível d'água foi utilizada para identificar tendências ao longo do tempo e para determinar a curva de permanência, que é utilizada para determinar as frequências de ocorrência do N.A.

Tanto a série de N.A., quanto a curva de permanência

são utilizadas como suporte para identificação da variação do N.A., em função das operações das UHEs.

Batimetrias

Os levantamentos batimétricos foram realizados na Estação de Porto São José, rio Paraná, de 1989 até 2014, sendo o ponto inicial (PI) na margem direita (Figura 8).

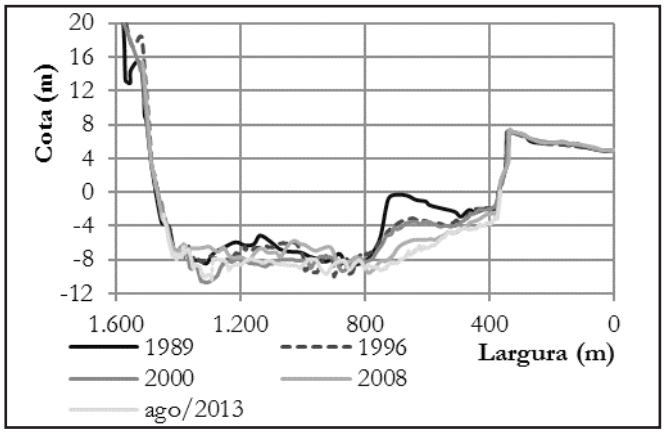


Figura 8 – Levantamentos Topo-Batimétricos realizados na Estação de Porto São José: 1989, 1996, 2000, 2008 e 2013

Em função da largura e profundidade da seção, os levantamentos batimétricos foram realizados por intermédio de teodolitos e ecobatímetros, e ultimamente com Sistemas de Posicionamento Global (GNSS).

Os levantamentos batimétricos foram utilizados para quantificar modificações do leito (e.g., assoreamento e/ou erosões) e determinar relações "cota x área" correspondente a cada período de tempo. O raio hidráulico, área e perímetro molhado, para cada cota,foram determinados em função do levantamento batimétrico de 2013.

Curva-chave

A. Escoamento Permanente

As curvas-chave correspondentes para cada período foram determinadas admitindo que a equação seja do tipo potencial (Equação 1) e que os coeficientes da equação sejam determinados pelo método dos mínimos quadrados, a partir das medições de vazão realizadas no respectivo período. Para isso, deve-se verificar se há linearidade da curva-chave quando plotada em um gráfico com escalas logarítmicas (HERSHY, 1978).

$$Q = c \cdot (h - a)^n \qquad \text{(Equação 1)}$$

sendo "*Q*" a vazão ($m^3.s^{-1}$), "h" o nível d'água (m), "*a*" o nível d'água correspondente a vazão nula e "*c*" e "*n*" coeficientes.

Como não há medições de vazão para cotas superiores a 7 m (situação de extravasamento na margem direita para a planície de inundação), foi considerada a tabela de calibragem para o trecho superior da curva. A ausência de dados topográficos e de vazões medidas tornam os métodos de extrapolação inválidos e não aplicáveis. Em função da diferente rugosidade da calha extravasora comparada ao canal principal, métodos simples de velocidades tornam-se complexos (KHATUA; PATRA; MOHANTY, 2012). Com o desconhecimento deste tramo, a curva-chave pode resultar em vazões inferiores ao real, uma vez que a variação da vazão, em função da variação do nível d'água, tende a ser maior no tramo de extravasamento. Entretanto, esta hipótese fundamenta-se no aumento da área molhada (trecho extravasado de até 40 km de extensão) e não pode ser comprovada, tornando assim uma hipótese com restrições para N.A. maior que 7m.

B. Escoamento não permanente

Para que uma curva-chave (Q x H) seja válida, o escoamento deve ser permanente, assim, para cada vazão medida existe um único valor de nível d'água correspondente. Entretanto, quando não ocorre a condição de escoamento permanente, a curva não representa o fenômeno hidráulico. Nestes casos, podem-se utilizar as seguintes metodologias (RANTZ et al., 1982):

a) curva-chave (Q x H) para condição de escoamento permanente com correções (dH/dT), em função das ondas positivas e negativas que geram laços na curva ou histerese. Neste caso, se não corrigida, a curva indica valores inferiores ao real quando há ascensão do N.A. e superiores ao real quando há descenso do N.A. (MALDONADO; GAMARO, 2013). Neste método é necessário medir vazões em 3 condições hidrológicas: nível crescente, constante e nível decrescente;

b) curva-chave (Q x dF) com duas estações fluviométricas, com o método do desnível d'água (dF);

c) método da velocidade indexada ($V_{média}$ x V_{medida}), com a instalação de um medidor de velocidade, como os medidores estáticos Doppler (SL).

Para a utilização e aplicação dos métodos (b) e (c), é necessária a instalação de uma infraestrutura adicional ao existente, tanto para medição de nível quanto de velocidade. O método (a) apresenta maior facilidade para aplicação prática, pois utiliza apenas uma estação fluviométrica. Entretanto, são necessárias constantes medições de vazão para verificação da validade do método.

Assim, foi aplicado o método (a), também chamado de Método de Wiggins, na Estação de Porto São José, para corrigir a curva-chave.

O método consiste na aplicação do acréscimo da linha de energia em função do acréscimo da velocidade (energia cinética), explicitada na Equação 2:

$$\frac{Q_c}{Q_m} = \sqrt{1 - \frac{1}{U.S_e}.\frac{dH}{dT}} \qquad \text{(Equação 2)}$$

sendo, Q_c a vazão corrigida ($m^3.s^{-1}$) em função do escoamento não ser permanente, Q_m a vazão da curva-chave ($m^3.s^{-1}$) para condição de escoamento permanente, "U" a velocidade de pro-

pagação da onda ($m.s^{-1}$), S_e a linha de energia para condição de escoamento permanente, dH a diferença de nível d'água (m) e dT a diferença de tempo entre as leituras de nível d'água (segundos).

A velocidade de propagação da onda (U), também chamada de celeridade da onda de cheia, é estimada como sendo de 1,3 a 1,7 vezes maior que a velocidade média (V_m) da seção. Segundo Corbett (1945) o valor usual é de $1,3.V_m$ e segundo Collischonn e Dornelles (2013), o valor da celeridade aproxima-se de $5/3.V_m$. O coeficiente multiplicador da velocidade média (V_m) adotado foi de 1,3, conforme recomendado por Rantz et al. (1982).

A linha de energia (S_e) é estimada a partir da Equação de Manning (Equações 3 e 4):

$$\frac{n.Q}{\sqrt{S_e}} = A.R_h^{2/3} \frac{n.Q}{\sqrt{S_e}} = A.R_h^{2/3} \quad \text{(Equação 3)}$$

$$S_e = \frac{(n.V_m)^2}{R_h^{4/3}} S_e = \frac{(n.V_m)^2}{R_h^{4/3}} \quad \text{(Equação 4)}$$

sendo, V_m a velocidade média do escoamento e R_h o raio hidráulico da seção e "n" o coeficiente de Manning.

Segundo Porto (2006), o coeficiente de Manning para arroios e rios varia de 0,025 a 0,150, em função da rugosidade do canal.

Para se determinar o número de Manning correspondente à Estação de Porto São José foram comparadas as vazões medidas em campo e as vazões estimadas corrigidas (Q_c) aplicando a equação 2, de modo iterativo.

Assim, foram comparadas as vazões mensais e diárias obtidas pela tabela de calibragem, nova curva-chave e curva-chave com correção (em função do escoamento não permanente), tendo como referência o somatório das defluências das UHEs. Deste modo, é possível identificar desvios de vazão para cada método e quanto as operações das UHEs influenciam na identificação da real vazão na Estação.

RESULTADOS

Curva de Permanência

Conforme a série histórica de nível d'água (Figura 7), nota-se que há uma tendência de diminuição do NA médio ao longo do tempo (1977 a 2014), fato parcialmente explicado com a entrada da operação das Usinas Hidrelétricas de Porto Primavera (rio Paraná) em 1999 e UHE Rosana (rio Paranapanema) em 1987. Em geral, as operações de Usinas tendem a diminuir a vazão máxima e aumentar a vazão mínima.

Segundo Rocha e Comunello (2002), quando o N.A. da Estação de Porto São José é maior que 4,60m ocorre o estágio de margens plenas, a partir do qual pode se iniciar a entrada das águas do rio Paraná pelos canais de ligação e lagoas, iniciando a inundação da parte mais baixa da Planície Fluvial.

A cota de 4,60m (início do processo de inundação da Planície Fluvial) ocorre com uma frequência de 10,6% (Figura 9) e em 80% do tempo o nível d'água está entre as cotas de 2m e 4m.

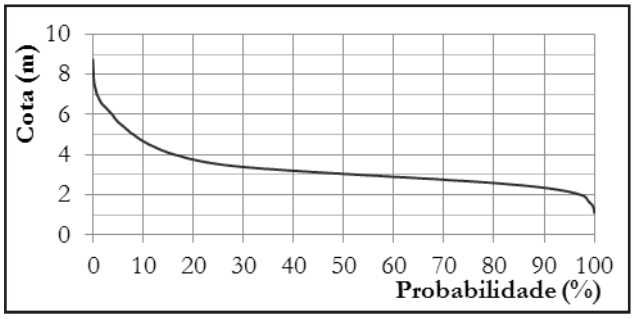


Figura 9 – Curva de Permanência do N.A. para o período de 1977 a 2014 (0 a 100%)

Dados geométricos da seção

A partir dos levantamentos topo-batimétricos (Figura 8), nota-se que há um processo de erosão da margem direita da calha do rio ao longo do tempo, entre as distâncias de 500 a 800 metros, a partir do PI. Esta condição de erosão poderia ser parcialmente explicada pelo início da operação da UHE Porto Primavera em 1999 e UHE Rosana em 1987, considerando que as UHEs são estruturas hidráulicas que modificam as condições hidráulicas das seções à jusante, como a seção de Porto São José. Esta erosão indica uma dinâmica das condições morfológicas e hidráulicas e que o processo continuará evoluindo ao longo do tempo até haver um equilíbrio.

Além da erosão na margem direita (Figura 8), ocorre também uma variação sistemática do leito ao longo do tempo, identificada em outros trabalhos como deslocamento de fundo em formato de dunas (MARTINS, 2004) e (GAMARO; MALDONADO; BASTOLLA, 2014).

Considerando os levantamentos topo-batimétricos transversais, as relações "cota x área" são determinadas para auxiliar na construção da curva-chave. Assim, as relações "cota x área", considerando as batimetrias de 1989 (Equação 5), 2000 (Equação 6) e 2013 (Equação 7), são:

$$A = 2,2492.H^2 + 1121,3.H + 5502,2 \quad \text{(Equação 5)}$$

$$A = 3,4601.H^2 + 1114,4.H + 7120,6 \quad \text{(Equação 6)}$$

$$A = 1,4234.H^3 + 7,7339.H^2 + 1076,5.H + 7994,2 \quad \text{(Equação 7)}$$

Como no levantamento de 2013 foram coletadas profundidades apenas na parte molhada da seção, anexou-se também a topografia do levantamento de 2008 (Equação7).

Comparando as áreas medidas, por intermédio das 147 medições de vazão realizadas pela Itaipu (1989 a 2014), com as áreas das relações "cotas x áreas", conclui-se que a área molhada da seção está aumentando ao longo do tempo (conforme verificado na Figura 8) e que para cada intervalo de tempo, deve-se utilizar a relação "cota x área" correspondente (Figura 10(a)). As outras características geométricas estão representadas na Figura10(b).

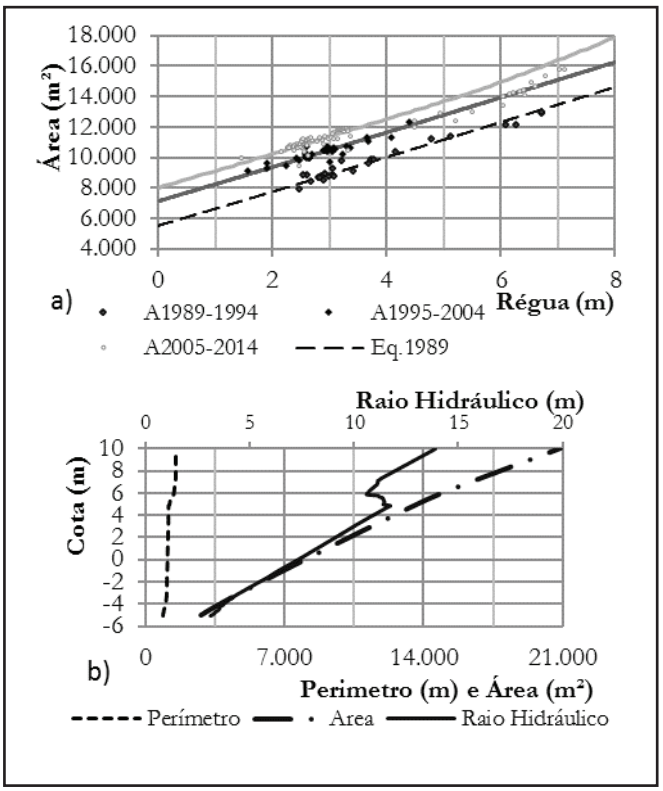


Figura 10 – (a) "Cota x área" (1989, 2000 e 2013) e áreas medidas de 1989 a 2014; (b) Características geométricas referentes à batimetria de 2013

Considerando o nível médio de 3,05m (50% na curva de permanência de todo o período), a área correspondente para os perfis batimétricos para os anos de 1989, 2000 e 2013 é de 8.936 m², 10.549 m² (aumento de 18% comparado com 1989) e 11.435 m² (aumento de 8,4% com 2000 e aumento de 28% com 1989), respectivamente.

Velocidade média medida

Considerando as 147 medições de vazão de 1989 a 2014, nota-se que a velocidade média da água está diminuindo ao longo do tempo (Figura 11). Para a cota média de 3,05m, a velocidade modificou-se de 0,94 m.s^{-1} para 0,75 m.s^{-1} (redução de 20% de 1991 a 2014).

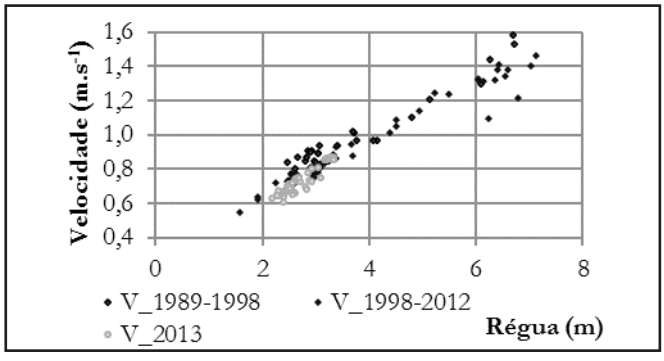


Figura 11 – Velocidades médias medidas de 1989 a 2014

A relação "nível x velocidade média" (Equação 8) de 2004 a 2014, é de:

$$V_m = 0{,}3282 \cdot H^{0{,}8084} \qquad \text{(Equação 8)}$$

sendoV_m a velocidade média (m.s^{-1}) e H o nível d'água (m).

Vazões dedefluência, medida e estimada pela Tabela de Calibragem.

A partir de 1994 as vazões estimadas pela tabela de calibragem resultam em valores inferiores às vazões medidas, com valor máximo de -15% ou 1.350 m³.s^{-1} (Figura 12(a)). A tendência negativa de desvios de vazão é um indicativo de que é necessária uma mudança da curva-chave na Estação de Porto São José.

Considerando os desvios de vazão, na ordem crescente de nível d'água (Figura 12(b)), nota-se que a tabela de calibragem resulta em valores inferiores às vazões medidas até a cota de 4m, havendo uma inversão de resultados para cotas superiores a 4 m.

O método acústico de vazão começou a ser aplicado na Estação em 2005 e não foram identificadas diferenças significativasnos resultados entre os métodos. Segundo Gamaro (2012), os ADCPs de diferentes fabricantes estão aptos a medir as mais diversas características de rios e canais nacionais. Entretanto, a precisão de uma medição de vazão é extremamente dependente da escolha da frequência, modo de operação e tipo de processamento acústico.

A mudança dos desvios de vazão para cota superior a 4 m é um indício que há uma mudança hidráulica na seção e

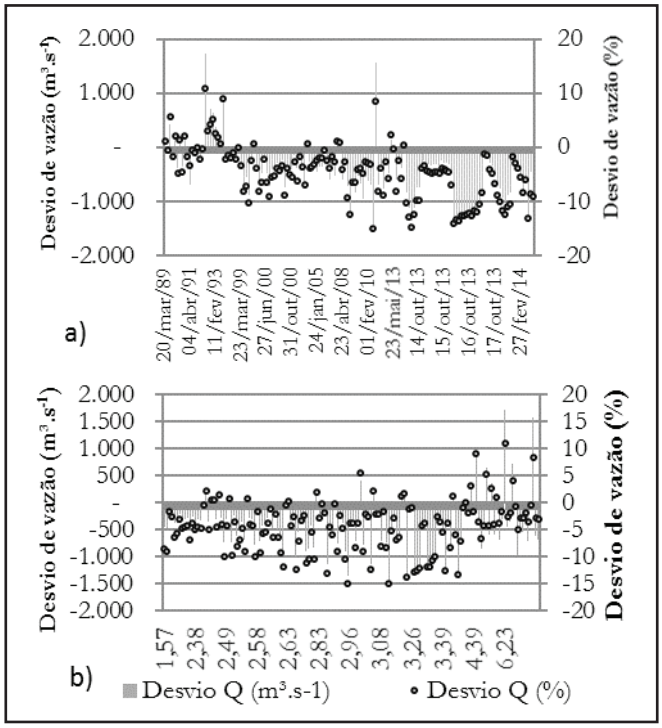


Figura 12 – Desvios de vazão entre a tabela de calibragem de 1983 e as medições realizadas entre 1989 e 2014. (a) ordem cronológica; (b) ordem crescente de nível d'água

que pode estar havendo possíveis extravasamentos da água para a planície de inundação, situada na margem direita (MD).

Além disso, comparando as vazões de defluência diárias das UHE Porto Primavera e Rosana com as vazões médias diária em Porto São José, obtida pela Tabela de Calibragem, nota-se que há um desvio médio de 500 $m^3.s^{-1}$ (Figura 13).

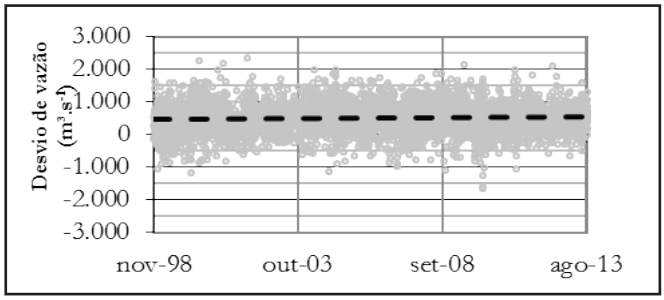


Figura 13 – Desvios de vazão entre o somatório das UHE Porto Primavera e a tabela de calibragem de Porto São José

Nova curva-chave para a Estação de P. S. José

Considerando as alterações do leito do rio Paraná, conforme resultado dos levantamentos batimétricos de 1989 a 2013 (Figura 8), nota-se que é preciso determinar uma curva-chave para cada período correspondente. Assim, aplicou-se a Equação 1 e foram determinadas as curvas-chave para os períodos de 1995 a 2004 (Equações 9 e 10) e de 2005 a 2014 (Equações 11 e 12):

Período de 1995 a 2004:

$0{,}10 < H < 7{,}01m$

$Q = 334{,}31.\ (h + 3)^{1{,}79406}$ (Equação 9)

Desvios médios de vazão entre: -2,5 e 2,5%;

$7{,}01m < H < 9{,}50m$

$Q = 298{,}48.\ (h)^{2{,}1804}$ (Equação 10)

Período de 2005 a 2014:

$0{,}10 < H < 7{,}32m$

$Q = 159{,}59.\ (h + 4)^{2{,}0469}$ (Equação 11)

Desvios médios de vazão entre: -4,1 e 3,6%;

$7{,}32m < H < 9{,}50m$

$Q = 298{,}48.\ (h)^{2{,}1804}$ (Equação 12)

Para as cotas superiores a borda plena (acima de 7,0m na MD), deve-se utilizar a curva-chave com ressalvas, pois quase não há medições de vazão nestas condições. Assim, devem-se realizar novas medições de vazão quando ocorrer uma condição de cheia e verificar, assim, a validade do tramo superior da curva-chave proposta.

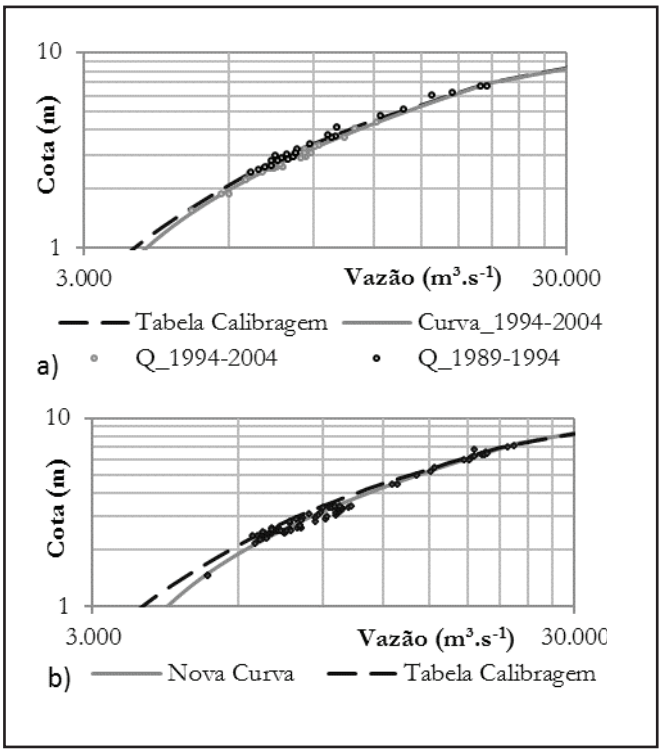


Figura 14 – Medições de vazão e a curvas-chave para os períodos: (a) de 1994 a 2004; (b) 2005 a 2014

Escoamento não permanente

Para determinar o número de Manning, correspondente à Estação de Porto São José, foram comparadas as vazões medidas em campo com as vazões estimadas corrigidas (Q_c) aplicando as equações 2, 4 e 11, de modo iterativo (Figura 15).

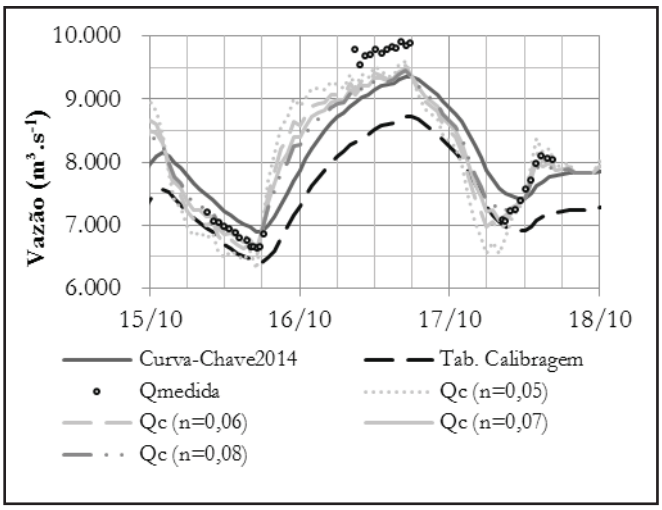


Figura 15 – Vazões obtidas pela curva-chave de 2014 (Equação 11), pela correção da histerese (Equação 2, considerando os coeficientes de Manning de 0,05 a 0,08) e por medições em campo

Assim, considerando as vazões medidas de 2013 e 2014, o coeficiente de Manning que melhor se adequa é o valor de 0,065 (Figura 15).

A Equação 2 pode ser simplificada inserindo a equação 8 (V_m) e equação 4 (S_o), os coeficientes da celeridade de 1,3 e de Manning de 0,065, para um intervalo de tempo de uma hora, obtendo a Equação 13:

$$Q_c = Q_m \cdot \sqrt{1 - \frac{dH \cdot R_h^{4/3}}{0{,}699 \cdot H^{2{,}4252}}} \qquad \text{(Equação 13)}$$

sendo Q_m a vazão da curva-chave (Equações 11 e 12), H o nível d'água (m), dH a variação de nível d'água (m) para um intervalo de uma hora ($dH = H_0 - H_1$, sendo H_1 o nível d'água atual e H_0 o nível d'água de uma hora antes) e R_h o raio hidráulico (Figura 10(b)).

Assim, foram comparadas as vazões para o ano de 2014, considerando a Equação 13 (escoamento não permanente), Equações 11 e 12 (curva-chave para escoamento permanente), tabela de calibragem e as vazões de defluência das Usinas de Porto Primavera e Rosana (Figura 16).

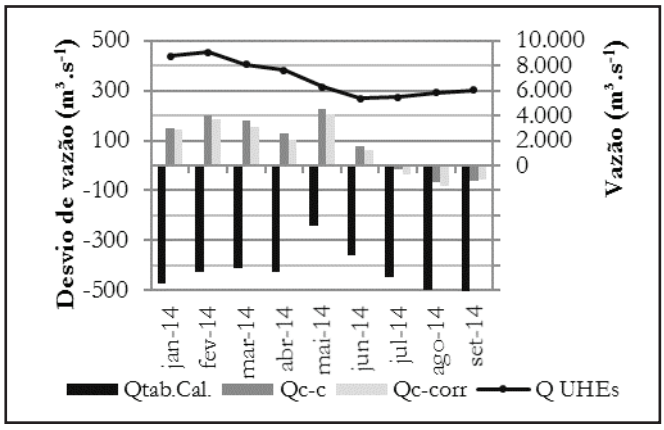


Figura 16 – Desvios de vazão mensal, considerando como referência o somatório das defluências das UHEs

Considerando os desvios mensais de vazão (Figura 16), nota-se que a tabela de calibragem indica desvios inferiores (420 $m^3.s^{-1}$) com o somatório das UHEs (conforme verificado na Figura 13). Os desvios de vazão para a nova curva-chave, para condição de escoamento permanente (Equações 11 e 12) e para escoamento não permanente (Equação 13) apresentaram desvios médios mensal de 90 e 75 $m^3.s^{-1}$, respectivamente, comparados ao somatório das defluências das UHEs.

Para os desvios de vazão diários, enquanto a tabela de calibragem indica desvios de 430 $m^3.s^{-1}$, a curva-chave para escoamento permanente (Equações 11 e 12) resulta em um desvio médio diário de 85 $m^3.s^{-1}$ e para escoamento não permanente (Equação 13) resulta em desvio médio diário de 70 $m^3.s^{-1}$, comparados ao somatório das defluências das UHEs.

Assim, a nova curva-chave com escoamento não permanente (Equação 13) foi o método que melhor representou as vazões na Estação de Porto São José nas comparações com as defluências das UHEs.

De modo a quantificar o erro horário da aplicação da tabela de calibragem e da curva-chave para escoamento permanente (Equações 11 e 12), foram comparadas as vazões na Estação de Porto São José entre os métodos (Figura 17).

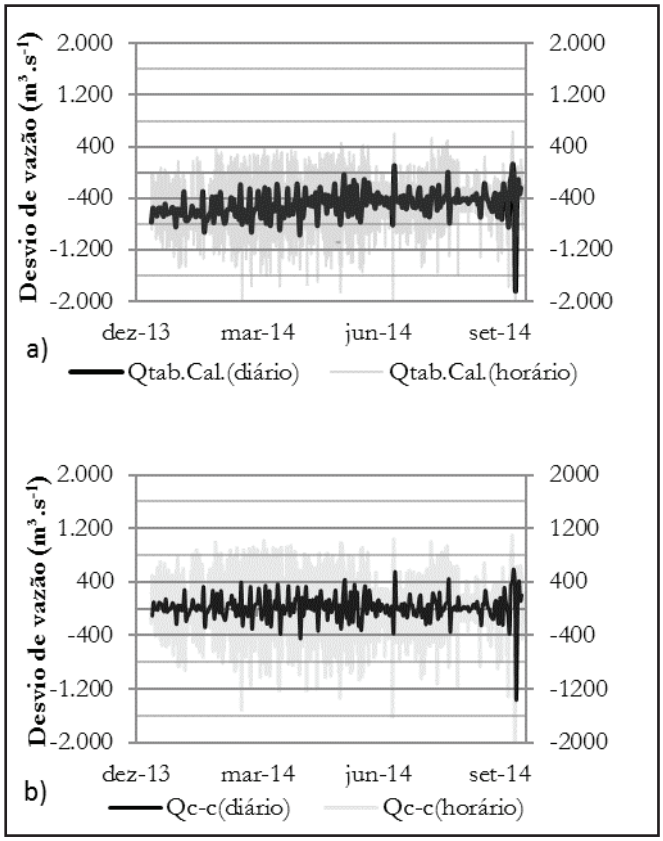


Figura 17 – Desvios de vazão diários e horários, considerando como referência a vazão obtida pela curva-chave de 2014 para condição de escoamento não permanente: (a) tabela de calibragem (Qtab. Cal.); (b) curva-chave (Equações 11 e 12) (Qc-c)

Conforme figura 17, considerando a vazão obtida pela Equação 13 como a referência, nota-se que a Tabela de Calibragem resulta em desvios de vazão horários na faixa de +130 $m^3.s^{-1}$ a -1.150 $m^3.s^{-1}$ e média de -500 $m^3.s^{-1}$. Os desvios diários resultaram na faixa de +180 $m^3.s^{-1}$ a -790 $m^3.s^{-1}$. Os limites indicados na faixa de desvios de vazão foram obtidos por intermédio da ocorrência de 95% e 5% dos respectivos desvios de vazão.

Com a aplicação da curva-chave obtida pelas equações 11 e 12, os desvios de vazão horários resultaram na faixa de +640 $m^3.s^{-1}$ a -610 $m^3.s^{-1}$ (média de 17 $m^3.s^{-1}$) e desvios diários na faixa de +330 $m^3.s^{-1}$ a -250 $m^3.s^{-1}$.

Apesar de haver um desvio médio horário e diário de vazão próximo de nulo (17 $m^3.s^{-1}$), as operações das UHEs impactam diretamente nas vazões estimadas na Estação de Porto São José, pois as operações das UHEs ocasionam ondas positivas e/ou negativas no trecho, modificando o escoamento para não permanente. Quanto maior a variação horária das defluências, maiores são os desvios de vazão identificados na Estação de Porto São José (*e.g.*, para o dia 29/09/2014, figura 17, o desvio horário de vazão foi de 1.950 $m^3.s^{-1}$ e diário de 1.360 $m^3.s^{-1}$).

Na figura 18 seguem dois exemplos do comportamento

de cada curva-chave na Estação de Porto São José e da soma das defluências das UHEs. Para o primeiro caso, nota-se que nos primeiros momentos do dia 21/07/2014 as curvas-chave de 2014 (tanto para escoamento permanente, quanto para não permanente) se comportam de modo similar às somas das defluências das UHEs e a tabela de Calibragem não condiz com a realidade. Entretanto, quando as defluências variaram de 5.100 $m^3.s^{-1}$ para 6.500 $m^3.s^{-1}$, somente a curva-chave representada pela Equação 13 se comportou de modo similar a soma das defluências das UHEs.

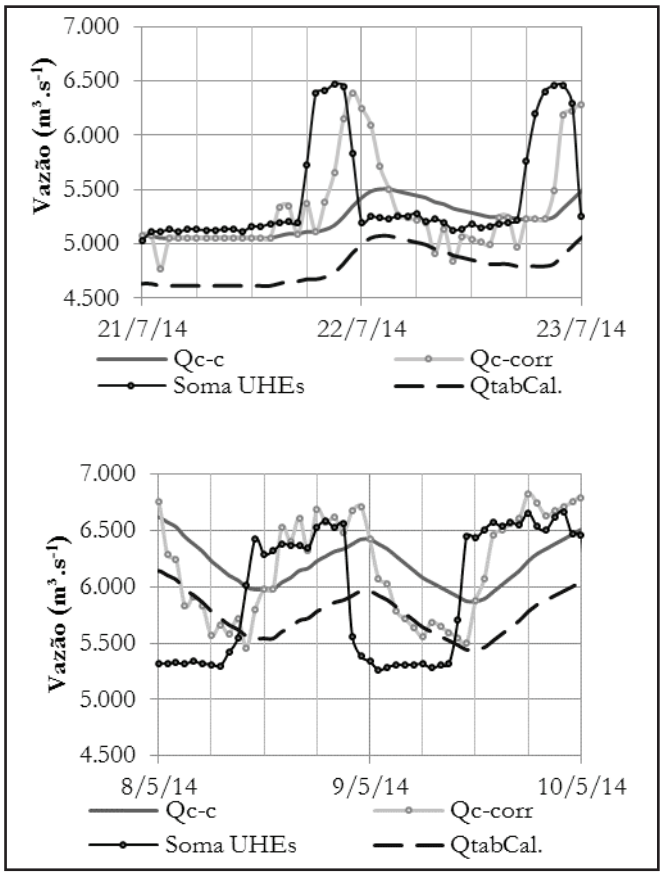


Figura 18 – Vazões horárias, considerando a curva-chave de 2014 (Qc-c), a curva-chave corrigida em função da histerese (Qc-corr), o somatório das vazões defluentes das UHEs (Soma UHEs) e tabela de calibragem (QtabCal.)

CONCLUSÕES

O conhecimento das variáveis hidrológicas e de suas dinâmicas ao longo do tempo é de suma importância para a gestão dos Recursos Hídricos. Alterações destas variáveis podem ser ocasionadas por ações antrópicas, como a regularização de vazões, devendo ser entendidas e corrigidas.

Para a Estação de Porto São José, situada à jusante de duas UHEs, por intermédio das medições de vazão e das batimetrias, foi possível identificar,de 1989 a 2013, que está ocorrendo um processo de erosão na seção na ordem de 28%, redução da velocidade média de 20%, para o nível médio de 3,05m, e redução do N.A. médio.

Considerando o somatório de defluência das UHEs, a tabela de calibragem apresentou desvios médios mensais de vazão de 500 $m^3.s^{-1}$.Como há o efeito de histerese, em função das variações das operações das UHEs, a tabela de calibragem indicou desvios de vazão horários de até -1.950 $m^3.s^{-1}$ e desvios diários de até -1.360 $m^3.s^{-1}$.

Assim, a utilização da tabela de calibragem ocasionam grandes erros para a determinação da vazão em Porto São José e as operações das UHEs de Porto Primavera e Rosana modificam os escoamentos para não permanentes, aumentando o grau de complexidade para a determinação da real vazão.

De modo geral, somente com campanhas e coletas de campo, de modo contínuo, é possível identificar e quantificar alterações das condições hidrológicas e hidráulicas das estações fluviométricas. Hidrogramas mesmo considerados consistidos podem conter erros, como no caso da série de Porto São José.

Além da necessidade do continuo monitoramento da área molhada e da velocidade média da seção, é fundamental a aplicação da correção da curva-chave de PSJ (condição de escoamento não permanente), tanto para escala horária, quanto diária, para que se tenha o real hidrograma para a Estação.

REFERÊNCIAS

CAMPAGNOLI, F.; DINIZ, N. C. *Gestão de reservatórios de hidrelétricas*. São Paulo: Oficina de Texto, 2012.

COLLISCHONN, W. E DORNELLES, F. *Hidrologia para engenharia e ciências ambientais*. Porto Alegre: ABRH, 2013.

CORBETT, D. M. *Stream-Gaging Procedure*. A manual describing methods and practices of the Geological Survey. Washington: United States Government Printing, 1945. (Water-Supply paper 888).

GAMARO, P. E. M. *Medidores Acústicos Doppler de Vazão*. Foz do Iguaçu: [s.n.], 2012.

GAMARO, P. E. M.; MALDONADO, L. H.; BASTOLLA, V. Using dunes displacement method to estimate bed load in Paraná river. In: Int. Conf. Large Rivers, 2., 2014, Manaus. *Proceedings*… [S.l.: s.n.], 2014.

GOOGLE Earth. 2014.

HERSHY, R. W. Hydrometry. Principles and practices. 2nd ed. [S.l.]: Wiley, 1978.

ISO. *ISO 24154*: Hydrometry - Measuring river velocity and discharge with acoustic Doppler profilers. [S.l.]: ISO, 2005.

ITAIPU. *Relatório referente à campanha de medição de vazão em Porto São José e a jusante das UHE Porto Primavera e Rosana*. [S.l.]: Itaipu, 2013.

JACCON, G.; CUDO, K. J. *Curva-Chave*. Análise e Traçado.

Brasília: DNAEE, 1989.

JALBERT, J.; MATHEVET, T.; FAVRE, A. C. Temporal uncertainty estimation of discharges from rating curves using a variographic analysis. *J. Hydrology*, v. 397, n. 1-2, p. 83-92, Jan. 2011.

KHATIBI, R.; SIVAKUMAR, B.; GHORBANI, M. A.; KISI, O.; KOÇAK, K.; ZADEH, D. F. Investigating chaos in river stage and discharge time series. *J. Hydrol.*, v. 414-415, p. 108-117, Jan. 2012.

KHATUA, K. K.; PATRA, K. C.; MOHANTY, P. K. Stage-Discharge Prediction for Straight and Smooth Compound Channels with Wide Floodplains. J. Hydraulic Eng., v. 138, n. 1, p. 93-99, Jan. 2012.

MALDONADO, L. H.; GAMARO, P. E. M. Métodos de correção de vazões em tramos superiores de curvas-chaves e para o caso de histerese. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., Bento Gonçalves, RS, 2013. *Anais*... Porto Alegre: ABRH; 2013.

MANYARI, W. V. *Impactos ambientais a jusante de hidrelétricas, o caso da usina Tucuruí-PA*. 2007. 222 f. Tese (Doutorado de Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

MARTINS, D. P. *Dinâmica das Formas de Leito e Transporte de Carga de Fundo no Alto rio Paraná*. 2004. 66 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2004.

MÜLLER, A. C. *Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento*. São Paulo: Makron Books, 1995.

MUELLER, D. S.; WAGNER, C. R.; REHMEL, M. S.; OBERG, K. A.; RAINVILLE, F. *Measuring discharge with acoustic Doppler current profilers from a moving boat*. (ver. 2.0, December 2013). Washington: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, 2013. Book 3, chap. A22.

PORTO, R. M. *Hidráulica básica*. São Carlos: EESC/USP, 2006.

RANTZ, S. E. et al. *Measurement and computation of streamflow*. Washington: USGS, 1982. v. 2. (Geological survey water-supply paper, 2175).

ROCHA, P. C.; COMUNELLO, E. Geomorfologia e áreas inundáveis na Planície Fluvial do Alto rio Paraná. 2002.

SIQUEIRA, A. G.; AZEVEDO, A. A.; SOUZA, L. A. P.; SILVA, M. Modificações fluviais à jusante de barragens. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL, 14., Rio de Janeiro, 2013. Anais... [S.l.: s.n.], 2013.

SOUSA, W. L. *Impacto ambiental de hidrelétricas:uma análise comparativa de duas abordagens*. 2000. 160 f. Dissertação (Mestrado de Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

WMO - World Meteorological Organization. *Manual on Stream Gauging*. Geneva: Chairperson, 2010. V. 1. (WMO, nº 1044).

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 763 - 773

Índice Ambiental de Perda por Fragmentação (IAPF)

Environmental Index of Loss by Fragmentation (EILF)

Rafael Cabral Cruz[1]; Jefferson Marçal da Rocha[2]; Jussara Cabral Cruz[3]; Fábio Silveira Vilella[4] e Geraldo Lopes da Silveira[5]

[1, 2] Campus de São Gabriel, UNIPAMPA, São Gabriel, RS. Brasil
rafaelcruz@unipampa.edu.br; jefferson.rocha@unipampa.edu.br
[3, 5] Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. Brasil
jussara@ct.ufsm.br; geraldo@ct.ufsm.br
[4] Simbiota Consultoria Ambiental Ltda, Santa Maria, RS. Brasil
fabio@simbiota.com.br

Recebido: 12/12/14 - Revisado: 27/01/15 - Aceito: 05/06/15

RESUMO

A fragmentação de rios é um dos maiores problemas que se colocam para o planejamento ambiental na interface com a gestão de recursos hídricos. A necessidade de implantação de barragens para fins de geração de eletricidade, irrigação, abastecimento público, leva a uma crescente pressão sobre a integridade ecológica das redes hidrográficas. Neste trabalho se propõe uma metodologia para mensurar a perda de valores ambientais causados pela fragmentação de redes hidrográficas, de forma não monetária, utilizando-se da alteração no valor das fragilidades ambientais. O Índice Ambiental de Perda por Fragmentação foi aplicado na região do Alto e Médio Uruguai, nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, na área de estudo do Projeto FRAG-RIO. Os resultados mostram que o índice conseguiu valorar os trechos de redes remanescentes mais sensíveis à fragmentação, permitindo a discussão de diretrizes para o planejamento ambiental da bacia do rio Uruguai.

Palavras Chave: *Fragmentação. Integridade ecológica. Gestão ambiental. Gestão de recursos hídricos.*

ABSTRACT

River fragmentation is one of the greatest challenges on environmental planning at the light of water resources management. The need for dams for hydropower generation, irrigation and public water supply, results in increasing pressure on the ecological integrity of water bodies. This paper proposes a methodology to measure the environmental losses caused by river fragmentation by accounting the change in the value of the so called environmental fragility. The Index of Environmental Losses by River Fragmentation (a non-monetary index) was applied in the Upper and Middle Uruguay River basin, located partially in the states of Santa Catarina and Rio Grande do Sul, in the FRAG-RIO Project study area. The results show that the index could account the portions of rivers more susceptible to fragmentation, enriching the discussion and providing guidelines for the environmental planning of the Uruguay River basin.

Keywords: *Fragmentation. Ecological integrity. Environmental management. Water resources management.*

INTRODUÇÃO

O impacto de barragens sobre a hidrologia e sobre a fauna aquática tem sido estudado nos últimos anos. Nilsson et al. (2005) mostraram que 172 dos 292 sistemas de grandes rios do planeta foram impactados por barragens. Segundo o autor, até 2005, existiam mais do que 45.000 barragens com altura acima de 15 metros, apresentando um volume aproximado acima de 6.500 km^3, ou seja, cerca de 15% da água que escorre por todos os rios do planeta. Ainda de acordo com os autores, os impactos das barragens em escala de bacia hidrográfica, tanto nos ramos à montante como à jusante dos empreendimentos, são a inundação, a manipulação de vazões e a fragmentação.

A inundação provoca perda de ecossistemas terrestres e ribeirinhos (anfíbios), assim como áreas produtivas, de moradia, belezas cênicas, reduzindo os trechos de corredeiras e, com isto, penalizando as espécies adaptadas aos ambientes lóticos. Altera os padrões de uso da terra e pode potencializar impactos à saúde das populações. Transforma estes ambientes lóticos em lênticos (NILSSON et al., 2005; TUNDISI; TUNDISI, 2011).

A manipulação de vazões prejudica o desenvolvimento do canal, afeta a dinâmica das áreas úmidas ribeirinhas, reduz a produtividade das planícies de inundação, diminui a dinâmica de deltas e pode provocar grandes alterações nas comunidades aquáticas. "Barragens obstruem a dispersão e migração de organismos, e estes e outros efeitos tem sido diretamente ligados à perda de populações e espécies inteiras de peixes de água doce" (NILSSON et al., 2005). Para a América do Sul, os autores mostram que 6% da área das bacias dos sistemas de grandes rios é não afetada por barragens, 64% são moderadamente afetadas e 30% são fortemente impactadas. Em consequência, restam poucos trechos importantes livres de barramentos.

Nilsson, Jansson e Zinko (1997) já haviam identificado relação de dependência entre a vegetação ribeirinha e a alteração no regime de inundação provocado pela introdução de barragens. Segundo Lehner et al. (2011), estima-se em 2,8 milhões de barramentos com reservatórios maiores que 0,1 hectares no planeta. Considerando-se os trechos de rios impactados por um grau de regulação igual ou maior que 2%, 7,6% da extensão cumulativa mundial dos rios é afetada por barragens. Quando se consideram os rios que possuem vazão média maior que 1.000m^3/s, a extensão cumulativa dos rios do planeta afetadas por barragens sobe para 46,7%. Segundo Grill et al. (2015), 1.293 bacias de rios principais são fragmentadas por grandes barragens, o que representa 59% dos rios do planeta. No entanto, estas bacias contemplam 93% do volume dos rios do planeta, uma vez que os 41% de trechos não perturbados por barragens encontram-se, principalmente, em áreas de climas áridos e semi-áridos.

Vários estudos tem demonstrado os impactos ambientais dos efeitos da fragmentação de rios por barragens.

Cruz (2005) e Cruz et al. (2007) demonstraram que existe uma zonação vertical de caracteres funcionais de plantas em ambientes ribeirinhos e que existe uma partição do grau de previsibilidade do regime de pulsos nas diferentes cotas de inundação. Nas cotas mais baixas, sujeitas aos pulsos de alta frequência, a previsibilidade é maior e ligada a processos de adaptação. Nas cotas mais altas, sujeitas a inundações mais raras, predominam fenômenos altamente aleatórios, mais ligados à sucessão.

Dias et al. (2013) apresentaram que sub-bacias mais fragmentadas por barreiras naturais apresentam maior taxa de especiação e maior quantidade de espécies de peixes endêmicos. Mims e Olden (2013) demonstraram que o efeito de regularização de vazões das grandes barragens sobre a fauna aquática provoca aumento da previsibilidade do ambiente à jusante do eixo do barramento e seleção de estratégias de vida mais adaptadas a um ambiente mais previsível, em prejuízo das espécies mais oportunistas e adaptadas a um ambiente com dinâmica mais aleatória.

Jager et al. (2001) simularam os efeitos da fragmentação de redes hidrográficas utilizando modelos genéticos de metapopulações de peixes migradores e verificaram que a mesma produz um declínio exponencial na probabilidade de persistência e provoca erosão genética entre populações e dentro das mesmas.

Pode-se, de forma sintética, definir fragmentação de rios como a ruptura da conectividade hidrológica. De um ponto vista ecohidrológico, a conectividade hidrológica pode ser definida como sendo a transferência mediada pela água de materiais, energia e organismos dentro e entre os compartimentos do ciclo hidrológico (PRINGLE, 2003). Deste modo, segundo Lehner e Grill (2013), a conectividade hidrológica ocorre tanto à montante como à jusante (conectividade longitudinal), como entre os rios, as áreas úmidas e as planícies de inundação (conectividade lateral), bem como entre a água subterrânea, a água superficial e a atmosfera (conectividade vertical). Segundo os autores, avançar na implementação de modelos conceituais que incluam a conectividade hidrológica é de grande potencial para a modelagem hidroecológica, pois permite integrar processos de várias disciplinas, com facilidade de representação topológica de redes e bacias hidrográficas e devido à possibilidade de estabelecer conexões entre os processos em várias escalas.

Cote et al. (2009) propuseram um índice para avaliação da conectividade em redes hidrográficas (Dendritic Connectivity Index - DCI) baseado na probabilidade de que um peixe possa se deslocar entre dois pontos escolhidos aleatoriamente em uma rede hidrográfica. Grill et al. (2015) apresentaram uma proposta de uma matriz para avaliação do impacto de barragens combinando um índice de fragmentação (RFI) com um índice de regulação (RRI), sendo que o índice de fragmentação foi baseado no DCI e o de regulação na percentagem do volume da vazão anual que pode ser retida a montante do trecho por barragens para liberação posterior.

No contexto de uma avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica, o Projeto FRAG-RIO (BRASIL, 2011) definiu fragmentação como "o efeito de rompimento de conexões em padrões e processos ambientais que se propagam ao longo da rede de drenagem e suas vertentes. Qualquer perturbação que cause este efeito de rompimento, seja física, como a implantação de barragens, ou qualitativa, como a introdução de efluentes químicos ou orgânicos, que tenham a capacidade de tornar um trecho de rio indisponível para a manutenção de determinados fluxos antrópicos, bióticos ou abióticos, resulta em fragmentação do rio". Neste projeto, "FRAG" está associado à relação entre os conceitos de fragilidade e fragmentação. No FRAG-RIO, a fragilidade funciona como um indicador para

assessorar os tomadores de decisão na tarefa de planejar a inserção de empreendimentos que causam a fragmentação de rios. De acordo com Cruz et al. (2012), fragilidade seria a qualidade de um determinado ecossistema total humano para perder sua estabilidade frente a um determinado regime de perturbações. Assim, a fragmentação do rio por barragens foi abordada, no projeto FRAG-RIO, como o regime de perturbações. Os trechos de rios e da bacia hidrográfica foram avaliados quanto à sua resistência ou resiliência frente à fragmentação (BRASIL, 2011).

Cruz et al. (2012) discutem a dificuldade de estabelecimento de negociações necessárias para a tomada de decisões quando os problemas envolvem diferentes políticas públicas setoriais. No caso brasileiro da implantação de barragens, entre as políticas públicas de energia, gestão de recursos hídricos e meio ambiente. Como ainda não existem mecanismos institucionalizados de inclusão de usuários nos processos de tomada de decisão que envolvem mais de uma política setorial, as decisões acabam sendo tomadas em reuniões da Casa Civil, com participação dos respectivos ministérios na discussão. Neste quadro, mais crítica é a dependência em um processo de valoração dos diferentes cenários colocados em discussão.

Uma das dificuldades encontradas no desenvolvimento de metodologias para avaliação de fragilidades ambientais de ambientes organizados em rede, como as redes de drenagem, envolve a contabilização das perdas causadas pela fragmentação dos rios.

Segundo Romeiro (2010), uma das características dos ecossistemas que dificulta a mensuração do valor dos serviços ambientais é a falta de relação unívoca entre as funções ecossistêmicas e estes serviços. Para o autor, "como sistemas complexos, os ecossistemas apresentam várias características (ou propriedades), como variabilidade, resiliência, sensibilidade, persistência e confiabilidade. Dentre elas, as propriedades de variabilidade e resiliência apresentam importância crucial para uma análise integrada das interconexões entre ecossistemas, sistema econômico e bem-estar humano". Para Romeiro (2010), a complexidade dos ecossistemas leva a um comportamento não linear entre os fatores causadores de perturbação e a propriedade de resiliência dos sistemas, geralmente baseada em limiares.

O problema colocado - em qual trecho de rio eu devo alocar o investimento para construção de uma barragem, de modo que seja obtido o máximo benefício econômico e social com a menor perda de capital natural – envolve, portanto, alguma forma de atribuir valores para diversos aspectos sócio-ambientais. Valores estes que não são necessariamente monetários, mas que permitam comparar graus relativos de perda de valor ambiental para trechos da rede de drenagem perante determinados tipos de regimes de perturbação, como a fragmentação de redes hidrográficas por barragens.

Segundo Soares (2004), o processo de apoio à tomada de decisão "é uma atividade que, tendo por base modelos claramente explicitados, mas não necessariamente formalizados, ajuda na obtenção de elementos de resposta às questões que se apresentam a um interventor em um processo de decisão". Ou seja, decidir em qual trecho de rio deve-se evitar colocar uma barragem ou em qual é mais interessante, dado o balanço entre ganhos e perdas sócio-ambientais, é algo que se encaixa neste problema.

O desenvolvimento do projeto FRAG-RIO (BRASIL, 2011) levou à necessidade de realizar duas análises complementares em função da natureza dos tipos de processos ambientais modelados: a análise agregada e a desagregada. Na análise agregada, foi desenvolvida uma análise multicritério hierárquica que resultou em mapas de fragilidades ambientais para os blocos físico, biótico e antrópico, cada qual produto de dois níveis de agregação. Com valores avaliados pixel a pixel, estes mapas, em última análise, são produto de um processo hierárquico de valoração de variáveis indicadoras, a maioria de pressão e não de estado, em função da situação dominante de carência de dados, que expressa uma aproximação consensual da equipe interdisciplinar do valor ambiental da área, expresso em notas entre 0 e 255 (para maximizar a discriminância de valores que cabem em um byte) e não monetárias. Já a análise desagregada leva em conta, principalmente as características da fragmentação da rede de drenagem pela possível implantação de barragens e que possui propriedades que não podem ser avaliadas pixel a pixel, como modificações no comprimento de trechos de rios livres de barramentos e de redes remanescentes destes trechos.

Para Soares (2004), é condição para estabelecer a definição de avaliação ambiental que primeiro se estabeleçam "as referências de desempenho ou sob quais bases a avaliação será feita. Subsequentemente, uma alternativa será considerada melhor que outra se os critérios considerados relevantes para caracterizá-la apresentarem os resultados em média mais satisfatórios". Ainda, segundo o mesmo autor: "Avaliação: determinar, por exemplo, a valia ou o valor, o preço e o merecimento; calcular, estimar; reconhecer a grandeza, a intensidade, a força de algo. Trata-se de um procedimento de comparação de um resultado (baseado em critério(s)) com um padrão de referência; ou ainda, da verificação formal e contínua dos resultados atingidos em comparação com os padrões de desempenho estabelecidos". Pode-se, deste modo, estabelecer como critérios a diferença entre os valores de fragilidade dos blocos físico, biótico e antrópico do cenário alternativo com os valores dos mesmos no cenário atual, tomado como referência.

Portanto, buscou-se uma forma de sintetizar os valores obtidos de fragilidade ambiental pixel a pixel, com as medidas de redes remanescentes resultantes da implantação de diferentes cenários. Para tal, considerou-se que o valor da fragilidade expressa um valor ambiental. Pode-se, portanto utilizar o valor médio dos píxeis pertencentes a cada rede de drenagem para ponderar o comprimento das redes remanescentes, ou seja, atribuir um valor ambiental para a rede remanescente. Assim, pode-se comparar os valores das redes antes da fragmentação com os valores das redes após este processo, o que expressaria uma perda de valores ambientais em função da fragmentação da rede de drenagem. Esta ideia resultou no desenvolvimento do Índice Ambiental de Perda por Fragmentação (IAPF).

METODOLOGIA

A figura 1 apresenta o mapa conceitual que representa o processo de cálculo do IAPF.

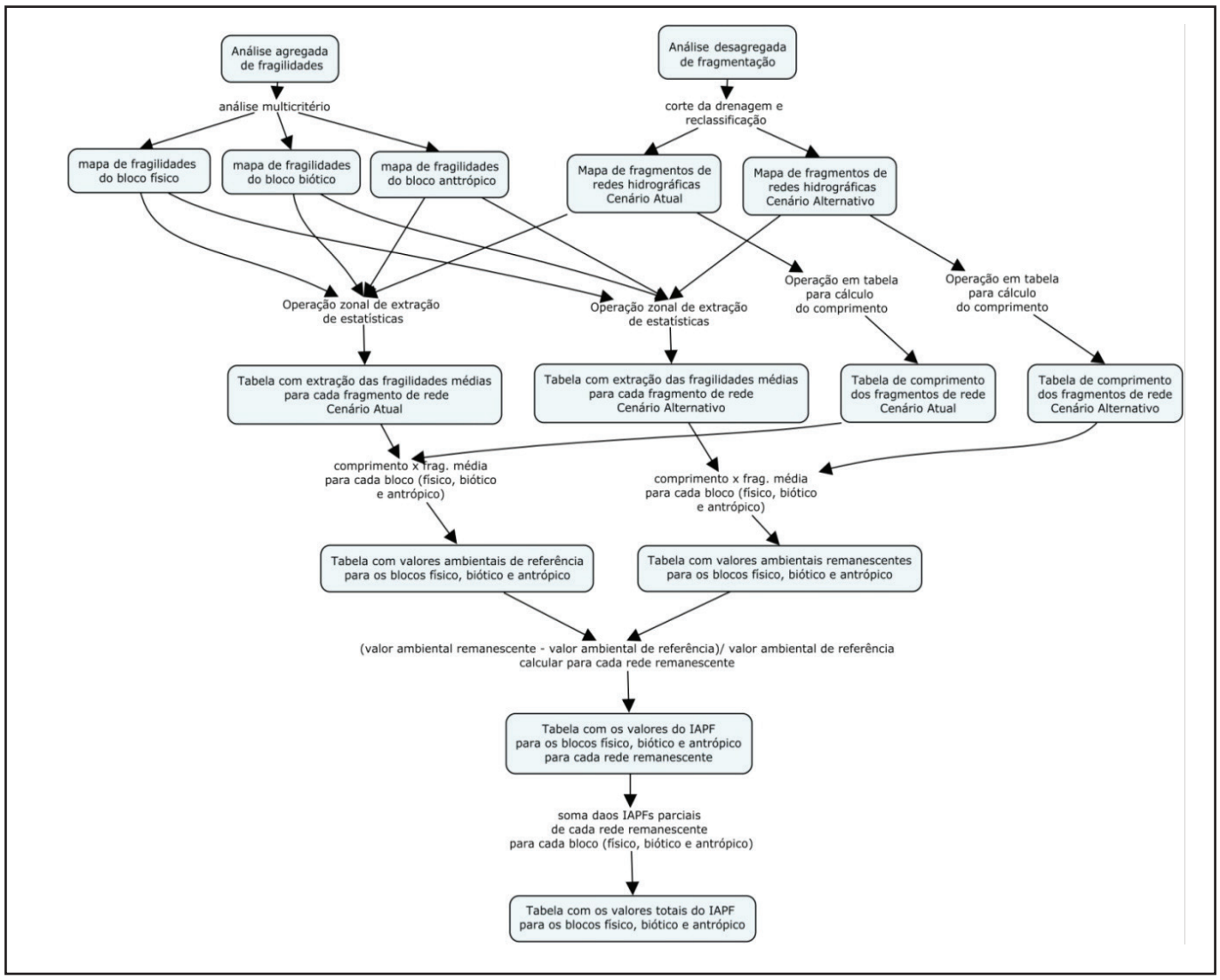


Figura 1 – Mapa conceitual do Índice Ambiental de Perda por Fragmentação – IAPF

Como pode ser observado na figura 1, são utilizados dois conjuntos de mapas resultantes dos processos de análise agregada e desagregada. Da análise agregada são demandados os mapas resultantes da combinação linear ponderada hierárquica de indicadores de pressão ou estado em três níveis: variáveis, aspectos e blocos. As variáveis indicam a valoração da fragilidade para um processo ou padrão relacionado a alguma condição de resistência ou resiliência do sistema ambiental perante o regime de perturbações do meio. Os aspectos representam a combinação linear ponderada (soma ponderada) de um grupo de variáveis relacionadas a um grupo de processos intensamente relacionados funcionalmente. Esta agregação intermediária também teve a função de evitar que fosse efetuada a agregação, em um único passo, de um conjunto de variáveis maior do que 5 a 7, o que dificultaria a posterior análise de sensibilidade efetuada com os pesos atribuídos às variáveis (TREVISAN, 2008; TREVISAN; PADILHA; CRUZ, 2010). Finalmente, os aspectos foram agregados em blocos, representando a valoração ambiental (fragilidade) dos blocos físico, biótico e antrópico.

As figuras 2 a 4 apresentam, respectivamente, os mapas de fragilidades dos Blocos Físico, Biótico e Antrópico do projeto FRAG-RIO, que foram utilizados para valoração ambiental dos trechos de rios.

Da análise desagregada foram utilizados dois mapas de drenagem, apresentados nas figuras 5 e 6, que apresentam, respectivamente, o mapa das redes atuais, resultantes da fragmentação dos empreendimentos já existentes, presentes no SIGEL (ANEEL) no ano de 2011 (ano do relatório 2 do Projeto FRAG-RIO), incluindo todos os empreendimentos já implantados ou em implantação (Cenário Atual), tanto de UHEs, como de PCHs e CGHs, utilizado como mapa de referência, e o mapa do cenário alternativo, com os efeitos de fragmentação resultantes da implantação de todos os empreendimentos do Cenário Atual, empreendimentos com outorga, viabilidade ou plano básico aprovados, mais os empreendimentos das UHEs Garabi e Panambi.

Para a extração dos valores de comprimento de cada rede contínua de drenagem, foi efetuada a edição dos mapas vetoriais de drenagem no ArcGis 9.3, cortando-se as drenagens nos pontos de inserção das barragens e, na sequencia, foram

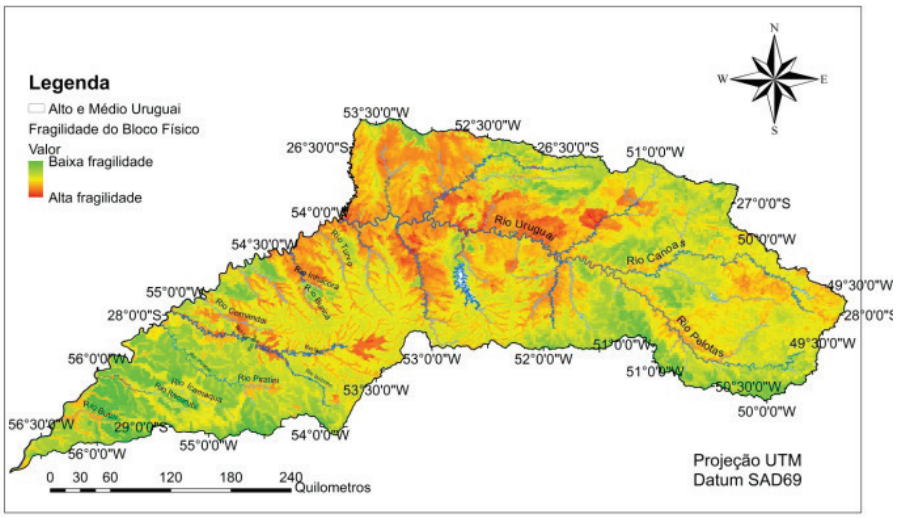


Figura 2 – Mapa de fragilidades do Bloco Físico
Fonte: Brasil (2011)

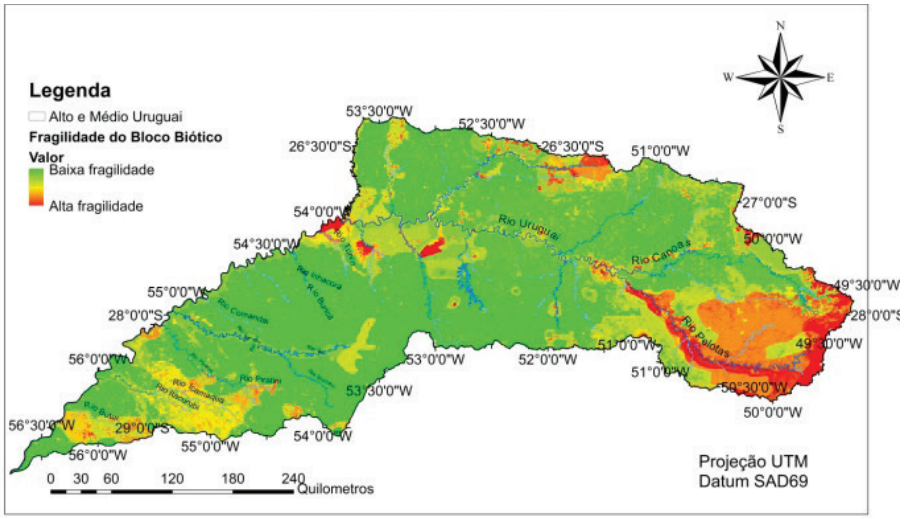


Figura 3 – Mapa de fragilidades do Bloco Biótico
Fonte: Brasil (2011)

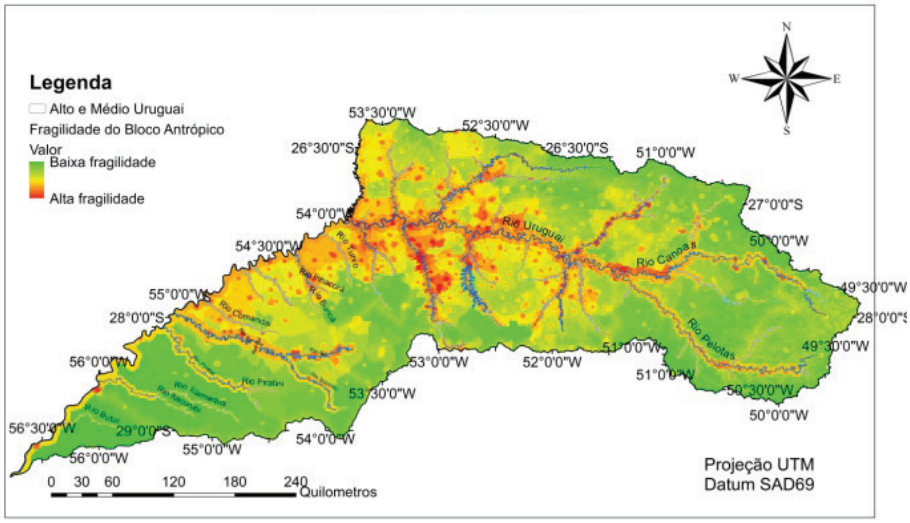


Figura 4 – Mapa de fragilidades do Bloco Antrópico
Fonte: Brasil (2011)

selecionados todos os trechos que permaneceram contínuos e, através de uma operação na tabela de atributos, foi atribuído um identificador único de rede para todos os segmentos da mesma rede. Na sequencia, foi utilizada a operação de calcular geometria na tabela de atributos, utilizando-se as opções de comprimento e unidade em quilômetros. Esta operação atribui o comprimento para cada polilinha da drenagem. A tabela foi exportada para o MS Excel e, através de uma operação de subtotal com opção soma, foram obtidos os comprimentos totais para cada rede.

Os valores médios de fragilidade para cada rede foram obtidos através do módulo Zonal Statistics as Table do ArcGis, utilizando-se os mapas de fragilidades como mapas de entrada e os mapas de redes como zonas, utilizando-se o campo do identificador de rede como Zone Field. As tabelas com os resultados foram exportadas para o MS Excel e os valores das médias, para cada rede, armazenados juntamente com os respectivos comprimentos.

O cálculo dos valores ambientais para cada rede foram efetuados de acordo com a Equação 1.

$$Va_i = Fr_i \times C_i \qquad (1)$$

Onde Va_i é o valor ambiental da rede i, Fr_i é a fragilidade média da rede i e C_i é o comprimento acumulado de todas as polilinhas da rede i em quilômetros. Ou seja, o valor ambiental é o comprimento da rede ponderado pela fragilidade média.

Para as redes referentes ao Cenário Atual, o valor de Va_i passa a ser Var_i, que passa a ser lido como valor ambiental de referência.

Neste estudo somente foram computados os valores

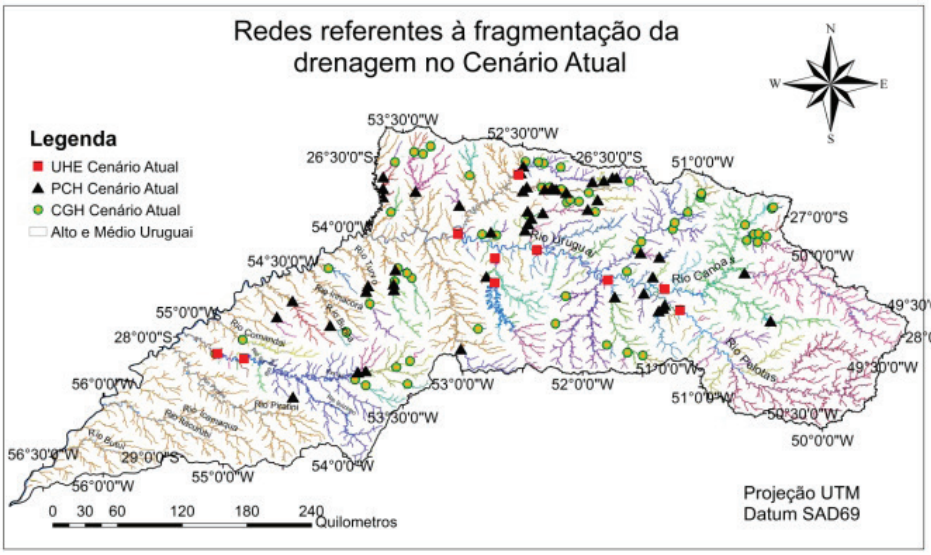


Figura 5 – Mapa de fragmentação da rede do trecho nacional do Uruguai Alto e Médio, Cenário Atual
Fonte: Brasil (2011)

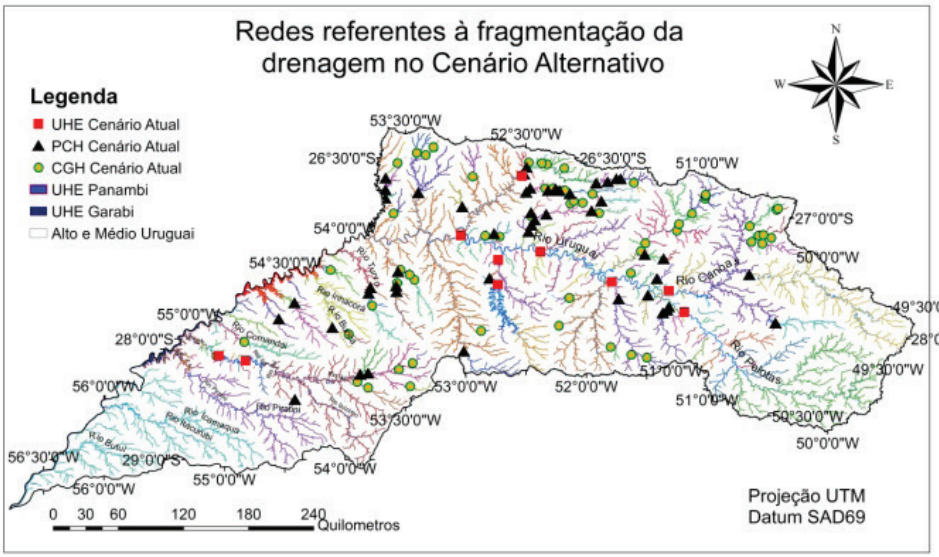


Figura 6 – Mapa de fragmentação da rede do trecho nacional do Uruguai Alto e Médio, Cenário Alternativo
Fonte: Brasil (2011)

de Var_i para as redes com comprimento acumulado maior que 400 km e para cada bloco temático (físico, biótico e antrópico).

Os valores de Va_i foram calculados para todas as redes do Cenário Atual maiores que 400 km e fragmentadas pelos empreendimentos do Cenário Alternativo, independentemente do seu comprimento. O critério utilizado foi qualitativo, avaliando-se as redes que possuíam maior probabilidade de conter trechos contínuos de rios com comprimento igual ou maior a 80 km, valor tomado como referência para a viabilidade de populações de peixes migradores de médio porte (BRASIL, 2011).

O Índice Ambiental de Perda por Fragmentação – IAPF foi calculado de acordo com a Equação 2.

$$IAPF_k = \sum_{i}^{n} \frac{(Va_i - Var_k)}{Var_k} \qquad (2)$$

Onde $IAPF_k$ é o Índice Ambiental de Perda por Fragmentação para a rede *k* do Cenário Atual; Va_i é o valor ambiental da rede *i*; Var_k é o valor ambiental de referência da rede *k* e *n* é o número de redes resultantes da fragmentação da rede *k*. Cada termo do somatório expressa a perda relativa de valor ambiental para cada trecho de rede resultante da fragmentação. O IAPF expressa, portanto, a soma das perdas relativas de todos os fragmentos de rede resultantes da implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo sobre a rede do Cenário Atual.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A tabela 1 apresenta os resultados da fragilidade média calculada para os quatro blocos temáticos utilizados no Relatório da Segunda Etapa do Projeto FRAG-RIO (BRASIL, 2011): físico, biótico, e os cenários 1 e 2 do bloco antrópico. Originalmente, o projeto FRAG-RIO utilizou uma escala de favorabilidades para representar as fragilidades ambientais, o que determinava que o valor de 0 significava a menor favorabilidade e a maior fragilidade. Para fim de tornar os valores de fragilidades diretamente proporcionais à fragilidade, converteu-se os valores de favorabilidades para fragilidades subtraindo os mesmos de 255.

Tabela 1 – Fragilidade média obtida para o Cenário Atual

Bloco temático Cenário Atual	***Favorabilidade média***	***Fragilidade média (Fr_i)***
Físico	122,01	132,99
Biótico	195,89	59,11
Antrópico 1	200,74	54,26
Antrópico 2	209,66	45,34

A tabela 2 apresenta os valores ambientais de referência (Vari) calculados para o Cenário Atual e para as redes que apresentam comprimento acumulado igual ou maior que 400km. Observa-se que para todos os blocos a rede que apresenta o maior valor ambiental de referência é a rede 1, que é o trecho contínuo de rios livres de barramentos situados a jusante da UHE Foz do Chapecó. Em segundo lugar encontra-se a rede 123, que é a rede do rio Pelotas situada a montante da UHE Barra Grande.

A tabela 3 apresenta os resultados do IAPF referentes à fragmentação da rede 1. Observa-se que a implantação do Cenário Alternativo, com a inserção das UHEs Panambi e Garabi resulta na fragmentação da rede 1 em 20 redes menores. A fragmentação da rede 123 está apresentada na tabela 4. Nesta rede, a inserção dos empreendimentos do Cenário Alternativo resulta em uma fragmentação da rede atual em 6 redes menores. As tabelas 5 e 6 apresentam, respectivamente, os resultados do IAPF para as redes 2 e 110, onde a implantação das intervenções do Cenário Alternativo resultam em 2 e 3 redes menores, respectivamente.

As redes com comprimento maior que 400 km 108 (rede do rio Canoas a montante da PCH Pery), 179 (rede do rio Apauê ou Ligeiro) e 117 (rede do rio do Peixe entre a CGH Rio do Peixe - Specht e a CGH Fuganti) possuem IAPFs iguais a zero, uma vez que não há diferença de valores ambientais resultantes de fragmentação por barragens (os cenários atual e alternativo são iguais). A figura 7 apresenta os resultados comparados do IAPF para as redes maiores que 400 km. Observa-se que as maiores perdas de valores ambientais, com a inserção dos empreendimentos do Cenário Alternativo se deram na rede situada a jusante da UHE Foz do Chapecó (rede 1), na rede situada a montante da UHE Barra Grande (rede 123) e na rede do rio Canoas situada a montante da UHE Campos Novos e a jusante da PCH Pery. Observa-se que as perdas na rede 1 são cerca de 4 vezes maiores que na rede 123. Já as perdas na rede 110 representam cerca de um terço daquelas verificadas para a rede 123.

Tabela 2 – Valores ambientais de referência obtidos para o Cenário Atual

rede	***C_i (km)***	***Var_i Bloco Físico***	***Var_i Bloco Biótico***	***Var_i Bloco Antrópico 1***	***Var_i Bloco Antrópico 2***	***descrição***
1	8428	1120841,95	498211,18	457302,39	382112,58	rede do Uruguai jusante UHE Foz do Chapecó
123	1448	165809,03	133619,99	78568,33	65650,10	rede do rio Pelotas montante UHE Barra Grande
2	1226	163046,06	72473,53	66522,63	55584,96	rede do Ijuí montante UHE São José jusante PCH José Barasuol (Linha 3 Leste)
108	1122	149215,08	66325,69	60879,60	50869,76	rede do rio Canoas montante PCH Pery
110	1083	144028,46	64020,25	58763,47	49101,56	rede do rio Canoas montante UHE Campos Novos e jusante PCH Pery
179	739	98279,81	43685,10	40098,06	33505,13	rede do rio Apauê ou Ligeiro
117	437	58116,75	25832,73	23711,57	19812,91	rede do rio do Peixe entre CGH Rio do Peixe - Specht e CGH Fuganti

Tabela 3 – IAPF referente à fragmentação da rede 1 do Cenário Atual (rede do Uruguai jusante UHE Foz do Chapecó) pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		C_i	Fr_i				*IAPF*			
Cenário Alternativo	*Cenário Atual*	*Cenário Alternativo*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*
3	1	2208	329411,52	131603,42	207823,58	146584,70	-0,71	-0,74	-0,55	-0,62
4	1	3230	368882,15	181781,17	202889,22	101547,97	-0,67	-0,64	-0,56	-0,73
220	1	189	29689,05	12147,60	17917,39	12242,48	-0,97	-0,98	-0,96	-0,97
221	1	24	346843,46	1429,49	2519,81	1615,56	-0,69	-1,00	-0,99	-1,00
222	1	4	601,13	182,90	440,18	278,88	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
225	1	25	3545,93	1385,43	2401,00	1616,95	-1,00	-1,00	-0,99	-1,00
228	1	397	61950,86	17482,69	35686,33	22066,45	-0,94	-0,96	-0,92	-0,94
229	1	13	1390,79	597,99	1146,65	740,47	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
230	1	38	5600,36	1810,55	3356,81	1926,22	-1,00	-1,00	-0,99	-0,99
232	1	40	6056,68	1926,36	3686,64	2514,88	-0,99	-1,00	-0,99	-0,99
236	1	75	8072,63	3545,78	6936,45	4544,10	-0,99	-0,99	-0,98	-0,99
237	1	46	4353,58	2465,88	4559,38	2786,50	-1,00	-1,00	-0,99	-0,99
238	1	9	1163,62	423,23	860,47	565,59	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
239	1	96	13782,05	4552,32	9041,86	5372,26	-0,99	-0,99	-0,98	-0,99
241	1	96	11587,30	4711,01	9559,49	6397,73	-0,99	-0,99	-0,98	-0,98
243	1	21	2536,80	783,91	1994,22	1203,45	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
265	1	36	3931,74	2520,00	2304,65	975,67	-1,00	-0,99	-0,99	-1,00
297	1	69	9180,11	3288,75	6608,27	4122,54	-0,99	-0,99	-0,99	-0,99
540	1	8	1046,49	600,66	782,12	527,12	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
542	1	6	888,47	381,00	709,35	403,35	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
						IAPF acumulado rede 1 do Cenário Atual	***-18,92***	***-19,25***	***-18,86***	***-19,17***

Tabela 4 – IAPF referente à fragmentação da rede 123 (rede do rio Pelotas a montante da UHE Barra Grande) do Cenário Atual pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		C_i	Fr_i				*IAPF*			
Cenário Alternativo	*Cenário Atual*	*Cenário Alternativo*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*
123	123	945	106125,39	89266,59	36572,45	36572,45	-0,36	-0,33	-0,53	-0,44
801	123	37	4076,73	2855,88	656,01	656,01	-0,98	-0,98	-0,99	-0,99
802	123	95	10908,47	8400,09	2717,95	2717,95	-0,93	-0,94	-0,97	-0,96
803	123	23	2638,31	2036,79	1351,94	1351,94	-0,98	-0,98	-0,98	-0,98
804	123	57	6576,77	5016,40	2038,83	2038,83	-0,96	-0,96	-0,97	-0,97
805	123	291	35492,11	26037,52	6994,48	6994,48	-0,79	-0,81	-0,91	-0,89
						IAPF acumulado rede 123 do Cenário Atual	***-5,00***	***-5,00***	***-5,36***	***-5,23***

Tabela 5 – IAPF referente à fragmentação da rede 2 (rede do rio Ijuí a montante da UHE São José e a jusante da PCH José Barasuol - Linha 3 Leste) do Cenário Atual pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		C_i	Fr_i				*IAPF*			
Cenário Alternativo	*Cenário Atual*	*Bloco Físico*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*
2	2	1132	152520,01	65527,80	47042,55	47042,55	-0,06	-0,10	-0,29	-0,15
801	2	94	13676,82	5647,38	6336,17	6336,17	-0,92	-0,92	-0,90	-0,89
						IAPF acumulado rede 2 do Cenário Atual	***-0,98***	***-1,02***	***-1,20***	***-1,04***

Tabela 6 – IAPF referente à fragmentação da rede 110 (rio Canoas a montante da UHE Campos Novos e a jusante da PCH Pery) do Cenário Atual pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		C_i	Fr_i				*IAPF*			
Cenário Alternativo	*Cenário Atual*	*Bloco Físico*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*	*Bloco Físico*	*Bloco Biótico*	*Bloco Antr. 1*	*Bloco Antr. 2*
110	110	35	4107,64	2193,49	1768,38	1768,38	-0,97	-0,97	-0,97	-0,97
1101	110	424	50999,00	28510,33	18209,03	18209,03	-0,69	-0,61	-0,73	-0,67
1102	110	609	73630,41	39486,07	23786,78	23786,78	-0,55	-0,46	-0,64	-0,57
IAPF acumulado rede 110 do Cenário Atual							-2,21	-2,03	-2,34	-2,21

De acordo com Mota et al. (2010), "os métodos multicritérios têm obtido aceitação em trabalhos de valoração, em que a complexidade do ativo que está sendo avaliado é revertida em valores diversos, tais como visões ecológicas distintas, usos múltiplos do ativo a ser avaliado, entendimento político sobre o assunto, compromissos e julgamentos de valor quanto ao aspecto ambiental e modos de enxergar a problemática ambiental diante dos desafios da preservação/conservação ambiental". Este estudo mostra como a análise de fragilidades ambientais efetuadas com base em uma análise multicritério hierarquizada, como a efetuada no Projeto FRAG-RIO, pode ser utilizada para quantificar, de uma forma não monetária, o valor ambiental de uma rede hidrográfica e avaliar a perda de valores resultante da inserção de empreendimentos que causem a fragmentação da rede. No entanto, cabe realçar que toda análise multicritério é construída com base em variáveis indicadoras. De acordo com Quiroga (2004), um indicador "é uma variável que, em função do valor assumido em determinado momento, esclarece significados não imediatamente aparentes e que os usuários decodificaram, indo além do que é mostrado diretamente, na medida em que a ele se associam um edifício cultural e um significado social. Assim, nem todas as estatísticas podem ser consideradas indicadores, pois, para pertencer a esta categoria, o dado deve fornecer a certo grupo de pessoas várias informações importantes, sem dar margem para dúvidas ou interpretações contrárias". Deste modo, a valoração ambiental e sua perda, estimada através do IAPF, reflete a visão consensual da equipe executora do Projeto FRAG-RIO e do seu Grupo Técnico de Acompanhamento, construída em longo processo de construção metodológica.

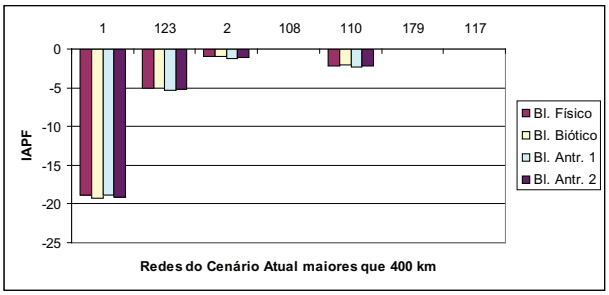


Figura 7 – Valores do IAPF para os blocos físico, biótico e antrópicos 1 e 2 das redes do Cenário Atual maiores que 400 km

Segundo Gallopín (apud Quiroga, 2004), "um bom indicador é uma variável que agrega, ou mesmo simplifica, as informações relevantes, torna visíveis fenômenos perceptíveis de interesse e quantifica, avalia e comunica informações relevantes". Ou seja, tomado como um indicador, o IAPF deve clarificar a hierarquia de perdas ambientais para os tomadores de decisão.

Como exemplo da sua utilidade para sintetizar a hierarquização de perdas ambientais, pode-se analisar comparadamente a situação das redes situadas a jusante da UHE Foz do Chapecó (rede 1) e montante da UHE Barra Grande (rede 123). Recentemente, com base em vários estudos, incluindo o Projeto FRAG-RIO, o IBAMA divulgou parecer contrário à implantação da UHE Pai Querê na rede 123, bem como recomendou que os Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul mantivessem este trecho da bacia como livre de barramentos (IBAMA, 2012), tendo em vista a grande fragilidade ambiental da área. Em fevereiro de 2015, foi realizada Audiência Pública, promovida pelo Ministério Público Federal, sobre a implantação das UHEs Panambi e Garabi na rede 1 (MPRS, 2015). A análise comparada dos IAPFs respectivos da implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo nestas redes mostra que a implantação das UHEs Garabi e Panambi resultará em perdas ambientais quatro vezes maiores que aquelas que já justificaram o parecer contrário à implantação da UHE Pai Querê.

CONCLUSÕES

O Índice Ambiental de Perda por Fragmentação – IAPF- é uma ferramenta para a valoração não monetária do impacto da fragmentação de redes hidrográficas por qualquer tipo de regime de perturbação, como as barragens para fins de geração de energia elétrica, irrigação, abastecimento de água, prevenção de enchentes ou navegação. Permite que seja efetuada a análise, de forma conjunta, da valoração ambiental estimada a partir da análise de fragilidades ambientais com base em análise multicritério e da análise desagregada de fragmentação, a partir da medição com comprimento acumulado das redes remanescentes em comparação com o comprimento das redes que existiam no Cenário Atual. Deste modo, o valor ambiental de cada rede pode ser estimado a partir da multiplicação do comprimento da rede pelo valor médio da fragilidade de cada bloco temático. Ao se comparar este valor obtido para a rede do Cenário Atual com os valores obtidos para as redes remanescentes após a implantação dos empreendimentos previstos no Cenário Alternativo, pode-se estimar a perda de valores ambientais da rede hidrográfica. Os resultados podem auxiliar o processo de tomada de decisões referente ao planejamento das ações de licenciamento ambiental de barragens, assumindo os efeitos cumulativos e sinérgicos do conjunto de intervenções previstas para a bacia hidrográfica.

O estudo de caso apresentado demonstra que as conclusões efetuadas ao longo das Etapas I e II do Projeto FRAG-RIO tornaram-se mais claras através da apresentação dos resultados do IAPF: demonstrando a alta fragilidade dos trechos remanescentes a montante da UHE Barra Grande, no Alto Rio Pelotas, e a jusante da UHE Foz do Chapecó, no trecho médio do rio Uruguai, tornando mais visível a base sintética de informações que recomenda que o trecho do Alto Pelotas seja preservado, assim como levanta as grandes perdas ambientais que serão resultantes da implantação das UHEs Garabi e Panambi e o alto valor do trecho remanescente do rio da Várzea, reforçando a necessidade de manutenção das medidas da FEPAM, que elencou uma série de trechos de rios livres de barragens no trecho gaúcho do Alto Pelotas e na bacia dos rios Ijuí, Icamaquã, Piratinim e Butuí.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FINEP e ao CNPq pelo apoio financeiro, ao MMA, FEPAM, FATMA, ELETROBRAS, EPE, UFSM e UNIPAMPA pela parceria na execução do projeto FRAG-RIO.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Relatório 2*. Desenvolvimento metodológico e tecnológico para a avaliação ambiental integrada aplicada ao processo de análise de viabilidade de hidrelétricas - FRAG-RIO. Santa Maria: UNIPAMPA/UFSM, 2011.

COTE, D.; KEHLER, D. G.; BOURNE, C.; WIERSMA, Y. F. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecol.*, v. 24, p. 101-113, 2009.

CRUZ, R. C. *Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados*. 2005. 135 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. Disponível em: <http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=28831>. Acesso em: 10 fev. 2013.

CRUZ, R. C.; PORTO, M. L.; SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C. O papel do regime de pulsos hidrológicos na definição da vazão de proteção ambiental: proposta metodológica e estudo de caso (Bacia do Rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17.; SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 8., 2007, Porto Alegre. *Anais*... Porto Alegre: ABRH, 2007. p. 1-20.

CRUZ, R. C.; ROCHA, J. M.; SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C.; OLIVEIRA, S. C. A. Uma análise crítica dos conceitos de análise de fragilidades ambientais e de avaliação ambiental integrada. In: QUINTA-FERREIRA, M.; BARATA, M. T.; LOPES, F. C.; ANDRADE, A. I.; HENRIQUES, M. H.; PENA DOS REIS, R.; IVO ALVES, E. *Para desenvolver a terra:* memórias e notícias de geociências no espaço lusófono. 1 ed. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra, 2012. v. 3, p. 1-8.

DIAS, M. S.; CORNU, J.; OBERDORFF, T.; LASSO, C. A.; TEDESCO, P. A. Natural fragmentation in river networks as a driver of speciation for freshwater fishes. *Ecography*, v. 36, n. 6, p. 683-689, 2013.

GRILL, G.; LEHNER, B.; LUMSDON, A. E.; MacDONALD, G. K.; ZARFL,C.; LIERMANN, C. R. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environ. Res. Lett.,* v. 10, 015001, 2015. doi: 10.1088/1748-9326/10/1/015001.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Parecer no. 139/2012*. Análise técnica do Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico Pai Querê, processo n° 02001.002831/2001-21, com o fim de avaliar a viabilidade ambiental do empreendimento. Brasília: CEH/CGIEE/DLA/IBAMA, 2012. Disponível em: <http://pwweb2.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/curicaca/usu_doc/parecer_ibama_pai_quere.pdf>. Acesso em: 7 out. 2013.

JAGER, H. I; CHANDLER, J. A.; LEPLA, K. B.; Van WINKLE, W. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environ. Biol. Fishes*, v. 60, n. 4, p. 347-361, Apr. 2001.

LEHNER, B.; GRILL, G. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrol. Process.*, v. 27, n. 15, p. 2171-2186, July 2013.

LEHNER, B.; LIERMANN, C. R.; CARMEN, R.; VÖRÖSMARTY, C.; FEKETE, B.; CROUZET, P.; DÖLL, P.; ENDEJAN, M.; FRENKEN, K.; MAGOME, J.; NILSSON, C.; ROBERTSON, J.C.; RÖDEL, R.; SINDORF, N.; WISSER, D. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers Ecol. Environ.*, v. 9, n. 9, p. 494-502, 2011.

MIMS, M. C.; OLDEN, J. D. Fish assemblages respond to altered flow regimes via ecological filtering of life history strategies. *Freshwater Biol.*, v. 58, n. 1, p. 50-62, Jan. 2013.

MOTA, J. A.; BURSZTYN, M.; CÂNDIDO JÚNIOR, J. O.; ORTIZ, R. A. A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas. In: MAY, P. (Org.). *Economia do Meio Ambiente:* teoria e prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. p. 265-288.

MPRS - Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul. *Audiência pública debate impactos da construção de Usina Hidrelétrica em Panambi.* Porto Alegre: Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul, 2015. Disponível em: <http://www.mprs.mp.br/noticias/id37598.htm>. Acesso em: 10 mar. 2015.

NILSSON, C.; JANSSON, R.; ZINKO, U. Long-Term Responses of River-Margin Vegetation to Water-Level Regulation. *Science*, v. 276, n. 5313, p. 798-800, May 1997.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, v. 308, n. 6720, p. 405-408, Apr. 2005.

PRINGLE, C. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrol. Process.*, v. 17, n. 13, p. 2685-2689, Sept. 2003.

QUIROGA, R. M. Indicadores de sustentabilidade: avanços e desafios para a América Latina. In: ROMEIRO, A. R. (Org.). *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. Campinas, SP: Ed. da UNICAMP, 2004. p. 252-270.

ROMEIRO, A. R. Economia ou economia política da sustentabilidade. In: MAY, P. (Org.). *Economia do meio ambiente*: teoria e prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. p. 3-31.

SOARES, S. R. Análise Multicritério e Gestão Ambiental. In: PHILIPPI, JR., A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. (Ed.). *Curso de gestão ambiental*. Barueri, SP: Manole, 2004. p. 971-999.

TREVISAN, M. L. *Sensibilidade de fatores para valoração do ambiente com uso de avaliação multicritério e geoprocessamento digital*. 2008. 165 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

TREVISAN, M. L.; PADILHA, D. G.; CRUZ, R. C. Sensibilidade da ponderação em fatores usados em avaliação multicritério ambiental para análise de fragilidades em bacia hidrográfica. In: 2º CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE, 2., Bento Gonçalves, RS, 2010. *Anais...* [S.l.: s.n.], 2010.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Recursos Hídricos no Século XXI*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 774 - 784

Caracterização do carreamento de poluentes de superfícies asfálticas urbanas utilizando chuva simulada

Wash-off characterization pollutant from asphaltic surfaces using rainfall simulator

Emanoelle Pereira da Silva[1] e Eduardo Queija de Siqueira [2]

[1, 2] Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiania, GO. Brasil

manups3@gmail.com; eduqs@yahoo.com

Recebido: 07/01/14 - Revisado: 01/03/15 - Aceito: 09/06/15

RESUMO

O carreamento de poluentes das superfícies asfálticas pela água da chuva é uma das principais fontes de degradação da qualidade da água dos corpos receptores no ambiente urbano. No entanto, pouco se sabe sobre o potencial desses poluentes de serem transportados pela água da chuva. Nesta perspectiva, este trabalho visa caracterizar a água de escoamento e quantificar o carreamento de poluentes de superfícies asfálticas, buscando relacionar a massa carreada com a intensidade da chuva e o fluxo de veículos. Para tal, foram selecionadas três ruas com diferentes fluxos de veículos na cidade de Goiânia, nas quais foram simulados dois eventos de chuva, sendo um de alta e outro de baixa intensidade (115 e 25 mm/h), ambos com duração de 15 minutos, sob uma superfície asfáltica de 3m². As amostras de água foram coletadas a cada 3 minutos por meio de um sistema coletor (moldura, bandeja coletora e sistema de aspiração), e foram analisadas quanto às concentrações de SST, STD, DQO, condutividade, Cu, Cr, Pb, Cd, Zn, Fe e Mn. A precipitação e vazão de escoamento no tempo foram mensuradas pelo método volumétrico. Os resultados mostram que todos os parâmetros analisados, exceto o cromo, foram detectados na água escoada das três áreas de estudo, sendo que as maiores massas carreadas seguem em geral a sequência decrescente Fe > Mn ≈ Zn >Pb ≈Cu>Cd. Da influência da chuva no carreamento de poluentes, observou-se que quanto maior a intensidade maior a massa carreada de sólidos e metais. Entretanto não se observou uma relação clara entre o fluxo de veículos e a massa carreada de metais.

Palavras Chave: *Qualidade da água. Águas urbanas. Chuva simulada. Escoamento de águas pluviais*

ABSTRACT

The wash-off of pollutants from asphaltic surfaces by runoff is one of the main sources of water quality degradation in urban water bodies. However, little is known about the potential of these pollutants to be transported by runoff. In this regard, this research aims tocharacterize the runoff water and quantifying the mass of washed-off pollutants from asphaltic surfaces relating it with rainfall intensity and traffic load. Therefore, three streets with different traffic loads have been selected.in the city of Goiânia, Goiás, Brazil. Over an asphaltic surface of 3 m² two 15 minutes duration rainfall events were simulated (115 and 25mm/h) considered of high and low intensity. Water samples were collected every 3 minutes interval by means of a collecting system (frame, collecting tray and vacuuming system) and analyzed according to its contents of TSS, TDS, COD, conductivity, Cu, Cr, Pb, Cd, Zn, Fe and Mn. Rainfall and flowrate were measured by the volumetric method. Results show that all the analyzed parameters, except for Cr, have been detected in the runoff of all three studied areas. Generally, greater washed-off masses of Fe > Mn ≈ Zn > Pb ≈Cu > Cdwere found, listed in decreasing order of magnitude. Regards to the influence of rainfall, it has been noticed that the greater the rainfall intensity the greater the washed-off mass of solids and metals. However, no clear relationship has been found between the traffic load and the washed-off mass of metals.

Keywords: *Water quality. Urban waters. Rainfall simulation. Stormwater runoff*

INTRODUÇÃO

Os sedimentos depositados nas superfícies asfálticas urbanas provocam impacto na qualidade das águas pluviais e consequentemente nos corpos receptores. Nesta perspectiva, uma parcela da poluição dos cursos de água tem origem no escoamento superficial urbano, o qual transporta uma carga poluidora característica do tipo de uso e ocupação do solo da área de drenagem. Em alguns casos, este escoamento superficial pode apresentar concentrações superiores às de um efluente sanitário em termos de metais pesados, sólidos, nutrientes e outros poluentes (MIGUNTANNA, 2009; PITT; BURTON, 2001; SARTOR; BOYD, 1972).

De acordo com Tucci (2003), estes poluentes podem advir da deposição atmosférica, da erosão do solo, do desgaste e lavagem das superfícies, do acúmulo, deposição e transporte de lixo urbano, de atividades industriais e do tráfego de veículos. Destas principais fontes de poluição, Egodawatta (2007) e Zhao, Li e Wang. (2011), comentam que o fluxo de veículos nas áreas urbanas é um fator crítico que afeta a concentração dos poluentes depositados na superfície asfáltica, sobretudo de metais pesados e outros compostos tóxicos. Estes poluentes são lixiviados pela chuva e incorporados ao escoamento superficial, o qual segundo Lee et al. (2002), é uma das principais fontes de degradação dos corpos de água. No entanto, os fatores que determinam a concentração de metais no escoamento superficial são complexos (DAVIS; SHOKOUHIAN,. 2001; HERNGREN; GOONETILLEKE; AYOKO, 2005).

Segundo a EPA (1999), os metais mais recorrentes no escoamento superficial urbano são o chumbo, zinco e cobre, os quais, em seus estudos, foram detectados com uma frequência de 75%. Esses metais são complexados, sobretudo às partículas mais finas dos sedimentos, as quais são mais viáveis de serem transportadas por longas distâncias pelas redes de drenagem e se depositam no leito dos rios (HERNGREN, 2005).

O carreamento de poluentes (*Wash-off*) é definido por Egodawatta, Thomas e Goonetilleke (2009), como o processo pelo qual o sedimento acumulado na superfície é lixiviado ou carreado pela água da chuva e é incorporado no escoamento superficial. Desta forma, durante um evento de precipitação a superfície molhada atua dissolvendo e solubilizando os poluentes disponíveis, os quais são transportados pelo sistema de drenagem e chegam aos corpos de água.

Para Miguntanna (2009), o carreamento dos poluentes da superfície depende de características físicas e químicas do processo, como da intensidade e duração da chuva, da velocidade do escoamento, do tamanho das partículas e da qualidade da água precipitada. Tiefenthaler et al. (2001), por exemplo, comentam que a maior intensidade da chuva tende a elevar a carga total de poluentes carreada da superfície, e que a concentração dos poluentes nos primeiros minutos de chuva é maior, evidenciando o fenômeno denominado de "*First-Flush*". Kim et al. (2007) confirmam que a maior carga de lavagem ocorre nos primeiros minutos da precipitação, período em que são mais elevadas as concentrações de metais, sólidos e nutrientes no escoamento superficial. Ainda, ressalta-se que a massa transportada é também afetada pela extensão da área permeável e pelo número de dias secos antecedentes ao evento de precipitação (LEE et al., 2002) .

Neste contexto, percebe-se que a poluição das águas de drenagem urbanas decorre de vários mecanismos físicos e químicos difíceis de serem mensurados. Trata-se de uma fonte difusa de poluição, ou seja, em que não há um ponto estacionário de lançamento. A intensidade do transporte da massa dos poluentes depende de características naturais dos eventos de chuva e do escoamento superficial, bem como da quantidade e qualidade dos sedimentos depositados nas superfícies. Assim, vários estudos tem sido desenvolvidos (EGODAWATTA; THOMAS; GOONETILLEKE, 2009; KIM et al., 2007; LI et al., 2007), com o intuito de caracterizar a água drenada e de propor medidas que minimizem os impactos desta fonte de poluição sob os corpos de água em áreas urbanas. Estudos desta natureza fornecem dados para o planejamento e implementação de medidas compensatórias de drenagem, de preservação dos ecossistemas aquáticos e de subsistência humana.

Assim, este estudo tem por objetivo caracterizar a água de escoamento superficial e quantificar o carreamento de poluentes de sólidos, matéria orgânica e metais pesados presentes no escoamento de três parcelas experimentais asfálticas, no município de Goiânia, Goiás, buscando relacionar a massa carreada de poluentes com a intensidade da chuva e o fluxo de veículos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A pesquisa foi desenvolvida na cidade de Goiânia, município mais populoso do Estado de Goiás, localizado no Centro- Oeste do Brasil. A cidade conta com população estimada de 1.302.001 habitantes (IBGE, 2010). O principal bioma é o Cerrado com solo arenoso e ácido. O clima é caracterizado por duas estações distintas com um período chuvoso e outro seco, em que a temperatura varia de 18 a 32°C e as médias de precipitação anual estão entre 1400 e 1500 mm.

Como objeto de estudo foram selecionadas três ruas em Goiânia, escolhidas pela diferença no fluxo de veículos, o qual foi quantificado pelo Volume Médio Diário (VMD) do tráfego das vias com uso da Ficha de Contagem Volumétrica I, do Manual de Estudos de Tráfego, aplicada em dois períodos de 4 horas nas ruas (BRASIL, 2006). A partir desta análise, as vias selecionadas para estudo, Avenida Universitária, Rua 240 e Viela 1, foram classificadas de alto, médio e baixo fluxo de veículos, respectivamente. A declividade transversal das vias foi medida pelo programa X- Clinometer em três pontos para cada via, a e foi calculada a média aritmética. A caracterização das áreas segue na tabela 1.

Simulador de chuvas

A chuva natural tem características variáveis como a intensidade, a duração, o tamanho e a energia cinética das gotas. Tais características são difíceis de serem controladas ou replicadas, e este fato restringe a utilização de dados de chuvas naturais para desenvolver conceitos e relações entre a precipi-

Tabela 1 - Características físicas da área de estudo

Local	Característica da via	Dias de Limpeza Urbana	Declividade média da rua (%)	$VMDd_{(t,q/fev.)*}$ (veículos/dia)
Viela 1	- Uso residencial e industrial; - Superfície asfáltica desgastada; - Presença de algumas árvores; - Área impermeável (calçadas asfaltadas);	Ocasional as segundas ou sextas-feiras	2,7	150
Rua 240	- Uso residencial e comercial; - Superfície asfáltica conservada; - Muitas árvores; - Área permeável nos canteiros;	Sextas-feiras	3,7	1.500
Av. Universitária	- Uso comercial e residencial; - Superfície em ótima condição; - Presença de plantas ornamentais; - Área permeável nos canteiros;	Terças e Quintas-feiras	2,5	10.000

*(t,q/fev) contagem na terça (26/02/2013) e quarta (27/02/2013)

tação e o carreamento (HERNGREN, 2005). Por isso, o uso da chuva simulada tem se tornado frequente em pesquisas de avaliação da qualidade da água, pois permite um maior controle de fatores físicos interferentes (EGODAWATTA; GOONETILLEKE, 2006).

Neste estudo, o simulador utilizado foi desenvolvido e construído por Sousa Júnior (2011), o qual é capaz de reproduzir intensidades de chuva para cidade de Goiânia com períodos de retorno de até 10 anos e durações de 10 a 60 minutos. As chuvas produzidas no estudo, apresentaram uniformidade de distribuição satisfatória sob uma área de 3 m², com Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) entre 68,6 e 90,3% em condições de campo sem proteção contra efeitos do vento. Em condições de pressão de 80 kPa, utilizada neste estudo, as gotas produzidas pelo simulador apresentaram um diâmetro médio (D_{50}) no intervalo de 2,0 a 2,5 mm, que segundo Miguntanna (2009), é o diâmetro das gotas de chuvas naturais. O simulador de chuvas utilizado produz eventos cuja energia cinética da gota é de 22,53 J/mm/m², o que representa 90,12% da energia cinética da chuva natural.

O simulador de chuvas é composto por uma tubulação de água, duas calhas que coletam o excesso de água que não cai sob a parcela de 3,0 m², oito hastes metálicas que elevam o simulador a uma altura de 3,2 m do solo, e duas válvulas de aspersão, modelo Full Jet HHSS40 da Spraying System, que são controladas por um computador físico, Arduino Duemulinove. O modelo esquemático do simulador é ilustrado na figura 1, a qual também ilustra a estrutura coletora do escoamento superficial.

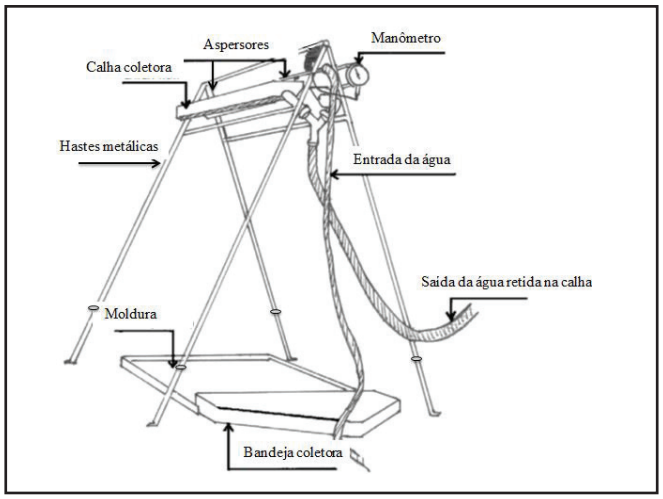


Figura 1 - Desenho esquemático da estrutura do simulador de chuvas e estrutura coletora

Coleta do carreamento de poluentes

Para verificar a relação entre a intensidade da chuva e o carreamento de poluentes, duas intensidades foram adotadas no estudo, a de 25 e 115 mm/h. A chuva intensa foi determinada pela curva I-D-F (intensidade-duração-frequência) de Goiânia com o período de retorno de 3 anos e duração de 15 minutos. A chuva de baixa intensidade foi obtida a partir de uma avaliação dos eventos com duração de 10 a 15 minutos registrados na Estação Pluviométrica da Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás no período de 2011/2012. A duração da simulação foi fixada em 15 minutos para as duas intensidades para limitar as variáveis do estudo e viabilizar a execução da pesquisa em campo.

Os experimentos foram conduzidos em duas campanhas de amostragem nos meses de agosto e setembro de 2013 (período de seca). Cada campanha compreende a simulação de três eventos de chuva em uma mesma parcela experimental, sendo uma para cada intensidade. Assim, nas duas campanhas foram simulados eventos 12 eventos de chuva em cada rua, sendo 6 para cada intensidade. Ressalta-se que as áreas experimentais foram distintas em cada campanha para que houvesse réplicas.

Para delimitar a área experimental foi utilizada uma moldura de alumínio de dimensões (2,0 x 1,5 m) com altura de 5 cm, a qual foi envolta por uma manta asfáltica para permitir aderência no asfalto e minimizar as perdas do escoamento. Também foi utilizada massa para calafetar nos cantos da estrutura para minimizar os vazamentos. A moldura tem um lado aberto, no qual foi acoplada uma bandeja coletora, a qual foi construída em chapa galvanizada de 1,23 mm e foi montada no sentido da declividade da rua, conforme apresentado na figura 2-A. Já na

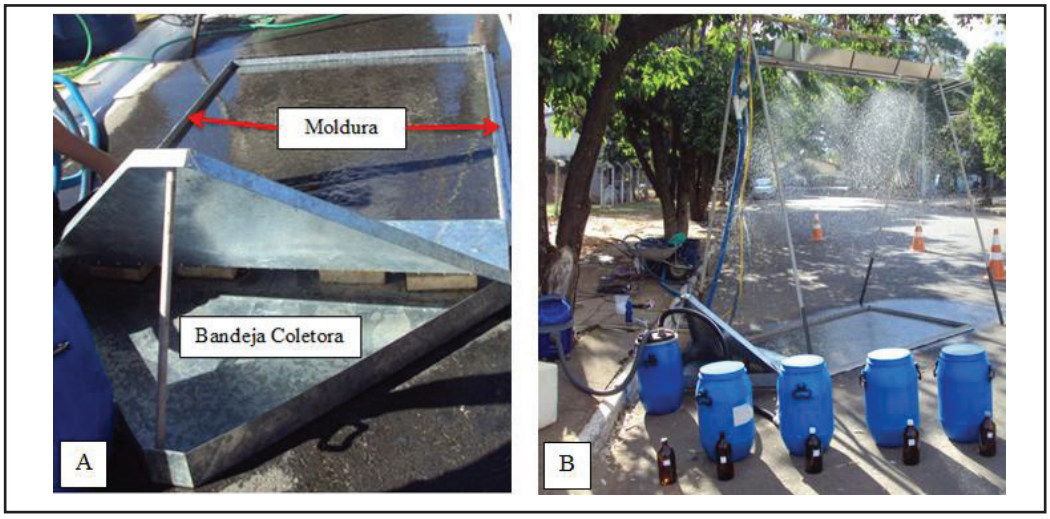


Figura 2 - (A) Estrutura coletora das amostras de escoamento superficial e (B) Simulação do evento de chuva na parcela experimental e coleta do escoamento superficial

figura 2-B é ilustrada uma simulação de evento de chuva na área experimental com o uso do simulador de chuvas e da estrutura coletora. Esta mesma técnica de coleta, a saber, foi utilizada por Egodawatta (2007), Herngren (2005) e Miguntanna (2009).

A água precipitada que então escoa para a bandeja foi simultaneamente coletada com o auxílio de um aspirador de pó e água, modelo Flex S com potência de 1400 W, adaptado a uma bombona de polietileno de 25 L. Para adaptação, dois furos foram feitos na tampa da bombona: em um furo foi colocada a mangueira que sai do aspirador, e no outro, com o auxilio de um adaptador tipo flange, foi acoplada outra mangueira, esta que sai da bombona e coleta a água na bandeja. Também foram feitos quatro furos de 1cm de diâmetro para saída de ar. A água escoada foi coletada a cada 3 minutos com a troca da bombonas e os volumes contabilizados por volumetria.

Antes da simulação dos eventos nas três áreas experimentais para analisar a qualidade da água do escoamento, três eventos de chuva, para cada intensidade, foram simulados em superfícies asfálticas para avaliar a eficiência do sistema coletor (moldura, bandeja e sistema de aspiração), quanto às perdas por vazamentos em relação ao volume real precipitado. A vazão foi medida pelo método volumétrico, com medições a cada 3 minutos do volume escoado armazenado nas bombonas.

Os resultados mostraram que o simulador foi capaz de produzir as chuvas programadas com um desvio padrão de 8,7 e 0,6 mm/h, respectivamente para as intensidades de 115 e 25 mm/h, e que o sistema coletor obteve eficiências acima de 93% para a coleta dos volumes precipitados nas chuvas simuladas.

Procedimentos analíticos e cálculos

As amostras coletadas nas bombonas foram homogeneizadas, e então retiradas alíquotas de 1 litro, as quais foram acondicionadas em frascos âmbar e encaminhadas para laboratório. As amostras foram analisadas quanto aos parâmetros de sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e concentração total de metais, conforme os métodos apresentados na tabela 2. Além das amostras, foram também analisadas a água utilizada nos procedimentos analíticos e nas simulações.

Para análise dos metais, sete elementos foram selecionados por apresentarem características tóxicas aos ecossistemas aquáticos e por serem potencialmente encontrados em águas do escoamento superficial, a saber, o cádmio, chumbo, cromo, cobre, zinco, ferro e manganês como observado por Deletic e Orr (2005), Gunawardana et al. (2012) e Herngren (2005). Os metais foram analisados por Espectrofotometria de Absorção Atômica por chama, um método sensível para determinar mais de sessenta metais em soluções, apresentando limites de detecção na faixa de 0,001 a 0,020 ppm na atomização por chama (SKOOG; HOLLER; TIMOTHY, 2002).

Tabela 2 - Parâmetros analíticos

Parâmetro	Equipamento/ Método	Comentário
Condutividade elétrica (CE)	Condutivímetro/Potenciométrico 2025b (APHA, 1995).	Aferição com padrão de condutividade;
Sólidos totais dissolvidos(STD)	Condutivímetro/ Potenciométrico	Medida indireta;
Sólidos suspensos totais(SST)	Espectrofotômetro DR 5000/ Espectrofotométrico	
Demanda Química de Oxigênio(DQO)	Espectrofotômetro DR 5000/ digestão em refluxo fechado(APHA, 1995).	Uso da solução de $K_2Cr_2O_7/HgSO_4$ e H_2SO_4/Ag_2SO_4 a 150°C;
Metais	Espectrofotômetro de absorção atômica por chama/3030E (APHA, 1995).	Digestão com HNO_3.

Para confecção dos gráficos e tratamento dos dados foram utilizados os programas estatísticos Origin Pro na versão 8 e o Microsoft Excel versão 2010. Para calcular a massa carreada durante os eventos de precipitação a Equação 1 foi aplicada. A massa total carreada no evento de duração de 15 minutos é o somatório das massas obtidas nos 5 intervalos de tempo de 3 minutos.

$$m = \sum_{i=1}^{n} Q_i \times C_i \times \Delta t \qquad (1)$$

onde: m é massa (mg),Q_i a vazão no intervalo de tempo i (L/min), C_i a concentração no intervalo de tempo (mg/L),Δt o intervalo de tempo (min), i o contador de intervalos de tempo e n o número total de intervalos.

A equação utilizada relaciona a fração acumulativa da massa total de poluentes com a fração acumulativa do volume total escoado, e assim, é aplicada para analisar a variação de massa do poluente transportada ao longo dos escoamentos superficiais urbanos (SILVA, 2009). Outra forma simplificada de se obter o mesmo resultado é multiplicar o volume medido pela concentração em cada intervalo de tempo e fazer o somatório. Este cálculo foi realizado para obter a massa total carreada em cada evento de chuva simulado nesta pesquisa.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análises dos parâmetros de qualidade água

Inicialmente foram feitas análises da qualidade da água utilizada nos procedimentos analíticos em laboratório e na simulação dos eventos. Os resultados da análise da água destilada para os parâmetros SST, DQO, Cu, Pb, Cr, Cd, Fe e Mn ficaram abaixo do limite de detecção dos métodos de análise, e a condutividade foi (9,0 ± 1 µS/cm). Na água da torneira, utilizada para alimentar o simulador, os parâmetros em sua maioria também estiveram abaixo do limite de detecção, exceto para a condutividade que foi de (90,0 ± 10 µS/cm), STD (45 ± 5 mg/L), Fe (0,03 ± 0,01 mg/L), Zn (0,02 ± 0,01 mg/L) e Mn (0,003 ± 0,002 mg/L).

Os resultados de qualidade da água do escoamento superficial em cada rua, para as duas intensidades de chuva, são apresentados nas figuras 3 e 4 por meio dos gráficos boxplot. Nestes gráficos foram usados os dados de todos os eventos simulados.

Na figura 3, observa-se a variação das concentrações medidas (média, mediana, valor máximo, valor mínimo e quartis) de SST, STD, DQO e de condutividade para as três ruas amostradas. Nesta, nota-se que as concentrações tendem a diminuir com o aumento da intensidade da chuva, fato que está relacionado com o efeito da diluição, uma vez que a maior intensidade proporciona maior volume de água, efeito este evidenciado nos quatro parâmetros.

Também na figura 3, nota-se que de modo geral, independentemente das intensidades de chuva simuladas, as menores concentrações de SST, STD, DQO e níveis de condutividade ocorrem na Av. Universitária, rua de maior fluxo. Tal observação pode ser explicada considerando que o maior tráfego de

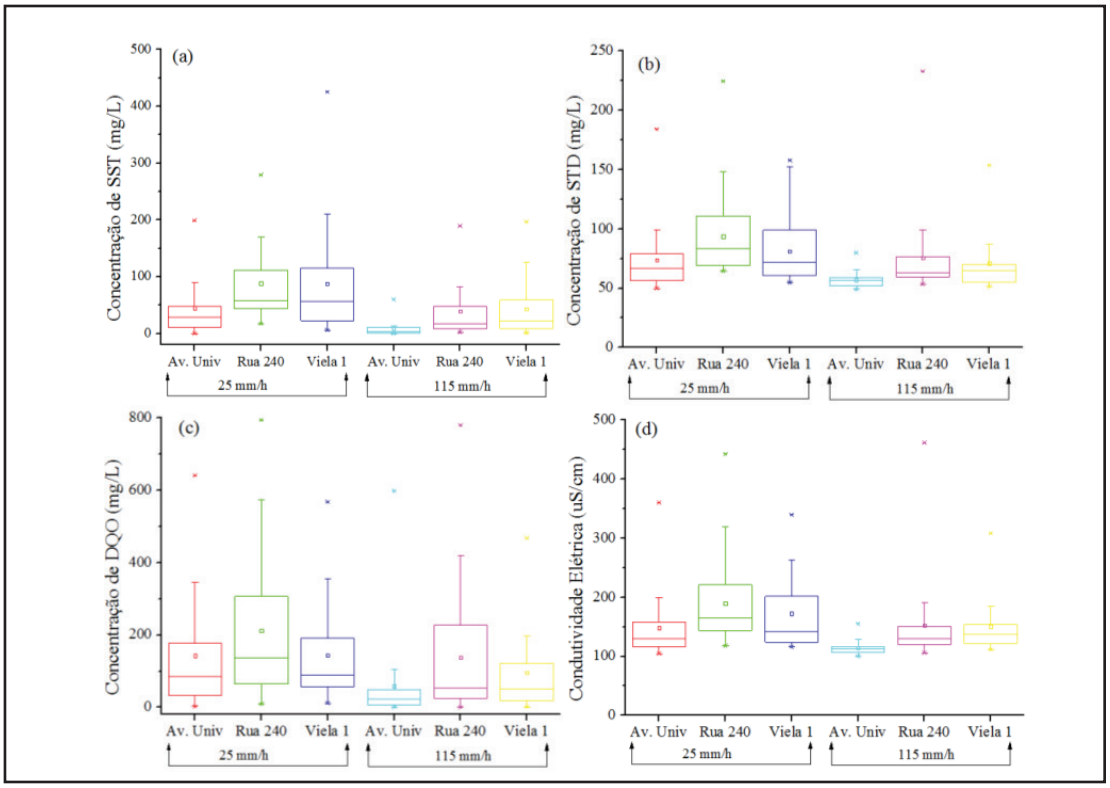


Figura 3 - Dispersão amostral das concentrações de (a)SST, (b) STD, (c) DQO e (d) Condutividade elétrica

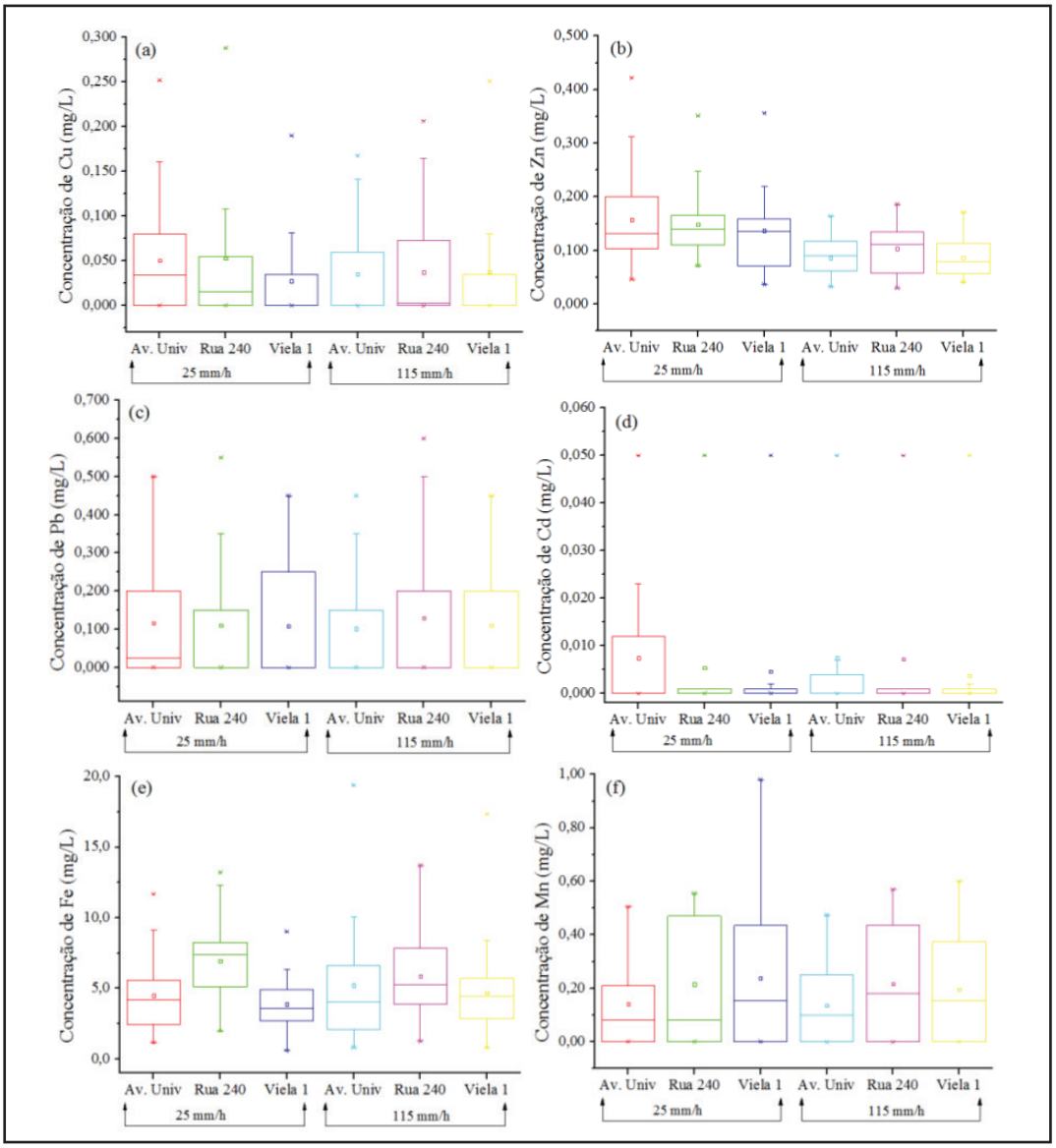


Figura 4- Dispersão amostral das concentrações de (a)Cu, (b) Zn, (c) Pb, (d) Cd, (e) Fe e (f) Mn

veículos propicia uma redistribuição dos sedimentos, ou seja, a passagem das partículas de uma área para outra área adjacente. Desta forma, espera-se que o acúmulo de sedimento seja menor onde o tráfego é mais intenso, assim há uma menor massa de sedimentos e de poluentes a ser transportada pelo escoamento. Ainda, ressalta-se que as parcelas amostrais onde foram realizados os experimentos estavam na faixa de circulação dos carros. Também ligado a este fenômeno não se pode deixar de considerar a maior frequência de limpeza desta via em relação às demais, e assim é menora massa viável de ser carreada pelo escoamento superficial.

É também perceptível na figura 3 que as maiores concentrações ocorrem em geral na via de fluxo intermediário, Rua 240. Tal característica pode estar relacionada com o uso do solo na região, uma vez que esta rua possui muitas árvores cujos gravetos e folhas são carreados pela água e representam uma fonte de sólidos e matéria orgânica. Inclusive, da análise de DQO, figura 3-(c), nota-se que a Rua 240 possuiu as maiores concentrações de matéria orgânica para ambas as intensidades de chuva.

Na figura 3-(d), apresenta-se a amplitude das medidas de condutividade elétrica, parâmetro intimamente relacionado com a concentração de íons dissolvidos, ou seja, relacionado com a concentração de sólidos, sobretudo os dissolvidos. Esta relação pode ser verificada observando o fato de que as medidas de condutividade e STD são correlacionadas, sendo a condutividade praticamente o dobro das medidas dos STD, figura 3-(b). Ainda, verifica-se que a rua com maiores valores são a Rua 240 e Viela 1 nas quais há um menor fluxo de veículos e é menor a frequência de varrição.

Na figura 4 são apresentadas as medidas de valor central (média e mediana) e de variação (amplitude e quartis) das concentrações dos metais Cu, Zn, Pb, Cd, Mn e Fe. Com relação aos metais analisados, somente o cromo não foi detectado, os outros metais em geral apresentaram grande variação de concentrações ao longo do escoamento superficial.

Diferentemente do que ocorreu para os SST, STD, DQO e condutividade, não se percebe na figura 4, o mesmo

Tabela 3- Variação dos parâmetros da águas de escoamento e comparação com valoresda literatura

Parâmetro	Esta pesquisa (2015) Brasil	Herngren, Goonetilleke e Ayoko (2005) Austrália	Gromaire-Metz et al. (1999) França	Barrett et al. (1995) Texas, EUA	Tiefenthaler et al. (2001) Califórnia, EUA
SST (mg/L)	1,0-425,0	0,5-86,0	49-498	45-798	24-350
STD (mg/L)	49,6-232,9	10-250	-----	-----	-----
DQO (mg/L)	<1,0-794,0	<0,001-9,4	-----	-----	-----
CE (µS/cm)	51,2-461,5	27-665	-----	-----	-----
Cu (mg/L)	<0,001-0,288	<0,001-0,04	0,027-0,191	0,022 – 7,033	0,009-0,078
Pb (mg/L)	<0,01-0,60	<0,001-0,03	0,071-0,523	0,073-1,780	0,010-0,059
Zn (mg/L)	0,032-0,186	<0,001-3,6	0,246-3,84	0,056-0,929	0,051-0,960
Cd (mg/L)	<0,001-0,050	<0,001-0,3	-----	ND* – 0,040	0,001-0,033
Fe (mg/L)	0,82-19,4	<0,001-0,90	-----	2,43-10,3	0,350-0,960
Mn(mg/L)	<0,001-0,98	<0,001-0,02	-----	-----	-----

* Não detectado

efeito de diluição sobre as concentrações de metais, ou seja, as concentrações médias e máximas no escoamento parecem ter pouca variação com a intensidade da chuva. Exceção ocorre com o zinco, figura 4-(b), cuja concentração diminui com o aumento da intensidade da chuva.

Na figura 4, observa-se que para a maioria dos metais, apesar da grande amplitude de variação de suas concentrações, os valores máximos e médios das concentrações estiveram em uma faixa relativamente estreita, independentemente da intensidade da chuva simulada ou via de estudo. O cobre, por exemplo, cujas concentrações estão representadas na figura 4-(a), teve suas concentrações médias em torno de 0,040 mg/L e máximas em um faixa de (0,200–0,300 mg/L).O chumbo teve as concentrações médias em torno de 0,100 mg/L e máximas em uma faixa de (0,450 – 0,600 mg/L), conforme figura 4-(c). O cádmio, figura 4-(d), apresentou concentração média ao redor de 0,005 mg/L e não apresentou concentração máxima diferenciada (0,050 mg/L). De forma similar, o ferro, figura 4-(e), as concentrações médias estiveram em torno de 5,0 mg/L e as máximas em uma faixa de (10,0 – 20,0 mg/L). Ainda, as concentrações médias de manganês oscilaram em torno de 0,20 mg/L e as máximas na faixa de (0,450-0,600 mg/L) figura 4-(f).

Os valores de concentrações máximas e médias apresentados anteriormente fornecem uma ordem de magnitude das concentrações dos metais e podem servir de referência para outros estudos. É importante frisar que as médias apresentadas na figura 4 são médias aritméticas, as quais não levam em consideração a vazão diferenciada de cada intervalo de coleta. Esta consideração será feita na próxima seção deste trabalho em que os polutogramas são analisados conjuntamente com os hidrogramas.

Observa-se que todos os parâmetros obtiveram uma grande dispersão amostral, conduto deve-se ressaltar que as medidas foram feitas ao longo dos 15 minutos de chuva. Neste caso, os maiores valores de concentração correspondem aos instantes iniciais da chuva, em que a água está mais concentrada, e os menores valores aos instantes finais, em que a maior parte da massa depositada na área já havia sido removida. Também onde a amostragem consta com valores zero significa que as medidas foram menores que o limite de detecção do método utilizado para análise, que para o Cu, Cd e Mn foi < 0,001 e Pb < 0,01mg/L.

Na tabela 3 é apresentada a comparação dos resultados desta pesquisa com outros trabalhos. Dos trabalhos elencados, o que mais se aproxima desta pesquisa em relação à metodologia utilizada é o do Herngren, Goonetilleke e Ayoko (2005), que também usou chuva simulada para caracterizar o carreamento de três ruas de usos distintos. Contudo, as concentrações de SST, Cu, Pb, Fe e Mn são inferiores em relação as encontradas nesta pesquisa. As concentrações de SST foram mais próximas as encontradas nos trabalhos de Gromaire-Metz et al. (1999) e Tiefenthaler et al. (2001). Dos metais, o Zn apresentou concentrações inferiores em relação a todos os outros estudos, e o Fe concentrações superiores.

Hidrogramas e Polutogramas dos eventos simulados

Na figura 5, são apresentados os hidrogramas e polutogramas médios dos eventos simulados, gráficos que representam a vazão e a concentração no tempo para os parâmetros de SST, STD e DQO e para as intensidades de 25 mm/h e 115 mm/h. Estes polutogramas são médios, pois os dados foram obtidos a partir da média dos dois primeiros eventos simulados para cada intensidade, os quais foram realizados em parcelas diferentes em cada rua amostrada. Os polutogramas das figuras de 5 a 8 apresentam as massas totais carreadas durante os eventos de chuva simulados na Avenida Universitária (m_A), Rua 240 (m_R) e Viela 1 (m_V), as quais foram calculadas por meio da Equação 1, bem como o volume total escoado. Em cada experimento com intensidades de 25 mm/h e 115 mm/h foram precipitados 19,2 e 93,9L, respectivamente.

Nestes polutogramas, pode-se observar que há uma tendência comportamental em que os picos de concentração dos parâmetros ocorrerem antes do pico do hidrograma, ou seja, as concentrações nos primeiros minutos de chuva são elevadas e decrescem com o tempo. Nota-se que as maiores concentrações são observadas nos primeiros 3 minutos de chuva, evidenciando o "*first-flush*", ou seja, há uma carga de lavagem, a qual geralmente diminui com o aumento do tempo. Este mesmo efeito foi observado por diversos autores como Kim et al. (2007), Lee

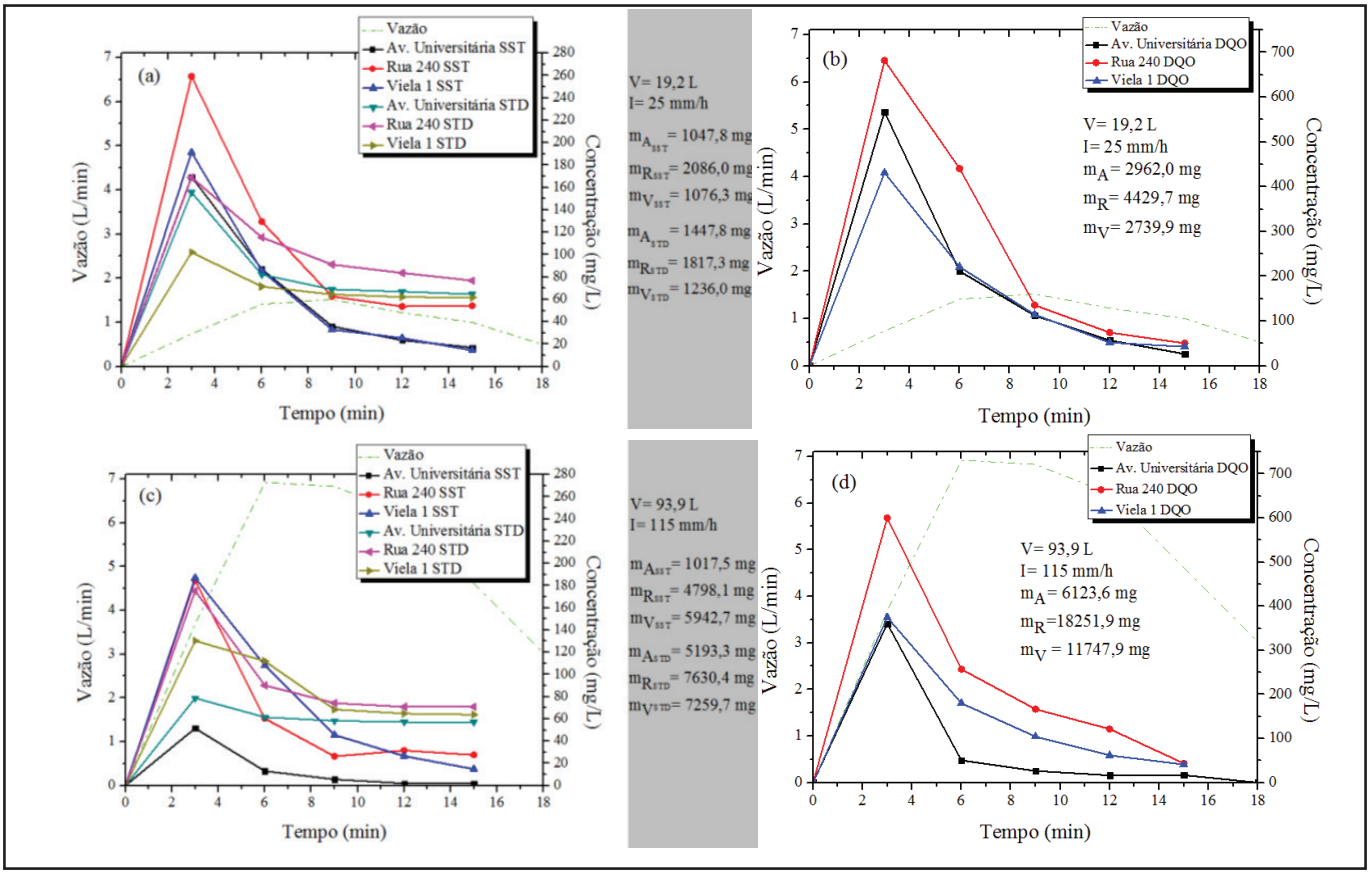


Figura 5- Polutogramas de (a) SST, STD e (b) DQO para a chuva de 25 mm/h e (c) SST, STD e (d) DQO para a chuva de 115 mm/h

et al. (2002) e Tiefenthaler et al. (2001).

Ainda na figura 5-(a) e (c), observa-se que as vias com maiores massas carreadas de sólidos suspensos e dissolvidos seguem em geral a ordem Rua 240 ≤ Viela 1 < Avenida Universitária, a qual está intimamente relacionada com a característica de ocupação da rua, conforme abordado na tabela 1, ou seja, as ruas com maior área permeável, maior presença de árvores e onde o serviço de limpeza urbana é ocasional, os sólidos tem maior probabilidade de acumular.

Os polutogramas de DQO, figura 5-(b) e (d), apresentaram um comportamento similar aos dos SST quanto ao decréscimo da concentração até um valor mínimo, ao contrário dos STD que após um decréscimo a concentração tende a ficar constante. As maiores massas de DQO foram carreadas na Rua 240, Viela 1 e Avenida Universitária, respectivamente. Fato que possivelmente está relacionado com a ocupação do solo, pois a Rua 240tem um grande número de árvores que liberam material particulado e que elevam a carga orgânica do escoamento superficial.

Da relação da intensidade da chuva com a massa carreada, nota-se comparando os hidrogramas (a) e (b) e (c) e (d) da figura 5, que a chuva de maior intensidade, 115 mm/h, tende a carrear uma maior massa de sólidos e consequentemente de material orgânico. Verifica-se que as massas carreadas de SST, STD e DQO na chuva de 115 mm/h foram, em sua maioria, mais que o dobro em relação à massa carreada na chuva de 25 mm/h. Ainda, em relação ao STD, ressalta-se que na chuva de 25 mm/h as massas médias carreadas foram de 1447,8 mg, 1817,3 mg e 1236,0 mg, respectivamente para Avenida Universitária, Rua 240 e Viela 1, na mesma ordem para a chuva de 115 mm/h as massas carreadas foram de 5193,3 mg, 7630,4 mg e 7259,7 mg, nota-se que a massa carreada de STD na chuva de 115 mm/h chega a ser mais de 3 vezes maior do que a carreada na chuva de 25 mm/h. Este mesmo fato foi observado por Egodawatta, Thomas e Goonetilleke (2009), que observaram que as partículas finas tendem a ser carreadas em maior proporção com o aumento da intensidade da chuva.

Nas figuras de 6 a 8 são apresentados os polutogramas de cobre, zinco, chumbo, manganês e ferro. Os polutogramas de cádmio não foram apresentados, uma vez que as concentrações foram apenas detectadas ocasionalmente durante os experimentos.

Nos polutogramas dos metais, as concentrações foram irregulares no tempo, sendo que as maiores massas carreadas não foram detectadas necessariamente nos primeiros momentos do escoamento. Apesar deste comportamento, os dados não são considerados inconsistentes, pois em alguns estudos como explicado por Silva (2009), a carga de lavagem não é claramente verificada. Em alguns casos o polutograma pode parecer não ter uma relação clara com a duração da chuva. Ainda, ressalta-se que cada poluente apresenta concentrações variadas, porém com uma tendência de concentrações maiores na primeira metade do tempo de base, com algumas exceções.

Ainda, analisando as figuras de 6 a 8, observa-se que as massas totais carreadas durante os eventos de chuva são maiores para a intensidade de 115 mm/h para todos os metais do que para a intensidade de 25 mm/h, indicando que quanto maior a

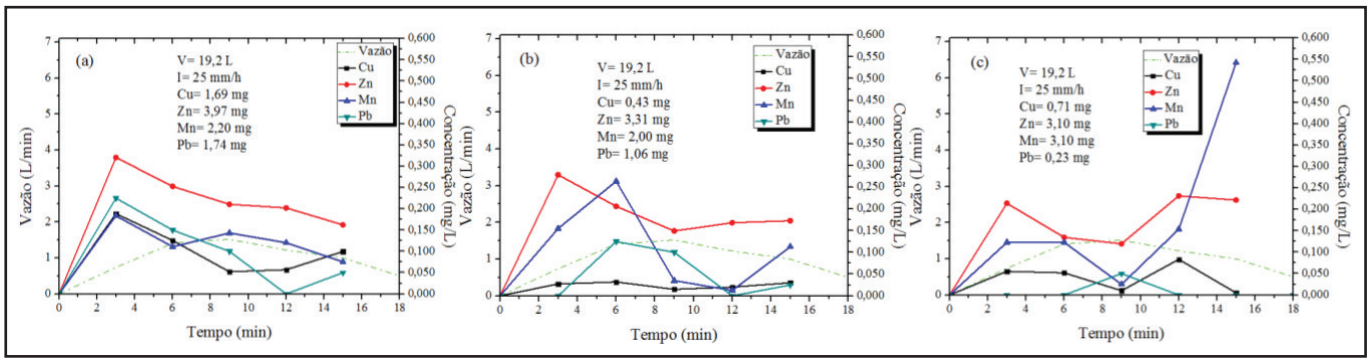


Figura 6 - Polutogramas de Cu, Zn, Mn e Pb para a chuva de 25 mm/h na (a) Avenida Universitária, (b) Rua 240 e (c) Viela 1

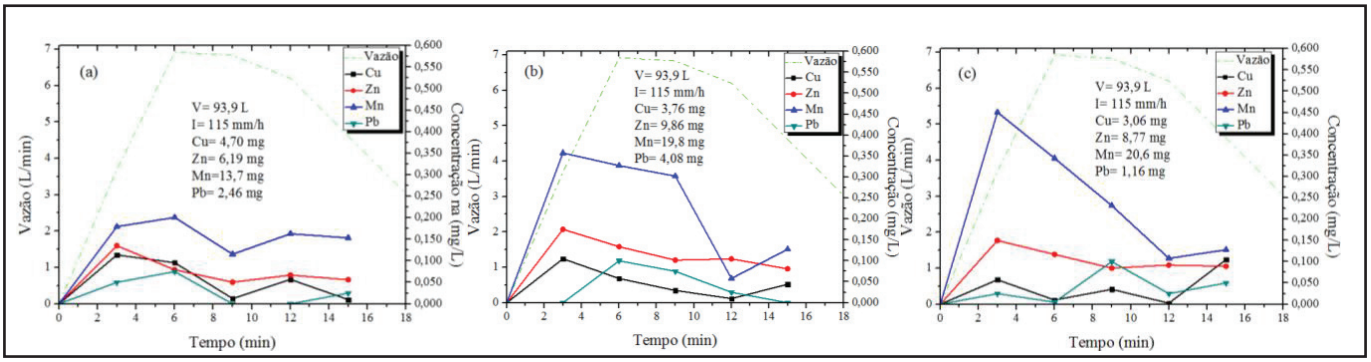


Figura 7 - Polutogramas de Cu, Zn, Mn e Pb para a chuva de 115 mm/h na (a) Avenida Universitária, (b) Rua 240 e (c) Viela 1

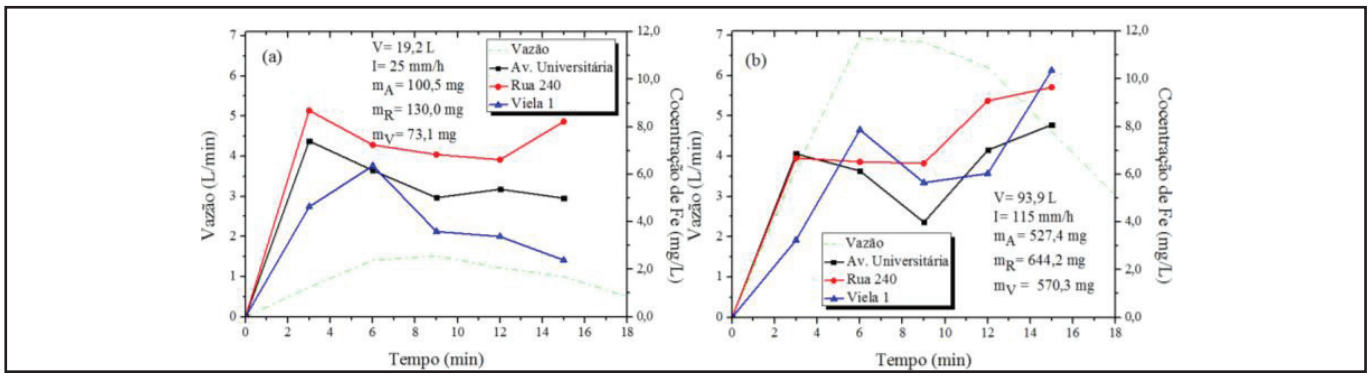


Figura 8 - Polutogramas de Fe para (a) chuva de 25 mm/h e (b) chuva de 115 mm/h para as três ruas amostradas

intensidade da chuva maior a probabilidade dos metais serem lixiviados e carreados pelo escoamento superficial. Estes dados podem ser observados comparando-se as massas totais carreadas, para cada metal, nas chuvas de 25 e 115 mm/h.

Da análise do carreamento de metais com o fluxo de veículos, verificou-se que não há uma relação direta entre ambos, uma vez que as massas de metais carreadas na Avenida Universitária, Rua 240 e Viela 1, ruas de alto, médio e baixo tráfego de veículos, respectivamente, foram semelhantes. O fato das concentrações serem similares no carreamento de poluentes em área urbana, também foi observado nos estudos da EPA (1999), que constataram que não há diferença significativa na concentração dos poluentes do escoamento superficial de diferentes categorias de uso do solo urbano. Os autores comentaram que a diferença só é expressiva quando se compara o escoamento de origem urbana com o rural.

A partir da similaridade, percebeu-se que o carreamento de metais não depende somente do tráfego de veículos, e que as concentrações de metais somente devem ser correlacionadas com o tráfego de veículos em conjunto com outros fatores. O fato do carreamento dos metais não depender somente do tráfego de veículos, pode ser analisado tendo em vista que o carreamento de metais envolve processos físicos e químicos complexos, como a solubilidade do metal em água, o diâmetro das partículas que são carreadas, a idade do pavimento e a intensidade da chuva entre outros.

Neste sentido, foi possível observar que a intensidade da chuva afeta as massas carreadas de metais e também as espécies predominantes no escoamento. Por exemplo, na intensidade de 25 mm/h, figura 6, nota-se que o Zn foi encontrado em maiores concentrações que o Mn, e já na intensidade de 115 mm/h, figura 7, foi o Mn que foi encontrando em maiores concentrações. O mesmo fato ocorreu para o Pb e Cu. De maneira geral a seguinte ordem decrescente observada foi Fe

> Mn ≈ Zn > Cu ≈ Pb >Cd. Esses metais encontrados são de relevância ambiental, pois podem trazer impactos à saúde humana e à vida aquática. Por exemplo, o Fe e Mn são elementos com teor oxidante, dependendo das condições do meio, e podem provocar gosto, odor e coloração na água. Os elementos Zn e Cu são micronutrientes importantes para os organismos vivos, mas em excesso os mesmos podem provocar intoxicação, e sua acumulação pode provocar características teratogênicas e carcinogênicas. Já o Pb e o Cd não são elementos considerados micronutrientes essenciais, mas elementos contaminantes que possuem um elevado grau de toxicidade aos organismos vivos.

Ainda, neste aspecto, acredita-se que a relação dos metais com o tráfego de veículos é mais aplicada ao processo de acúmulo de sedimentos em superfícies asfálticas, *build-up*, e que o mesmo não se reflete diretamente sobre o carreamento de poluentes.

Limitações do estudo

Por ser uma área de estudo pouco abordada, e não ter metodologias de coleta e análise padronizadas, e até mesmo padrões de aceitação, uma das dificuldades da pesquisa foi encontrar na literatura trabalhos específicos sobre o processo de carreamento, fato este que dificultou a comparação com outros estudos. Também, nesta área de pesquisa de carreamento de poluentes de superfícies asfálticas, alguns estudos são realizados com chuva natural, outros com chuva simulada, mas mesmo nestes, as intensidades e durações não coincidem para que os dados sejam comparáveis, pois os regimes de chuvas das regiões e países são distintos. Ainda, alguns experimentos são conduzidos faixa da sarjeta, outros na faixa de circulação de veículos em outros ainda, a água é coletada diretamente das redes de drenagem através de coletores automáticos. Fatores estes, que interferem na faixa dos resultados.

Outra limitação do estudo foi à representatividade da área estudada, que é muito pequena em relação à área de uma bacia hidrográfica (unidade de planejamento), bem como, o número de experimentos realizados. Neste caso, a transferência dos resultados dos parâmetros analisados para área de uma bacia se vê limitada, pois em uma bacia os usos do solo são variados, portanto, as concentrações deverão também ser diferentes.

Além das limitações já citadas, ressalta-se ainda, que os locais escolhidos para a realização da pesquisa nem sempre são os ideais. Mas estes foram escolhidos levando-se em consideração as condições que são necessárias para a realização do experimento, como exemplo, no caso da chuva simulada, os locais devem contar com acesso a pontos de água e energia, e causar o mínimo de perturbação para o tráfego de veículos, uma vez que não é qualquer rua ou avenida que é passível de ser bloqueada durante o período de realização dos experimentos.

No entanto, apesar destas limitações, o estudo fornece uma relevante base de dados, que pode ser empregada em modelos matemáticos de qualidade da água de drenagem, uma vez que os parâmetros analisados são usados como dados de entrada nestes modelos. Também o estudo apresenta informações e reafirmações relevantes sobre o processo de carreamento de poluentes. Estes dados e informações podem melhorar e contribuir significativamente com a compreensão dos processos que determinam a qualidade da água urbana e, assim, oferecer subsídios para o projeto de medidas compensatórias de drenagem e gestão das águas pluviais.

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados mostram, em uma escala experimental, que o escoamento superficial urbano possui altas concentrações de poluentes como sólidos suspensos e dissolvidos, carga orgânica e, sobretudo de metais tóxicos, elementos estes de grande relevância no âmbito da poluição ambiental. Do grupo de metais avaliados nesta pesquisa, os mais recorrentes nas três ruas estudadas foram respectivamente, $Fe > Mn \approx Zn > Pb \approx Cu > Cd$, e apenas o cromo não foi encontrado. Os metais apresentaram uma ampla faixa de variação, porém com uma faixa estreita de valores de concentrações médias e máximas.

Da relação do fluxo de veículos com a concentração dos poluentes, observou-se que em geral, os sólidos tendem a diminuir com o aumento do fluxo de veículos. No entanto, a concentração dos poluentes está mais relacionada com as questões de uso e ocupação do solo de cada via, como quantidade de área impermeável e limpeza das vias, do que com o fluxo de veículos. O mesmo ocorreu para a matéria orgânica, DQO.

Para os metais, o carreamento também não apresentou ter relação direta com o fluxo de veículos, pois não se pode perceber diferença evidente entre as concentrações das vias. Desta forma, o tráfego de veículos é insuficiente, para ser usado como único fator na previsão da concentração de metais no escoamento de superfícies asfálticas, pois neste processo outros fatores interferem em maior grau.

Da relação da intensidade da chuva com o carreamento de poluentes, observou-se que a chuva intensa tende a carrear uma maior massa de poluentes, tal efeito foi verificado para todos os parâmetros analisados. Ainda, também se observou que a intensidade é um fator preponderante na lixiviação de alguns metais, ou seja, ela influencia as espécies predominantes no escoamento e a ordem de grandeza da concentração, e consequentemente, na massa carreada.

AGRADECIMENTOS

A CAPES - Coordenação de Pessoal de Nível Superior, à FUNDEP - Fundação de Desenvolvimento de Pesquisa e a FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos pelo apoio e suporte financiamento fornecida à pesquisa. Aos laboratórios de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física- LABOGEF do Instituto deCiências Sócio - Ambientais na pessoa do professor Maximiliano Bayer e ao laboratório de Análisede Solo e Foliar - LASF na pessoa do professor Wilson Mozena pela parceria e apoio nas análises laboratoriais.

REFERÊNCIAS

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 19th ed. Washington: American Public Health Association, 1995.

BARRETT, M. E.; ZUBER, R. D.; COLLINS, E. R.; MALINA, J. F.; CHARBENEAU, R. J.; WARD, G. H. *a review and evaluation of literature pertaining to the quality and control of pollution from highway runoff andconstruction*. Texas: Center for Research in Water Resources, University of Texas, 1995.

BRASIL. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes - DENIT. *Manual de estudos de tráfego*. Rio de Janeiro: DENIT, 2006.

DAVIS, A. P.; SHOKOUHIAN, M.; NI, S. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, v. 44, n. 5, p. 977-1009, Aug. 2001.

DELETIC, A.; ORR, D. W. Pollution Buildup on Road Surfaces. *J. Environ. Eng.*, v. 131, n. 1, p. 49-59, Jan. 2005.

EGODAWATTA, P. *Translation of small-plot scale pollutant build-up and wash-offmeasurements to urban catchment scale*. 2007. (Thesis) - Faculty of Built Environment and Engineering, Australia, 2007.

EGODAWATTA, P.; GOONETILLEKE, A. Characteristics of pollution build-up on residential road surfaces. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON HYDROSCIENCE AND ENGINEERING, 7., Philadelphia, 2006. *Proceedings*… [S.l.: s.n.], 2006.

EGODAWATTA, P.; THOMAS, E.; GOONETILLEKE, A. Understanding the physical processes of pollutant build-up and wash-off on roof surfaces. *Sci. Total Environ.*, v. 407, n. 6, p. 1834-1841, Mar. 2009.

EPA- Environment Protection Agency. *Preliminary Data Summary of Urban Storm Water Best Management Practices*.Washington: EPA, 1999.

GROMAIRE-MERTZ, M. C.; GARNAUD, S.; GONZALEZ, A.; CHEBBO, G. Characterization of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol.*, v. 39, n. 2, p. 1-8, 1999.

GUNAWARDANA, C.; GOONETILLEKE, A.; EGODAWATTA, P.; DAWES, L.; KOKOT, S. Role of solids in heavy metals build-up on urban road surfaces. *J. Environ. Eng.*, v. 138, n. 4, p. 490-498, Apr. 2012.

HERNGREN, L. *Build-up and wash-off process kinetics of PAHs and heavy metals on paved surfaces using a simulated rainfall*. 2005. (Thesis) - Faculty of Built Environment and Engineering, Australia, 2005.

HERNGREN, L.; GOONETILLEKE, A.; AYOKO, G. A. Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall. *J. Environ. Manage.*, v. 76, n. 2, p. 149-158, July 2005.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Censo demográfico, 2010*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

KIM, L. H.; KO, S. O; JEONG, S.; YOON, J. Characteristics of washed-off pollutants and dynamic EMCs in parking lots and bridges during a storm. *Sci. Total Environ.*, v. 376, n. 1-3, p. 178-184, Apr. 2007.

LEE, J. H.; BANG, K. W.; KETCHUM, L. H.; CHOE, J. S.; YU, M. J. First flush analysis of urban storm runoff. *Sci. Total Environ.*, v. 293, n. 1-3, p. 163-175, July 2002.

LI, L. Q.; YIN, C. Q.; HE, Q. C.; KONG, L. L. First flush of storm runoff pollution from an urban catchment in China. *J. Environ. Sci.*, v. 19, n. 3, p. 295-299, 2007.

MIGUNTANNA, N. P. *Nutrients build-up and wash-off process in urban land uses*. 2009. (Thesis) - Faculty of Built Environment and Engineering, Australia, 2009.

PITT, A.; BURTON, R. *Stormwater effects handbook*: a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. New York: CRC Press, 2001.

SARTOR, J. D.; BOYD, G. B. *Water pollution aspects of street surface contaminants*. Office of Research and Monitoring U.S. Washington: Environmental Protection Agency, 1972.

SILVA, A. H. C. L. *Controle da poluição difusa de origem pluvial em uma via de tráfego intenso por meio de trincheira de infiltração e vala de detenção*. 2009. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Hrizonte, 2009.

SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; TIMOTHY, A. *Princípios de análise instrumental*. 5. ed. Porto Alegre: Bookmam, 2002.

SOUSA JUNIOR, S. F. S. *Desenvolvimento e avaliação de um simulador de chuva para estudos ambientais*. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiania, 2011.

TIEFENTHALER, L. L.; SCHIFF, K. D. S.; BAY, S. M.; DIEHL, D. Characteristics of parking lot runoff produced by simulated rainfall. Southern California Coastal Water Research Project, 7171 Fenwick Lane. Westminster, Ca: [s.n.], 2001. (Technical Report, 343).

TUCCI, C. E. M. Drenagem urbana. *Ciênc. Cultura*, v. 55, n. 4, p. 36-37, out./dez. 2003.

ZHAO, H.; LI, X.; WANG, X. Heavy metal contents of road-deposited sediment along the urban-rural gradient around beijing and its potential contribution to runoff pollution. *Environ. Sci. Technol.*, v. 45, n. 17, p. 7120-7127, Sept. 2011.

RBRH *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 785 - 794

Avaliação da influência da mudança de variáveis de projeto de barragens sobre as alterações hidrológicas e componentes do regime de vazão natural

Assessment of the impact of changing dam project variables on the hydrological alterations and components of natural flow regime

Camilla Hellen Peixoto de Lima[1]; Fernando Genz[2]; Lafayette Dantas da Luz[3];

Andrea Sousa Fontes[4] e Karla Patricia Oliveira-Esquerre[5]

[1]Laboratório de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, Programa de Engenharia Civil da COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. Brasil. camillahpl@gmail.com

[2] Mestrado em Ambiente Águas e Saneamento - MAASA, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Ba. Brasil
fgenz@pq.cnpq.br

[3] Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Ba. Brasil
lluz@ufba.br

[4] Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas , Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Feira de Santana, Ba. Brasil
andreafontes@ufrb.edu.br

[5] Mestrado em Ambiente Águas e Saneamento - MAASA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial - PEI, Rede de Tecnologias Limpas da Bahia - TECLIM, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Ba. Brasil
karlaesquerre@ufba.br.

Recebido: 02/03/14 - Revisado: 03/05/15 - Aceito: 18/05/15

RESUMO

As barragens beneficiam a sociedade ao gerar energia e abastecer cidades com água, por exemplo. No entanto elas também produzem impactos negativos, tais como alterações hidrológicas a longo, médio e curto prazo. Uma vez que os impactos hidrológicos podem ser preditores das alterações na biota aquática, é de extrema importância que estudos de tais alterações causadas por barragens sejam realizadas ainda na fase de projeto. Este artigo apresenta uma avaliação de como a mudança em variáveis de projeto de barragens influenciam as alterações hidrológicas e os cinco componentes do regime de vazão natural (magnitude, frequência, duração, momento de ocorrência e taxa de mudança). Para isto, foram simuladas as alterações impostas por barragens em um rio perene. De posse dos dados da modelagem, tais alterações foram avaliadas e classificadas com o Indicators of Hydrological Alteration (IHA) e o Dundee Hydrological Regime Alteration Method (DHRAM). Em seguida, executou-se a análise de sensibilidade utilizando conceitos estatísticos do Planejamento Fatorial. As alterações hidrológicas afetaram de forma distinta e com diferentes graus cada grupo de parâmetros hidrológicos do IHA. A classificação do DHRAM indicou que a capacidade de armazenamento influenciou diretamente o impacto da alteração hidrológica. A análise de sensibilidade sugere que a demanda e a vazão remanescente afetam as alterações hidrológicas e os componentes de vazão natural. Os resultados obtidos indicam que o estudo das alterações hidrológicas pode ser feito ainda na fase de projeto para escolha de uma alternativa de projeto que leve em conta, dentre outras questões envolvidas (e.g., técnicas, econômicas), também o menor impacto sobre o regime hidrológico do corpo hídrico.

Palavras Chave: *Barragens. Alterações hidrológicas. IHA. DHRAM. Planejamento fatorial*

ABSTRACT

Dams provide benefits to the society through hydro power generation and when they supply cities with water, for example. However they also have negative impacts, such as hydrological changes in the long, medium and short term. Once the hydrological impacts can be predictors of changes in aquatic biota, is extremely important that studies of such changes caused by dams are made still in the design phase. This paper presents an assessment of how the change in dam design variables influence the hydrological changes and the five components of the natural flow regime (magnitude, frequency, duration, time of occurrence and rate of change).For this, changes imposed by dams on a perennial river were simulated. In possession of the modeling data these changes were evaluated and classified with the Indicators of Hydrological Alteration (IHA) and the Hydrological Regime Alteration Dundee Method (DHRAM).And then a sensitivity analysis was performed using statistical concepts of Factorial Design. The hydrological changes affected in different ways and with different degrees each group of hydrological parameters of the IHA. The classification of DHRAM indicated that the storage capacity directly influenced the impact of hydrologic alteration. The sensitivity analysis suggests that the demand and the remaining flow affect the hydrological changes and the natural flow of components. The obtained results indicate that the study of hydrological changes can be made even in the design phase to select a project alternative that takes into account, among other issues involved (eg, technical and economic factors), also the least impact on the hydrological regime of a river.

Keywords: *Dams. Hydrological alterations. IHA. DHRAM. Factorial design*

INTRODUÇÃO

Barragens são estruturas que assumiram papel de grande importância para a sociedade humana pelos benefícios que proporcionam e, por isso, ao longo da história inúmeras foram construídas ao redor do mundo. De acordo com a World Commissionon Dams (WCD, 2000) no mundo existem mais de 45.000 grandes barragens.

Porém apesar dos benefícios advindos deste tipo de construção, existem pontos negativos, como por exemplo, os impactos decorrentes de sua implantação sobre o regime hidrológico, as características hidráulicas, o fluxo dos sedimentos, a qualidade da água e a biota (BURKE; JORDE; BUFFINGTON, 2009; GENZ; LESSA, 2015; GENZ; LUZ, 2009; MAGILLIGAN; NISLOW, 2005; MC MANAMAY; ORTH; DOLLOFF, 2012; NILSSON et al., 2005; POFF; HART, 2002; POSTEL; RICHTER, 2003; PRINGLE; FREEMAN, M; FREEMAN, 2000; ROSENBERG; MCCULLY; PRINGLE, 2000; STEVAUX; MARTINS; MEURER, 2009; TAYLOR et al., 2013; ZHAO et al., 2012).

De acordo com Poff e Matthews (2013), tais impactos foram ficando mais evidentes à medida que o número de barragens aumentava, gerando efeitos em escala local, regional e global. Para Bunn e Arthington (2002) o regime hidrológico de um rio define a formação física dos seus habitats e, consequentemente, a sua biota e suas estratégias de vida.

Os impactos causados pela alteração no regime de vazão de rios e a resposta da biota foram destacados por Poff e Zimmerman (2010), onde os autores revisaram 165 artigos que relacionavam respostas ecológicas e alterações hidrológicas, sendo que dentre estes artigos, 88 estavam ligados a barragens.

O regime natural de vazões de um rio é caracterizado por variações ao longo do ano, com períodos de seca e cheia, e aquelas interanuais. Ao construir uma barragem, esse rio será impactado. Apesar de ser difícil prever os impactos que as barragens podem causar à biota local e às respostas que estes organismos irão apresentar, Poff et al. (1997) propuseram analisar variáveis hidrológicas que têm atributos relevantes nos processos do ecossistema fluvial e sugeriram uma mudança na gestão de rios através da incorporação e a preservação dos cinco componentes do regime natural de vazão (magnitude, frequência, duração, momento de ocorrência e taxa de mudança) devido a sua relação com a biota. Além disso, Richter et al. (1996) criaram um método para avaliar alterações hidrológicas como preditores de possíveis impactos ambientais.

Quando uma barragem é construída, sabe-se que o regime hidrológico poderá ser afetado de diversas formas e apesar dos estudos de avaliação das alterações hidrológicas causadas por barragens terem evoluído no cenário mundial, esta prática não tem sido realizada ainda na fase de projeto de forma complexa (e.g. utilizando dados diários para simulação dos impactos e demonstrando o grau de impacto hidrológico das possíveis alternativas de barragem).

Por isso, conforme proposto por Lima (2014), uma vez esclarecido como variáveis de projeto de barragens (ex. demanda, tipologia de vale, vazão remanescente e capacidade de armazenamento) tem potencial para alterar os componentes do regime natural de vazões, a opção por uma barragem de menor impacto poderia ser feita ainda na fase de projeto e, além disso, possibilitaria recomendar a operação do reservatório de maneira a gerar padrões de vazões próximos aos do regime natural.

Este estudo teve por objetivos avaliar como diferentes capacidades de armazenamento e demandas hídricas atendidas pelo reservatório, tipologias de vale e vazões remanescentes influenciam as alterações hidrológicas; e analisar sua influência sobre os cinco componentes do regime de vazão natural (magnitude, frequência, duração, momento de ocorrência e taxa de mudança).

MATERIAIS E MÉTODOS

Para avaliar como a mudança nas variáveis de projeto de barragens influenciariam as alterações hidrológicas e os cinco componentes do regime de vazão natural, definiu-se os seguintes passos:

- Definição dos Cenários Alternativos;
- Simulação da operação dos reservatórios;
- Aplicação das metodologias de avaliação e classificação das alterações hidrológicas; e
- Análise dos fatores impactantes.

Definição dos cenários alternativos

Os cenários necessários para a simulação dos reservatórios foram direcionados pela análise dos efeitos individuais e de interação das variáveis analisadas, obtidos por Planejamento Fatorial. Cenários específicos foram estabelecidos para a definição das variáveis (fatores) e seus níveis (intensidades).

Utilizaram-se conceitos do método estatístico de Planejamento Fatorial Completo, com dois níveis, em sua maioria. Uma vez definido o número de fatores (variáveis independentes) que podem influenciar na resposta da variável em estudo, neste caso as alterações hidrológicas, o número de cenários é dado por: 2k, sendo o k o número de fatores.

Para tanto, foi considerado a variação dos fatores em seus níveis extremos (máximo e mínimo). No presente estudo os fatores estudados foram a demanda hídrica do reservatório, a tipologia do vale e a vazão remanescente, resultando k = 3.

Os cenários alternativos de barragens envolveram ainda: duas capacidades de armazenamento (uma pequena e outra grande), além de dois tipos de demandas hídricas do reservatório (uso consuntivo e não consuntivo), dois tipos de tipologia de vale fluvial (vale encaixado e vale aberto) e dois valores de vazão remanescente (5% e 20% das vazões regularizadas com 90% de garantia).

A demanda hídrica do reservatório variou entre usos consuntivos e não consuntivos, compondo dois arranjos: 100% de uso consuntivo e 100% de uso não consuntivo. Para todos os cenários, o valor numérico adotado como demanda foi de 80% das vazões regularizadas com 90% de garantia e a demanda foi considerada constante ao longo do ano.

As duas tipologias de vale, foram definidas com base nos coeficientes apresentados por Molle e Cadier (1992). Os

valores de vazão remanescente foram 5% e 20% das vazões regularizadas com 90% de garantia, de acordo com a Instrução Normativa nº 01/2007 do Estado da Bahia (BAHIA, 2007). Os valores adotados nos cenários contemplam limites para rios com barramentos.

As capacidades de armazenamento utilizadas correspondem ao volume equivalente a 5% e 85% da vazão média anual de 10 m³/s (o valor correspondente à vazão média anual afluente a barragem de Apertado no Rio Paraguaçu, simulada por Genz, Tanajura e Araújo, 2011 com uma área de drenagem 1.086km²).

A matriz de cenários utilizados para cada capacidade de armazenamento pode ser observada a seguir no quadro 1. Dessa maneira, foram realizadas 8 simulações para cada capacidade de armazenamento.

Quadro 1 - Combinações finais dos cenários que serviram como base na análise fatorial para cada regime e capacidade de armazenamento

Número do cenário	Demanda	Tipologia	VR
1	DNC	VE	VR5%
2	DNC	VE	VR20%
3	DC	VE	VR5%
4	DC	VA	VR20%
5	DC	VA	VR5%
6	DNC	VA	VR20%
7	DNC	VA	VR5%
8	DC	VE	VR20%

DNC-Demanda não consuntiva/ DC-Demanda consuntiva/ VE-Vale encaixado/ VA-Vale aberto/ VR-Vazão Remanescente

Simulação da operação dos reservatórios

Após a definição dos cenários foi executada a simulação do balanço hídrico dos reservatórios hipotéticos no modelo Water Evaluation and Planing System (WEAP).

De posse da série de vazão afluente diária de 29 anos de um rio perene, simulada por Genz, Tanajura e Araújo (2011), representando o regime não alterado, das demandas, das vazões remanescentes, das curvas cota-volume elaboradas para representar cada tipo de vale e a evaporação líquida do reservatório calculada por Silva (2012) para a região, foi possível gerar uma série de 29 anos de vazão a jusante para representar acondição pós-impacto referente à operação das barragens hipotéticas de acordo com a regra simplificada de operação de cada cenário(prioridades de atendimento às demandas e vazões remanescentes).

Aplicação das metodologias de avaliação e classificação das alterações hidrológicas

Para avaliar as alterações hidrológicas foi escolhido o Indicator of Hydrological Alteration (IHA), em português, Indicadores de Alteração Hidrológica. Esta metodologia foi criada por Richter et al. (1996), com a qual através de 32 indicadores hidrológicos de relevância ecológica (ver Quadro 2) é possível descrever como os padrões de uso da água ou outras intervenções modificaram o regime hidrológico.

Os indicadores hidrológicos do IHA dividem-se em cinco grupos: Grupo 1 (Magnitude das condições de vazão mensais), Grupo 2 (Magnitude e duração das condições de vazões anuais extremas), Grupo 3 (Momento de ocorrência das vazões anuais extremas), Grupo 4 (Frequência e duração dos pulsos de vazões altas e baixas), Grupo 5 (Taxa e frequência de mudança no hidrograma).

Quadro 2: Sumário dos indicadores hidrológicos usados pelo método do IHA

Grupo estatístico do IHA	Parâmetros hidrológicos
Grupo 1: Magnitude das condições de vazão mensais	1-12. Valor médio para cada mês do calendário
Grupo 2. Magnitude e duração das vazões anuais extremas	13. Vazão máxima diária 14. Vazão mínima diária 15. Vazão máxima de 3 dias 16. Vazão mínima de 3 dias 17. Vazão máxima de 7 dias 18. Vazão mínima de 7 dias 19. Vazão máxima de 30 dias 20. Vazão mínima de 30 dias 21. Vazão máxima de 90 dias 22. Vazão mínima de 90 dias 23. Número de dias com vazão nula
Grupo 3. Momento de ocorrência das vazões anuais extremas	24. Dia Juliano de cada máxima de 1 dia anual 25. Dia Juliano de cada mínima de 1 dia anual
Grupo 4. Frequência e duração dos pulsos de vazões máximas e mínimas	26. Número pulsos de máxima em cada ano 27. Número pulsos de mínima em cada ano 28. Duração média do pulso de máxima anual (dias) 29. Duração média do pulso de mínima anual (dias)
Grupo 5. Taxa e frequência de mudança no hidrograma	30. Taxa de ascensão 31. Taxa de recessão 32. Número de reversões

Fonte: Adaptado de TNC (2009)

Esta metodologia provou ser robusta em uma análise feita por Olden e Poff (2003), uma vez que estes 32 indicadores conseguiram representar as informações contidas em 171 índices hidrológicos. O IHA tem sido extremamente utilizado internacionalmente para avaliar as alterações hidrológicas, inclusive no Brasil (GENZ; LESSA, 2015).

Para classificar as alterações hidrológicas foi escolhido o Dundee Hydrological Regime Alteration Method (DHRAM), desenvolvido por Black et al. (2005). Esse método foi elaborado com base na abordagem do IHA e no esquema de cinco classes compatíveis com o requerido pela Diretiva Quadro da Água da União Européia.

O DHRAM é capaz de classificar o risco de danos ecológicos ao rio utilizando a mudança percentual da média e do desvio padrão de cada Grupo do IHA para atribuir pontos de impacto, conforme os limiares de alteração, que pode indicar risco baixo, intermediário ou alto (ver Quadro 3).

Quadro 3 - Limiar das mudanças hidrológicas usado para atribuição dos pontos de impacto

Sumário dos indicadores do IHA	% de mudança na pontuação do grupo do IHA		
	Limiar baixo (1pt*)	Limar intermediário (2pt)	Limiar alto (3pt)
1a (Médias Grupo 1)	≥ 19,9	≥ 43,7	≥ 67,5
1b (CVs Grupo 1)	≥ 29,4	≥ 97,6	≥ 165,7
2a (Médias Grupo 2)	≥ 42,9	≥ 88,2	≥ 133,4
2b (CVs Grupo 2)	≥ 84,5	≥ 122,7	≥ 160,8
3a (Médias Grupo 1)	≥ 7,0	≥ 21,2	≥ 35,5
3b (CVs Grupo 3)	≥ 33,4	≥ 50,3	≥ 67,3
4a (Médias Grupo 1)	≥ 36,4	≥ 65,1	≥ 93,8
4b (CVs Grupo 4)	≥ 30,5	≥ 76,1	≥ 121,6
5a (Médias Grupo 1)	≥ 46,0	≥ 82,7	≥ 119,4
5b (CVs Grupo 5)	≥ 49,1	≥ 79,9	≥ 110,6

Fonte: Adaptado de Black et al. (2005) *pt- ponto

Uma vez atribuídos os pontos de impacto, estes são somados e uma classificação preliminar fica definida (os pontos podem variar de 0 a 30). A alteração no regime hidrológico pode ser classificada de acordo com a quantidade de pontos obtida (Quadro 4).

Quadro 4 - Definição das Classes do DHRAM

Classificação dos pontos		
Classe	**Faixa de pontos**	**Descrição**
1	0	Condição não- impactada
2	1-4	Baixo risco de impacto
3	5-10	Risco moderado de impacto
4	11-20	Alto risco de impacto
5	21-30	Condição severamente impactada

Fonte: Adaptado de Black et al. (2005).

Após essa classificação preliminar, o método exige que sejam feitas duas perguntas que poderão elevar em uma classe de impacto o resultado caso a resposta seja positiva:

(i) as variações sub-diárias causadas pelas atividades humanas excedem 25% das condições não impactadas (vazões com 95% de permanência)? (Sim = + 1 classe); e

(ii) os impactos antropogênicos causam vazão nula? (Sim = + 1 classe).

Depois de verificar estas questões a classificação final é estabelecida.

Análise dos fatores impactantes

Além de ter guiado a definição dos cenários alternativos, os resultados obtidos através do uso dos conceitos de Planejamento Fatorial permitiram a análise da influência dos fatores de projeto nas alterações hidrológicas e sobre os cinco componentes do regime de vazão natural (magnitude, frequência, duração, momento de ocorrência e taxa de mudança).

Conforme citado por Berthouex e Brown (2002), através dele é possível filtrar um conjunto de fatores (variáveis independentes) e descobrir qual ou quais produzem um efeito; estimar a magnitude do efeito produzido pela mudança dos fatores dos cenários; e investigar muitas variáveis utilizando um número reduzido de cenários.

Com base nos dados obtidos pelas metodologias de avaliação e classificação das alterações hidrológicas em função da variação da capacidade de armazenamento, demanda hídrica do reservatório, tipologia do vale e vazão remanescente, foi feita a análise de sensibilidade dos fatores impactantes.

Para avaliar como os fatores influenciam o grau das alterações hidrológicas e estimar a magnitude do efeito produzido pela mudança destas variáveis, foram utilizados os pontos de impacto do DHRAM na construção de duas matrizes, onde foram analisadas as influências nas pequenas e grandes capacidades de armazenamento.

No caso da avaliação de como as variáveis de projeto influenciam os cinco componentes do regime de vazão natural, tal como estimar a magnitude do efeito produzido pela mudança destas variáveis, foram utilizadas as médias dos percentuais de mudança de cada grupo do IHA, resultando na construção de dez matrizes. Pelo fato do IHA possuir cinco grupos de análise, resultaram cinco matrizes para barragens de pequena capacidade

de armazenamento e outras cinco de grande capacidade.

Utilizou-se o Minitab Statistical Software Versão 16.2.1 para o cálculo do efeito principal de cada fator e do efeito da interação entre os fatores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação das alterações hidrológicas

Durante a caracterização das séries de vazão do regime pós-impacto, foi possível detectar que as vazões máximas só apresentaram alterações significativas no caso de barragens de grande capacidade de armazenamento.

Já para a Q90 ocorreram dois comportamentos distintos:

1. Em todos os cenários de uso não consuntivo, independentemente da capacidade de armazenamento, o valor da Q90 resultante da operação da barragem, superou o valor do regime não alterado (de 0,2 até aproximadamente 8 m³/s a mais, em percentual 138 a 1541%), gerando uma maior disponibilidade a jusante devido à existência da barragem.
2. Os cenários de uso consuntivo alteraram o rio de forma drástica, observando-se que as vazões liberadas a jusante igualaram-se aos valores definidos para as vazões remanescentes (VR5 ou VR20) com uma frequência de 90% dos períodos de tempo simulados. Neste caso, barragens com este tipo de uso merecem atenção, pois em uma época de pouca vazão ao armazenar água em seu reservatório para atender a suas demandas os impactos a jusante podem ser altos e irreversíveis em alguns casos.

A seguir são descritos as alterações que ocorreram em cada Grupo do IHA.

Grupo 1 (magnitude das vazão mensais)

Em ambos os casos (pequena e grande capacidade de armazenamento) as alterações das vazões mensais para os cenários de uso não consuntivo (1, 2, 6 e 7) e uso consuntivo (3, 4, 5, e 8) agruparam-se por ter o mesmo valor, formando apenas uma curva representado o comportamento do uso consuntivo e outra de uso não consuntivo).

Independentemente da capacidade de armazenamento, os cenários de uso não consuntivo (1, 2, 6 e 7) não impuseram alterações significativas às vazões médias mensais. Enquanto nos cenários de uso consuntivo (3, 4, 5 e 8) ocorreu uma redução da magnitude das vazões, evidenciando o impacto do consumo da água armazenada no reservatório da barragem (ver Figuras 1 e 2).

Para as barragens de pequena capacidade de armazenamento, as alterações nos casos que consideram os usos não consuntivos foram menores do que as dos usos consuntivos (a diferença foi a redução de magnitude da vazão, a menor redução foi de 246% chegando a 288%), sendo que a variação sazonal da vazão seguiu o padrão natural nos dois tipos de demanda. No caso de barragens com grandes capacidades de armazenamento ambos os usos causaram impactos significantes, mudando a

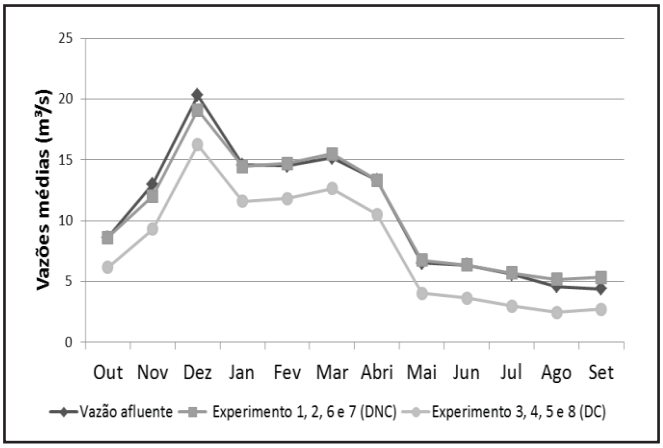


Figura 1: Alterações nas vazões mensais para barragens de pequena capacidade de armazenamento

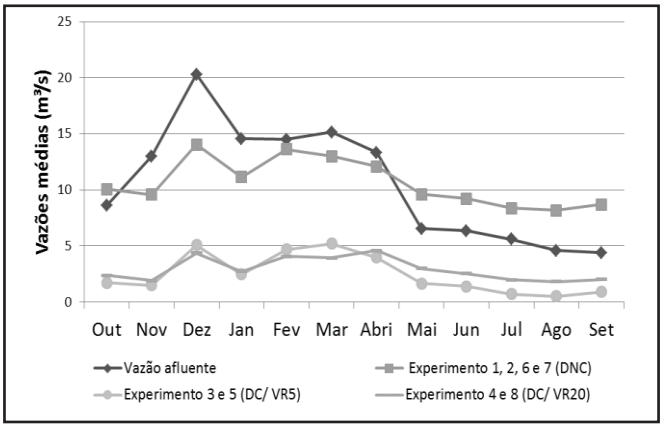


Figura 2: Alterações nas vazões mensais para barragens de grande capacidade de armazenamento

sazonalidade das vazões, principalmente nos cenários de demanda consuntiva.

Esse tipo de alteração no Grupo 1 era previsível, pois as vazões que foram consumidas nos cenários de uso consuntivo não retornam ao rio e quanto maior a capacidade de armazenamento geralmente maior é vazão que pode ser utilizada pelas demandas.

Grupo 2 (magnitude e duração das vazões anuais extremas)

De modo geral, as alterações impostas pela implantação das barragens resultaram no aumento das vazões mínimas de 1, 3 e 7 dias e, de outro lado, na redução nas vazões máximas.

Quanto às vazões mínimas de 7 dias, os cenários de uso não consuntivo (1, 2, 6 e 7) foram os que sofreram maiores alterações com relação ao regime não alterado, independentemente da capacidade de armazenamento (tais alterações chegaram a superar 600%). Para os cenários 4 e 8 (DC/VR20), das barragens de pequena capacidade o aumento nas vazões mínimas de 1, 3 e 7 dias foi pequeno (>20%), para estes casos ocorreu uma variação de 21% a aproximadamente 40%.

Em relação às vazões máximas, as pequenas barragens não provocaram alterações significativas (alterações inferiores a 15%). Nas barragens de grande capacidade, as reduções nas

vazões máximas chegaram à mais de 60% para os cenários 3 e 5 (VR5) e 4 e 8 (VR20), que variaram entre 60-75%.

Grupo 3 (momento de ocorrência das vazões anuais extremas)

As maiores alterações deste grupo ocorreram nas barragens de grande capacidade. Para os cenários de pequena capacidade de armazenamento o dia de ocorrência da vazão mínima teve maior alteração (15 dias) nos cenários 4 e 8 (DC/VR20).

Para o dia de ocorrência da vazão máxima nenhum cenário de pequena capacidade apresentou alteração maior que 5 dias.

No caso nas grandes capacidades, tanto o dia de ocorrência da vazão mínima quando da máxima apresentaram alterações superiores a 17 dias em todos os cenários.

Vale a pena destacar que, para os cenários de grande capacidade de armazenamento, ocorreram anos de vazão constante, sendo esta uma grande alteração no regime hidrológico. Apesar disso, o IHA apresentou limitações no seu cálculo e os valores numéricos obtidos foram subestimados. Para minimizar este erro, durante a Classificação das alterações hidrológicas, optou-se por atribuir 2 pontos de impacto à Média e ao CV do Grupo 3 nos cenários de grande capacidade de armazenamento.

Grupo 4 (frequência e duração dos pulsos de vazões máximas e mínimas)

Os limites adotados para definição do valor dos pulsos da máxima e da mínima foram calculados pelo IHA utilizando a série da condição do pré-impacto. Assim, independente da capacidade de armazenamento, o limiar dos pulsos de máxima foi de 25,3 m^3/s e o limiar dos pulsos de mínima foi de 1,63 m^3/s.

Pode-se afirmar que ocorreu a eliminação dos pulsos de mínima para os cenários de uso não consuntivo (1, 2, 6 e 7). Devido à operação da barragem, a água acumulada lançada à jusante, regulariza o regime de tal forma que tais pulsos deixaram de existir. Os pulsos de mínima na maior parte dos cenários de uso consuntivo, sofreram uma redução de frequência de ocorrência, porém a duração média deles aumentou. Possivelmente a operação das barragens conduziu a uma duração mais longa de períodos de pouca vazão devido ao uso e a vazão liberada ter sido a remanescente.

Os pulsos de máxima sofreram menos alterações do que os de mínima para as barragens de pequena capacidade, porém estas alterações foram intensas nas grandes capacidades de armazenamento (pulsos reduzidos a metade ou menos que a metade do que ocorria na condição pré-impacto). Isso decorre da maior capacidade de regularização que os grandes reservatórios exercem no regime hídrico. Para os cenários 4 e 8 (DC/VR20) das barragens de grande capacidade estes pulsos foram eliminados e para os cenários de uso não consuntivo foram reduzidos a metade. A duração destes pulsos não sofreu grande alteração independente da capacidade de armazenamento.

Grupo 5 (taxa e frequência de mudança no hidrograma)

Neste grupo, independente da demanda e capacidade de armazenamento, todos os cenários resultaram em alterações nas taxas de ascensão, recessão e reversão do hidrograma.

Para barragens de pequena capacidade o parâmetro taxa de ascensão não apresentou grandes alterações (ocorreu um aumento na condição do pós-impacto de 1 $m^3.s\text{-}1/dia$). Todos os cenários sofreram um aumento pequeno na taxa e o aumento foi uniforme, independentemente da demanda.

No caso das barragens de grande capacidade, o comportamento não foi uniforme, os cenários de uso não consuntivo (1, 2, 6 e 7) sofreram altas alterações (a taxa duplicou ou triplicou) e os de uso consuntivo ou manteve-se a mesma do regime natural (4 e 8) ou aumentou um pouco (3 e 5).

Todos os cenários também resultaram em um aumento na taxa de recessão independentemente da capacidade de armazenamento (150% a 229%), porém vale a pena destacar que ele foi maior nas de grande capacidade. Para os cenários de uso não consuntivo (1, 2, 6 e 7) das grandes capacidades, a taxa chegou a tornar-se o dobro da do regime não alterado.

Quanto ao número de reversões, nas pequenas e grandes capacidades de armazenamento, ocorreu uma grande redução. Porém, para as grandes capacidades esta alteração foi muito mais acentuada, pois passou a ocorrer cinco vezes menos a quantidade de reversões para todos os cenários.

Classificação das alterações hidrológicas

Todas as barragens de pequena capacidade foram classificadas como Classe 2 (baixo risco de impacto). Porém mais da metade das barragens de grande capacidade foram classificadas como Classe 4 (alto risco de impacto) e em três dos oito cenários como Classe 5 (condição severamente impactada).

Quanto aos pontos de impacto (que são computados conforme os limiares de alteração nos grupos do IHA), as barragens de pequena e grande capacidade apresentaram alterações que conduziram a pontos de maneira distinta. Nas de pequena capacidade os grupos do IHA que geraram pontos de impacto foram o 1, 2 e 4, enquanto que para as de grande capacidade todos os grupos geraram pontos de impacto.

Dentre os cenários de pequena capacidade, os de demanda não consuntiva (1, 2, 6 e 7) apresentaram alterações nos grupos 2 e 4 que conduziram a pontos de impacto. Para os cenários de demanda consuntiva ocorreu uma diferença entre os cenários, sendo que o 3 e 5 (DC/ VR5) somente tiveram alterações no Grupo 1 que conduziram a pontos de impacto. Por outro lado, os cenários 4 e 8 (DC/ VR20), além do Grupo 1, as alterações no Grupo 4 conduziram a pontos de impacto.

Nas grandes capacidades os cenários 1, 2, 6 e 7 (DNC) e os Grupos 2, 4 e 5 apresentaram maior alteração (3 pontos). Nos cenários 3 e 5 (DC/ VR5) os maiores pontos de impacto foram nos grupos 1, 4 e 5, enquanto que nos cenários 4 e 8 (DC/ VR20) apenas o Grupo 3 não apresentou um alto limiar de alteração.

Análise dos fatores impactantes

Inicialmente está descrita a análise da pontuação de

impacto do DHRAM, seguida da análise dos efeitos dos fatores sobre os grupos do IHA.

Efeitos na pontuação de impacto do DHRAM

Dentre os três fatores estudados (demanda, tipologia e vazão remanescente), a demanda foi o que apresentou maior magnitude de impacto a jusante (ver Figura 3). A tipologia não apresentou nenhum efeito a jusante das barragens de pequena capacidade, enquanto nas de grande capacidade possui efeito. A vazão remanescente apresentou efeito, independentemente da capacidade de armazenamento.

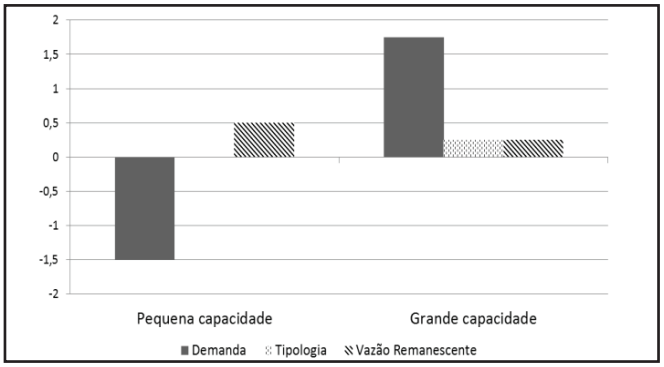


Figura 3 - Comparação dos efeitos dos fatores entre as diferentes capacidades de armazenamento

Para as pequenas capacidades a opção de mudança de demanda de uso não consuntivo para uso consuntivo, resultou na diminuição da quantidade de pontos de impacto de 1,5 pontos em média, causando menor impacto a jusante. Porém nas grandes capacidades essa mesma mudança leva ao aumento do impacto a jusante de 1,75 pontos em média (ver Figuras 4 e 5).

Mudar a tipologia de um vale encaixado para um aberto somente produz efeito no caso das grandes capacidades e, ainda que pequena, ela conduz ao aumento do impacto a jusante de 0,25 pontos em média (ver Figuras 4 e 5). Na vazão remanescente, aumentar de 5% para 20% causa maior quantidade de pontos de impacto (em média de 0,5 nas pequenas e 0,25 nas grandes), ver figuras 4 e 5.

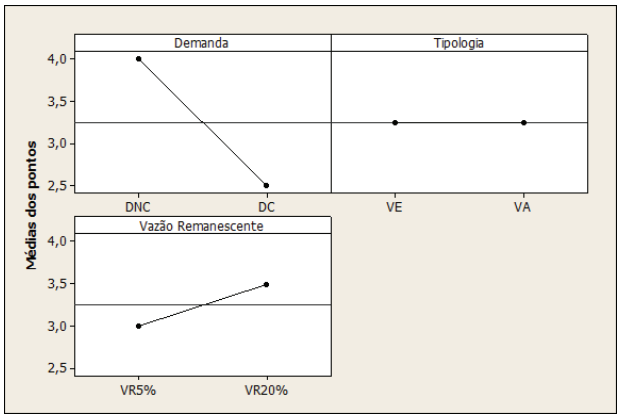


Figura 4 - Efeitos principais sobre os pontos do DHRAM para barragens com pequena capacidade de armazenamento

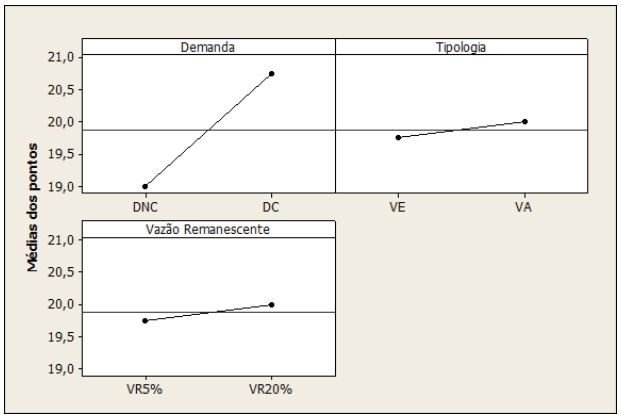


Figura 5 - Efeitos principais sobre os pontos do DHRAM para barragens com grande capacidade de armazenamento

Efeitos nos grupos do IHA

Os cinco grupos do IHA foram alterados de forma mais evidente pela demanda nas barragens de pequena capacidade de armazenamento, enquanto que nas de grande capacidade as alterações, além de serem maiores, as alterações foram causadas principalmente pela demanda e pela vazão remanescente (ver Figuras 6 e 7). Já a tipologia afetou com magnitude relevante

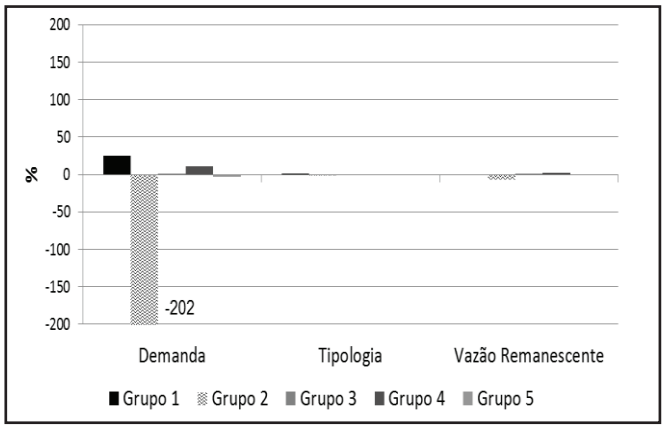


Figura 6 - Efeitos individuais do percentual dos grupos do IHA para pequena capacidade de armazenamento

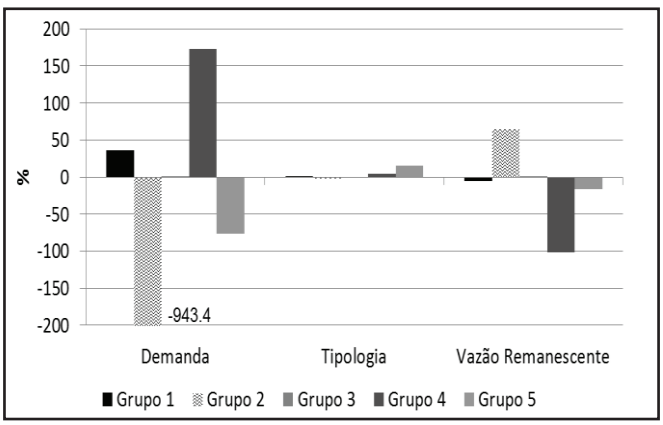


Figura 7 - Efeitos individuais do percentual dos grupos do IHA para grande capacidade de armazenamento

somente os grupos 4 e 5 das barragens de grande capacidade de armazenamento.

Conforme dito anteriormente, dentre os fatores individuais e suas combinações, o que mais se destacou em todos os grupos do IHA para as pequenas capacidades foi o efeito individual da demanda (afetando principalmente os grupos 1, 2, 4 e 5). Sendo que o Grupo 2 (magnitude e duração das condições de vazões anuais extremas) foi o que sofreu alteração de maior magnitude. Para os Grupos 2 e 5, ao passar a demanda de uso não consuntivo para uso consuntivo, o efeito foi negativo, ou seja, conduziu a um menor impacto a jusante nesses grupos. Nos Grupos 1 e 4 o sentido do efeito foi positivo, ou seja, passar a demanda de um uso consuntivo para um não consuntivo causa um maior impacto a jusante relacionado a estes grupos.

A vazão remanescente apresentou efeitos nos cinco grupos, sendo que no Grupo 2 foi de maior magnitude. Para os Grupos 1, 2 e 5, aumentando a vazão remanescente de 5% para 20% verifica-se redução no percentual de impacto, causando menor impacto a jusante. Enquanto que para os Grupos 3 e 4 o efeito é oposto, causa maior impacto a jusante.

O efeito individual da tipologia foi muito pequeno e somente existente para os grupos 2, 4 e 5. Variando a tipologia de um vale encaixado para um aberto reduz o percentual de impacto causando menor impacto a jusante.

Nas barragens de grande capacidade, a demanda afetou com maior magnitude quatro grupos (1, 2, 4 e 5). Para os Grupos 1 e 4, variar a demanda de uso não consuntivo para uso consuntivo aumenta o percentual de alteração. Enquanto que para os Grupos 2 e 5, essa variação diminui o percentual de alteração. Vale a pena destacar que esta variável de projeto afetou com maior intensidade o Grupo2 e em segundo lugar o Grupo 4.

A variação da tipologia afetou com maior magnitude os Grupos 4 e 5. Para eles variar de um vale encaixado para um aberto aumenta o percentual de alteração causando maior impacto a jusante.

A vazão remanescente afetou com maior magnitude os Grupos 1, 2, 4 e 5. Os Grupos 1 e 5 foram afetados com menor intensidade e o sentido desta alteração foi de um menor impacto a jusante. O Grupo 4 também apresentou este sentido de impacto porém com uma magnitude muito maior. Para o Grupo 2, variar a vazão remanescente de 5% para 20% aumenta ao percentual de alteração causando maior impacto a jusante.

CONCLUSÃO

Este trabalho buscou avaliar como diferentes variáveis de projeto de barragem, entre elas a capacidade de armazenamento, a demanda hídrica, a tipologia de vale e a vazão remanescente, influenciam as alterações hidrológicas e os cinco componentes do regime de vazão natural a jusante de um rio perene.

Foi delineada a relação de tais alterações e as variáveis de projeto através da utilização de dados de vazão diária para a simulação do balanço hídrico juntamente com a aplicação de metodologias de avaliação e classificação das alterações hidrológicas, aliadas a uma análise de sensibilidade realizada com o Planejamento Fatorial.

Quanto às alterações hidrológicas, o regime hídrico foi afetado de forma distinta e com diferentes graus em cada grupo de parâmetros hidrológicos do IHA. Em alguns casos foi possível identificar um comportamento diferente entre os cenários de uso consuntivo e não consuntivo, demonstrando o poder de alteração da demanda sobre o regime hidrológico.

Com relação à magnitude das vazões mensais médias, magnitude e duração das vazões extremas anuais e da frequência e duração destas (Grupos 1, 2 e 4), ficou mais evidente a influência do tipo de demanda, enquanto, no momento de ocorrência das vazões anuais extremas e características do hidrograma (Grupos 3 e 5) outros fatores influenciaram as alterações.

A classificação do DHRAM indicou que a capacidade de armazenamento é um fator que influencia diretamente o impacto da alteração hidrológica, pois os cenários de barragens com pequena capacidade de armazenamento (volume igual a 5% da vazão média anual) foram classificados como Classe 2 (baixo risco de impacto), enquanto que os cenários de grande capacidade de armazenamento (volume igual a 85% da vazão média anual) ficaram na Classe 4 (alto risco de impacto) e/ou Classe 5 (condição severamente impactada).

Na análise de sensibilidade do efeito das variáveis de projeto sobre as alterações hidrológicas para jusante do rio, os fatores tipo de demanda, tipologia e vazão remanescente apresentaram efeitos nos pontos de impacto do DHRAM e nos cinco grupos do IHA. Os fatores que tiveram maior magnitude de efeito foram o tipo de demanda e a vazão remanescente.

De acordo com os resultados da análise fatorial para os pontos do DHRAM, uma barragem com pequena capacidade de armazenamento em um rio de regime perene utilizada para uso consuntivo (e.g. abastecimento) causaria menor impacto do que se fosse utilizada para uso não consuntivo (e.g. geração de energia elétrica). Porém, quando se trata de uma barragem com grande capacidade de armazenamento, o efeito é inverso e o uso não consuntivo causa menos impacto. Para ambas as capacidades de armazenamento, o impacto é maior com o aumento da vazão remanescente.

Para os cinco grupos do IHA, de acordo com a análise fatorial, quatro grupos foram mais afetados: Grupo 1 (magnitude das condições mensais), Grupo 2 (magnitude e duração das condições de vazões anuais extremas), Grupo 4 (frequência e duração dos pulsos de vazões máximas e mínimas) e Grupo 5 (taxa e frequência de mudança no hidrograma), sendo que a magnitude e sentido da alteração variou em cada variável utilizada. Observou-se que a liberação de uma vazão mínima constante, conforme exige a maior parte das legislações, a depender da forma das características da barragem poderá causar maior impacto para jusante do rio, não alcançando objetivos ditos ecológicos.

Com as ferramentas aplicadas neste trabalho, demonstrou-se que as alterações causadas por barragens podem ser previamente mensuradas antes de sua implantação, ainda na fase de projeto.

Através do uso de tal procedimento, acredita-se que os projetos de barragens poderão ser melhor avaliados e, por consequência, alternativas de uso e medidas mitigadoras possam ser adotadas preventivamente para que venham a minimizar os

impactos no regime do rio para jusante (e.g. estabelecimento de vazões ecológicas com foco nos parâmetros e grupos que mais forem alterados pela barragem).

Este trabalho apresentou algumas limitações tais como: os valores de vazão remanescente escolhidos tiveram base apenas na legislação do Estado da Bahia; não foi analisado o efeito de impactos cumulativos; todos os cenários de demanda e características de armazenamento foram hipotéticos, por isso não foi possível verificar se os grupos do IHA foram afetados conforme previsto no caso de uma barragem real; e, para as barragens de grandes capacidades de armazenamento, devido à presença de anos com vazão constante na condição do pós-impacto o IHA apresentou incoerências no cálculo do dia de ocorrência da vazão mínima e máxima (Grupo 3), sendo necessário adotar valores representativos para os pontos de impacto.

Avanços com relação ao estudo realizado poderão comtemplar, por exemplo, a variabilidade climática e incertezas associadas, a análise do impacto cumulativo de barragens em um mesmo rio e diferentes regimes fluviais normalizados.

AGRADECIMENTOS

Ao apoio do CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brasil, da CAPES, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB.

REFERÊNCIAS

BAHIA (Estado). Instrução Normativa nº 01, de 27 de Fevereiro de 2007. Dispõe sobre a emissão de outorga de direito de uso dos recursos hídricos de domínio do Estado da Bahia, assim como a sua renovação, ampliação, alteração, transferência, revisão, suspensão e extinção, e dá outras providências. Diário Oficial, 27 fev. 2007.

BERTHOUEX P. M.; BROWN, L. C. Statistics for environmental engineers. 2nd ed. United States of America: CRC Press, 2002.

BLACK, A. R.; ROWAN, J. S.; DUCK, R. W.; BRAGG, O. M.; CLELLAND, B. E. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. *Aquatic Conserv.: marine freshwater ecosystems,* v. 15, n. 5, p. 427-446, Sept./Oct. 2005.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environ. Manage.*, v. 30, n. 4, p. 492-507, Oct. 2002.

BURKE, M.; JORDE, K.; BUFFINGTON, J. M. Application of a hierarchical framework for assessing environmental impacts of dam operation: Changes in streamflow, bed mobility and recruitment of riparian trees in a western North American river. J. *Environ. Manage.*, v. 90, p. S224-S236, July 2009. Suppl. 3.

GENZ, F.; LESSA, G. C. Twenty-six years of uneven change in low flows due to different uses and operation of a large dam in a semiarid river. *RBRH:* revista brasileira de recursos hídricos, v. 20, n. 2, abr./jun. 2015.

GENZ, F.; LUZ, L. D. Avaliação das alterações hidrológicas no baixo trecho do Rio São Francisco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2009, Campo Grande. *Anais*... Porto alegre: RBRH, 2009.

GENZ, F.; TANAJURA, C. A. S.; ARAÚJO, H. A. Impacto das mudanças climáticas nas vazões dos rios Pojuca, Paraguaçu e Grande – cenários de 2070 a 2100. *Bahia Análise Dados,* Salvador, v. 21, n. 24, p. 807-823, out./dez. 2011.

LIMA, C. H. P. Avaliação das alterações hidrológicas a jusante de barragens por meio de análise de sensibilidade à variação de variáveis de projeto. 2014. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.

MAGILLIGAN, F. J.; NISLOW, K. H. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, v. 71, n. 1-2, p. 61-78, Oct. 2005.

MC MANAMAY, R. A.; ORTH, D. J.; DOLLOFF, C. A. Revisiting the homogenization of dammed rivers in the southeastern US. *J. Hydrol.*, v. 424-425, p. 217-237, Mar. 2012.

MOLLE F.; CADIER, E. Manual do pequeno açude. Recife: SUDENE-DPG-DPP-APR, 1992.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river system. *Science*, v. 308, n. 5720, p. 405-408, Apr. 2005.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Res. Appl.*, v. 19, n. 2, p. 101-121, Mar./Apr. 2003.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG. J. C. The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, v. 47, n. 11, p. 769-784, Dec. 1997.

POFF, N. L.; HART, D. D. How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. *BioScience*, v. 52, n. 8, p. 659-668, Aug. 2002.

POFF, N. L.; MATTHEWS, J. H. Environmental flows in the Anthropocence: past progress and future prospects. Current Opinion Environ. *Sustainability,* v. 5, n. 6, p. 667-675, Nov. 2013.

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biol.*, v. 55, n. 1, p. 194-205, Jan. 2010.

POSTEL, S.; RICHTER B. Rivers for life: managing water for people and nature. United States of America: Island Press, 2003.

PRINGLE, C. M.; FREEMAN, M. C.; FREEMAN, B. J. Regional Effect of Hydrologic Alterations on Riverine Macrobiota in the New World: Tropical-Temperate Comparisons. *BioScience,* v. 5, n. 9. P. 807-823, Sept. 2000.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A Method for Assessing Hydrologic Alteration with Ecosystems. *Conserv. Biol.*, v. 10, n. 4, p. 1163-1174, 1996.

ROSENBERG, D. M.; MCCULLY, P.; PRINGLE, C. M. Global-Scale Environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience*, v. 50, n. 9, p. 746-751, Sept. 2000.

SILVA, S. F. Análise da disponibilidade e demanda para o sistema de abastecimento de água de Salvador frente a cenário de mudanças climáticas. 2012. 149 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.

STEVAUX, J. C.; MARTINS, D. P.; MEURER, M. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology*, v. 113, n. 3-4, p. 230-238, Dec. 2009.

TAYLOR, D. L.; BOLGRIEN, D. W.; ANGRADI, T. R.; PEARSON, M. S.; HILL, B. H. Habitat and hydrology condition indices for the upper Mississippi, Missouri, and Ohio rivers. *Ecol. Indicators*, v. 29, p. 111-124, June 2013.

TNC - The Nature Conservancy. Indicators of Hydrologic Alteration. Version 7.1 User's Manual. [S.l]: The Nature Conservancy, 2009.

WCD - World Commission on Dams. Dams and development: a new framework for decision-making. London: Earthscan Publications, 2000.

ZHAO, Q.; LIU, S.; DENG, L.; DONG, S.; CONG; WANG; YANG, Z.; YANG, J. Landscape change and hydrologic alteration associated with dam construction. Int. *J. Appl. Earth Observat. Geoinform.*, v. 16, p. 17-26, June 2012.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 795 - 808

Aplicação de Árvores de Decisão na Modelagem das Concentrações de Nitrato e Fósforo Total: Estudo de Caso no Rio das Velhas

Using Decision Trees to Model Nitrate and Phosphorous Concentrations: A Case-Study in the Velhas River Watershed

Lilia Maria de Oliveira[1] e Philippe Maillard [2]

[1] Departamento de Geografia- IGC, Universidade Federal de Minas Gerais/CEFETMG, MG, Brasil

lilmaria42@gmail.com

[2] Departamento de Geografia - IGC, Universidade Federal de Minas Gerais, MG, Brasil

philippermaillard@yahoo.com.br

Recebido: 27/11/14 - Revisado: 21/01/15 - Aceito: 24/02/15

RESUMO

O uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica são responsáveis pela perda ou manutenção da qualidade de suas águas superficiais, especialmente quando tratamos de fontes de poluição difusa. A árvore de decisão é uma ferramenta de aprendizagem de máquina que tem se mostrado promissora para este tipo de estudo. O modelo proposto pela técnica segue uma estrutura hierárquica na busca de descobrir estruturas ocultas em conjuntos de dados complexos e prever o comportamento de uma classe (variável dependente) a partir do conjunto de variáveis independentes. A metodologia aplicada neste trabalho avalia o uso desta técnica no estudo da relação vazão - uso do solo - poluição difusa. A Bacia do Rio das Velhas e os parâmetros de qualidade nitrato e fósforo total foram escolhidos como objeto de investigação. Foram utilizados dados de qualidade de 17 estações de monitoramento e de 8 estações fluviométricas de vazão implantadas na calha principal do Rio das Velhas. O uso do solo, sub-dividido em 8 categorias, foi obtido a partir de um mosaico de 72 imagens RapidEye. As árvores de decisão foram geradas utilizando o algoritmo C4.5 de Quinlan que gerou regras para associar a vazão e as categorias de uso do solo aos parâmetros de qualidade, buscando identificar as categorias de uso do solo responsáveis pela alteração da qualidade das águas superficiais. As árvores de decisão propostas atingiram eficiência de classificação acima de 80% para as duas variáveis avaliadas nitrato e fósforo total. Entretanto, os estudos também apontaram fragilidades na metodologia associadas ao baixo volume de informações existentes para a Bacia do Rio das Velhas

Palavras Chave: *Aprendizagem de máquina. Algoritmo C4.5. Nitrato. Fósforo. Poluição das águas*

ABSTRACT

Land use in a watershed can be responsible for the loss or preservation of the quality of its superficial waters. This especially true for non-point water pollution. Decision trees are machine learning techniques with promising applications in this type of research. A decision tree model follows a hierarchical structure that aims at finding hidden patterns within complex databases and predict the behavior of a class (explained variable) from the independent variables. The methodology used in this article evaluates the applicability of decision trees to study the relationship water discharge – land use – non-point pollution. The Velhas River watershed and the water quality parameters nitrate and phosphorous were chosen as the objects of investigation. Water quality data from 17 stations and discharge data from 8 fluviometric stations, all within the main river channel of the Velhas River were used to carry out our study. Eight categories of land use data were extracted from mosaic of 72 RapidEye images. The decision trees were generated using Quinlan's C4.5 algorithm which created sets of rules associating land use categories to variations of nitrate and phosphorous therefore identifying which ones are the main responsible for loss of water quality. The resulting decision trees were able to correctly classify over 80% of the instances of discrete nitrate and phosphorous classes. However, some shortcomings were also identified and were mainly attributed to the relatively low volume of water quality data.

Keywords: *Machine learning. C4.5 algorithm. Nitrate. Phosphorous. Water pollution*

INTRODUÇÃO

A alteração na qualidade das águas superficiais é denominada poluição e tem como origem fontes poluidoras pontuais e/ou difusas. As fontes pontuais são caracterizadas por despejos que apresentam um único ponto de lançamento no curso de água, por exemplo efluentes domésticos e industriais. As fontes poluidoras difusas são aquelas distribuídas sobre a superfície da bacia, podendo atingir o curso de água em qualquer ponto tendo o escoamento superficial como veículo de transporte de poluentes. A agricultura e a pecuária são atividades que contribuem com a produção de poluição difusa para os cursos de água.

Com o objetivo de avaliar a relação entre o uso do solo e a qualidade das águas superficiais, muitos estudos já foram realizados (CLELAND, 2003; GORSEVSKI et al., 2008; MAILLARD; SANTOS, 2008; PINHEIRO et al., 2014; SHARIFI; HOSSEINI, 2011). Nesses, o uso do solo é normalmente apresentado como o percentual de área ocupada por categoria de uso e é considerado fonte difusa ou uma forma de controlar a poluição difusa para o curso de água.

A seleção da área de influência do uso do solo, normalmente segue duas linhas distintas:

1) a bacia de contribuição ou

2) faixas de largura variada ao longo do curso de água.

A qualidade das águas por sua vez é avaliada pelos parâmetros físicos, químicos e biológicos obtidos através de monitoramento sistemático (GORSEVSKI et al., 2008; IGAM, 2013; MAILLARD; SANTOS, 2008; SHARIFI; HOSSEINI, 2011).

A avaliação da poluição difusa a partir de modelos matemáticos pode ser realizada por meio do uso de diversos softwares disponíveis e aplicações como demonstrado em Huang e Hong (2010), Sharifi e Hosseini (2011) e Zhenyao et al. (2012). A maior dificuldade na utilização de modelos matemáticos se apresenta em função da baixa disponibilidade de dados (SHARIFI; HOSSEINI, 2011).

Uma outra abordagem bastante comum é o uso de regressão múltipla entre qualidade de água, representada pelos parâmetros de monitoramento (ex. turbidez, nitrato, fósforo, DBO, OD, entre outros), e as categorias de uso do solo (HUANG; HONG, 2010; MAILLARD; SANTOS, 2008; SHARIFI; HOSSEINI, 2011).

Recentemente, tem-se utilizado árvores de decisão para obter regras que associem variáveis independentes (ex. uso do solo) a dependentes (ex. parâmetro de qualidade de água). Apesar do seu uso recente em Recursos Hídricos, a mesma vem apresentando resultados promissores na obtenção de regras associando chuva a vazão, nível de água a vazão e uso do solo a qualidade das águas (BHATTACHARYA; SOLOMATINE, 2005; GRUNWALD et al., 2009; LIAO; SUN, 2010; SOLOMATINE; DULAL, 2003).

Árvore de decisão é uma técnica de aprendizado de máquina que, a partir de um conjunto de instâncias (dados de treinamento), compostas por dois ou mais atributos (variáveis independentes e dependente), extrai regras sobre um subconjunto das variáveis independentes, usando, geralmente, uma medida de ganho de informação (BASGALUPP, 2010; CHAU, 2006), para inferir a variável dependente.

A árvore de decisão é construída de forma hierárquica (Figura 1), onde seleciona-se, a partir de um conjunto de instâncias, o atributo (a, b, c) com o maior ganho de informação para dividir esse conjunto de instâncias. A cada divisão seleciona-se novamente um novo atributo para dividi-la até que um critério de poda seja atingido. Ao final deste processo obtém-se regras que associam as variáveis independentes (a, b, c) a variável dependente (M).

Considerando a importância de entender melhor a relação entre o uso do solo e a qualidade das águas, para fontes difusas, este trabalho tem como objetivo avaliar o potencial de árvores de decisão, por meio do uso do algoritmo C4.5 (QUINLAN, 1986), para modelar a relação entre as concentrações de nitrato e fósforo total, vazão e o uso do solo na bacia do rio das Velhas.

Desta forma, avaliamos através de regras, produzidas por árvores de decisão, a associação entre os parâmetros nitrato e fósforo (variáveis dependentes) e uso do solo e vazão (variáveis independentes). As regras geradas dividiram as instâncias, de forma à relacionar uso do solo e vazão a concentração de nitrato e fósforo. A eficiência de classificação, medida pelo número de instâncias classificadas corretamente, foi superior 80%.

Princípios de árvore de decisão

Árvores de decisão utilizam conceitos de inteligência artificial (IA) e de estatística para aprenderem a partir de um conjunto de dados. O conjunto dos dados é constituído de uma série de subconjuntos, definidos por atributos ou características. Os atributos são as variáveis dependentes e independentes, com domínio contínuo, discreto ou categórico. Os atributos são definidos pelos parâmetros de qualidade de água (dependente), de vazão e de uso do solo (ambos independentes). A variável dependente é geralmente denominada de "classe", e tem seu valor determinado a partir das variáveis independentes (BASGALUPP, 2010).

As instâncias contidas nesse conjunto de dados servem de exemplos de treinamento. A partir destes dados realizam-se inferências indutivas que conduzam a condições verdadeiras ou falsas na forma: se (condição) então (ação).

O aprendizado indutivo pode ser dividido em supervisionado e não supervisionado. Quando se conhece o valor da classe, pertencente ao conjunto de exemplos de treinamento, o processo é chamado de indutivo supervisionado. Se o domínio da classe é discreto o problema é de classificação e se é numérico o problema passa a ter solução por regressão ou aproximação de funções.

A obtenção de árvores de decisão por classificação ou regressão, se baseia em particionamento recursivo binário, uma vez que o "nó" pai (ai) é dividido em dois "nós" filhos (bi) (Figura 1) recursivamente, por que o processo pode ser repetido por tratamento de cada "nó" filho como um "nó" pai, até que se atinjam as folhas, que indicam as classes (Mj) (GRUNWALD et al., 2009).

Um mesmo conjunto de atributos pode gerar diversas estruturas de árvore de decisão. O número de árvores de decisão possíveis cresce fatorialmente `a medida que se aumenta o

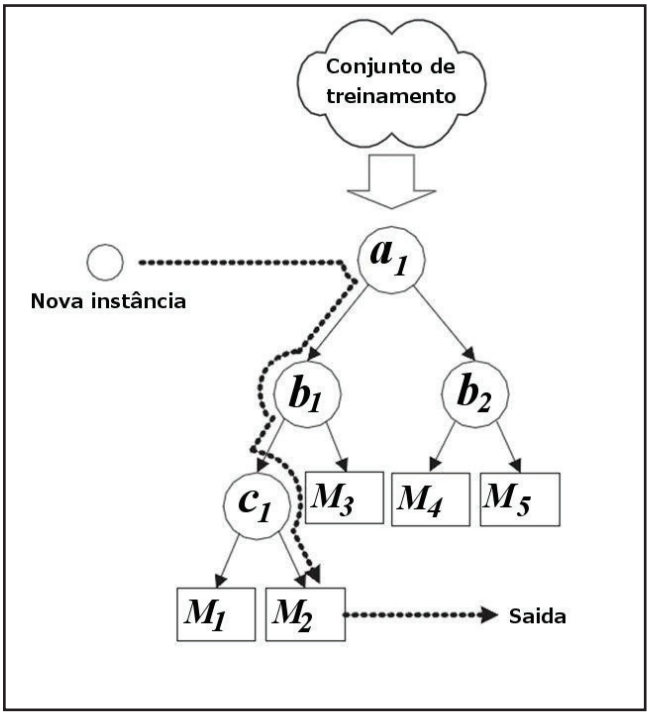


Figura 1 - Esquema Árvore de Decisão
Fonte: Solomatine e Dulal (2003)

número de atributos. Assim normalmente é impraticável definir uma estrutura ótima para um determinado problema, devido ao elevado custo computacional empregado na sua busca.

Nesse sentido, algoritmos baseados em heurística, que é uma técnica utilizada para resolver problemas de elevado nível de complexidade, sem que haja garantia de que a solução obtida seja a ótima, têm sido desenvolvidos para indução de árvores de decisão, apresentando resultados promissores em relação ao tempo e aos recursos computacionais necessários.

De acordo com Basgalupp (2010), o algoritmo Top-down induction of decision tree (TDIDT) é utilizado como base para muitos algoritmos de indução de árvores de decisão, por exemplo, ID3 (QUINLAN, 1986), CART (BREIMAN et al., 1984) e C4.5 (QUINLAN, 1993). De maneira geral, os algoritmos do tipo TDIDT são algoritmos recursivos, ou seja, produzem regras de decisão de forma implícita, em uma árvore de decisão, construída por sucessivas divisões das instâncias de treinamento de acordo com os valores de suas variáveis independentes (X1 e X2 na Figura 2). Assim, busca-se, dentro do conjunto de atributos aquele que melhor divide as instâncias de treinamento em subconjuntos.

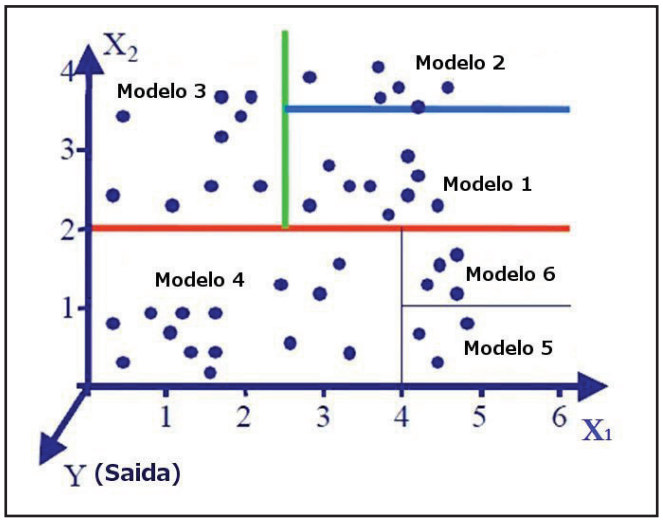


Figura 2 - Processo de divisão de árvore de decisão
Fonte: Solomatine e Dulal (2003)

Este processo se repete até que todos os exemplos de treinamento da classe (variável dependente) estejam classificados, ou até que todos os atributos preditivos tenham sido utilizados.

Os métodos usados para selecionar o melhor atributo preditivo para divisão da árvore de decisão se baseiam em medidas de impureza, de distância e de independência. Assim, a maior parte dos algoritmos de indução busca dividir os exemplos de um "nó-pai", de forma a minimizar o grau de impureza dos "nós-filhos", pois, quanto menor o grau de impureza, mais desbalanceada é a distribuição de classes. Em um determinado "nó", se a impureza é nula, todas as instâncias de treinamento contidas nele irão pertencer a uma mesma classe. Por outro lado, se o grau de impureza é máximo no "nó", cada classe terá o mesmo número de instâncias de treinamento.

Entre as medidas mais comumente utilizadas na divisão das árvores de decisão estão o ganho de informação (Equação 1) e a razão de ganho que é obtida pela divisão do ganho pela entropia (Equação 2 e 3).

$$Ganho = Entropia(pai) - \sum_{i=1}^{n} \frac{N(v_j)}{N} * Entropia(v_j) \quad (1)$$

onde

$$Entropia(nó) = -\sum_{i=1}^{c} p(i/nó) * log_2[p(i/nó)] \quad (2)$$

$$Razão\ Ganho = \frac{ganho}{Entropia(nó)} \quad (3)$$

onde: n é o número de valores do atributo, ou seja, número de nós-filhos, N é o número total de objetos do nó-pai, $N(v_j)$ é o número total de exemplos associados ao nó-filho(v_j), $p(i/nó)$ é a fração de instâncias de treinamento pertencentes à classe i no nó e c é o número de classes.

O ganho de informação utiliza a entropia como medida de impureza, comparando o seu valor para o "nó-pai" (antes da divisão) com a entropia dos "nós-filhos" (após a divisão). O atributo que gerar o maior ganho é escolhido como condição de teste.

A entropia está relacionada com a distribuição dos valores de uma variável, ou seja, um valor elevado quer dizer que há uma distribuição mais uniforme, ao contrário, uma entropia pequena quer dizer que os valores estão concentrados em um ou vários conjuntos ("clusters").

Assim, pode-se dizer que a árvore de decisão consiste em uma sequência de condições que divide o espaço dos dados de acordo com a variável dependente. Isso resulta em um conjunto de ramos que subdividem o espaço dos dados em hiperespaços disjuntos (folhas) da variável a ser prevista. Em uma árvore de decisão, os "nós" se subdividem até que um critério de terminação, ou poda, seja atingido (PAPPENBERGER;

IORGULESCU; BEVEN, 2006).

A poda permite excluir arestas ou sub árvores que representam um aprendizado muito especifico e que não deveria ser aplicado em todas as situações. A poda pode ser classificada em pré-poda ou pós-poda.

A pré-poda é realizada durante o processo de construção da árvore, quando o processo pode ser interrompido, parando de dividir o conjunto de instâncias, transformando, assim, o "nó" corrente em uma folha da árvore. O ganho de informação pode ser utilizado como critério de poda. Caso todas as divisões possíveis utilizando-se um atributo "A" produzam ganhos menores que um limiar predefinido, o "nó" vira folha (BASGALUPP, 2010).

A pós-poda é realizada após a construção da árvore de decisão. Para cada "nó" interno, o algoritmo calcula a taxa de erro caso a árvore seja podada ou não. Se a diferença entre os dois valores for menor que o limiar, a árvore é podada. Este processo se repete progressivamente, gerando uma árvore podada.

O algoritmo C4.5 (J48)

Uma implementação em Java deste algoritmo pode ser encontrada na ferramenta de domínio público WEKA - (Software Waikato Environment for Knowledge Analysis; Witten; Frank, 2000), com o nome de J48.

A tabela 1 lista os parâmetros utilizados para a construção da árvore de decisão do algoritmo J48 (WEKA).

O parâmetro binarySplits (B) serve para determinar se as classes são nominais (verdadeiro) ou numéricas, onde utiliza um operador de comparação do tipo "<" ou ">" (falso).

ConfidenceFactor (C) é o parâmetro de fator de confiança que tem o objetivo de analisar a precisão das regras geradas, pois uma redução no valor padrão (0,25) implica um aumento da poda da árvore.

Os parâmetros minNumObj e numFolds estão associados a recursos de poda da árvore de decisão. Cabe destacar que o numFolds com valor padrão (3) implica a separação de uma parte dos dados para poda e duas partes para construção da árvore. Aplicações deste algoritmo envolvendo recursos hídricos podem ser encontradas em Ali, Qamar e Ali (2013), Bhattacharya e Solomatine (2005), Cheng et al. (2012), Grunwald et al. (2009), Liao e Sun (2010), Schärer, Page e Beven (2006) e Solomatine e Dulal (2003).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia do Rio das Velhas possui uma área de 29.173 km² e está localizada na região central do estado de Minas Gerais (Figura 3), onde estão inseridos 51 municípios, que abrigam uma população de, aproximadamente, 4,8 milhões de habitantes (destes, aproximadamente 89% residem em distritos e municípios integralmente inseridos na bacia), sendo que 44 destes estão totalmente inseridos na bacia (IGAM, 2013).

O curso principal do Rio das Velhas percorre uma extensão de 802 km, com nascente no município de Ouro Preto, a uma altitude de, aproximadamente, 1.500 m, e foz na Barra do Guaicuí, município de Várzea da Palma, a uma altitude de 478 m, onde é afluente do Rio São Francisco.

Entre os projetos existentes na Bacia do Rio das Velhas é importante mencionar os projetos Manuelzão e Águas de Minas (Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM) ambos iniciados em 1997 (MANUELZÃO, 2014). O biomonitoramento realizado pelo Projeto Manuelzão e pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) constatou que os peixes subiam apenas 200 km, a partir da foz do rio das Velhas em 2000. Em 2010, foi verificado que os peixes já avançavam 580 km no rio, chegando bem próximo às áreas consideradas mais degradadas na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH). O principal fator responsável pelos resultados obtidos foi o volume de esgoto tratado pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) na Bacia do Rio das Velhas, que passou de 41 milhões de m3 em 2003 para 85 milhões de m³ em 2008, atingindo 127 milhões de m³ de esgoto tratado em 2010 (Manuelzão, 2014).

O monitoramento da qualidade das águas, por meio da obtenção dos parâmetros físicos, químicos e biológicos na Bacia do Rio das Velhas, é conduzido pelo Projeto Águas de Minas - IGAM desde 1997. Atualmente, existem 82 estações de qualidade das águas na Bacia do Rio das Velhas, distribuídas em diferentes projetos de Avaliação da Qualidade das águas Superficiais: Projeto Pampulha, Projeto Alto Velhas, Meta 2014 (IGAM, 2013). Em 2013, as principais fontes poluidoras, indicadas pelo IGAM como responsáveis pela degradação da qualidade das águas, foram: efluentes sanitários e industriais, pecuária e mineração; esses dois últimos associados à poluição difusa.

Tabela 1 - Parâmetros do algoritmo J48

J48			
Parâmetro	ID	Significado	Padrão
BinarySplits	B	Recurso para utilizar a árvore binária	Falso
ConfidenceFactor	C	Define o fator que será usado para a poda	0,25
minNumObj	M	Define o número mínimo de amostras por folha	2
numFolds	N	Define o número de partições realizada nos dados utilizados para poda com redução de erros.	3
SubtreeRaising	S	Recurso para utilizar subárvore durante a poda	Verdadeiro
Unpruned	U	Recurso para desabilitar o recurso de poda	Falso

Fonte: Adaptado de Banon (2013)

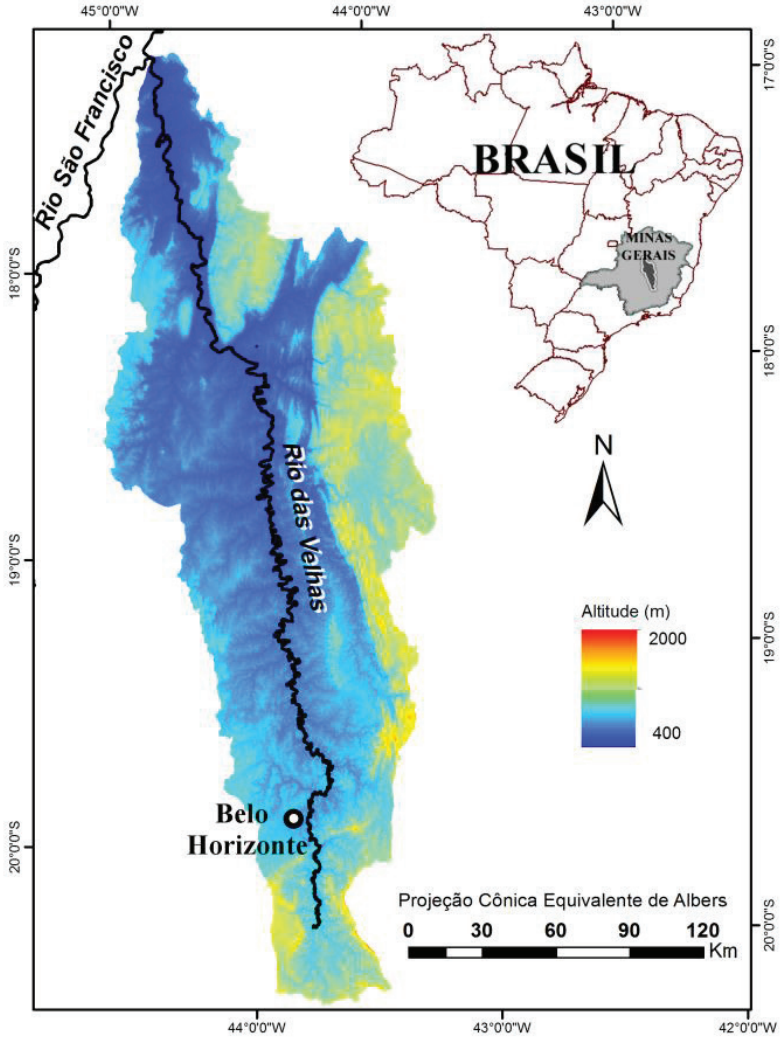


Figura 3 - Localização da Bacia do Rio das Velhas

Dados de qualidade das águas e vazão da bacia do rio das Velhas

Os parâmetros de qualidade Nitrato e Fósforo total foram obtidos mensalmente para o período de 2009 a 2011 em 17 estações monitoradas (Tabela 2) pelo IGAM e localizadas na calha principal do rio das Velhas.

As informações relacionadas às vazões monitoradas nas datas de medição de qualidade foram obtidas para 8 estações, sendo 7 pertencentes à Agência Nacional de Águas (ANA) e 1 à Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), também localizadas na calha principal do Rio das Velhas.

A tabela 2 apresenta para cada estação de qualidade a correspondente estação de vazão utilizada no estudo.

A espacialização das estações, ao longo da calha do rio das Velhas, é apresentada na figura 4.

Tabela 2 - Estações de monitoramento de qualidade das águas e de vazão utilizadas

Estações de Qualidade	Estações Vazão
BV 013	41152000*
BV 037	
BV 063	41199998
BV 067	
BV 083	
BV 105	41260000
BV 153	
BV 137	41340000
BV 141	41600000
BV 142	41818000
BV 146	
BV 150	
BV 152	
BV 148	41990000
BV 149	
BV 151	
BV 156	41410000

* - Estação CEMIG.

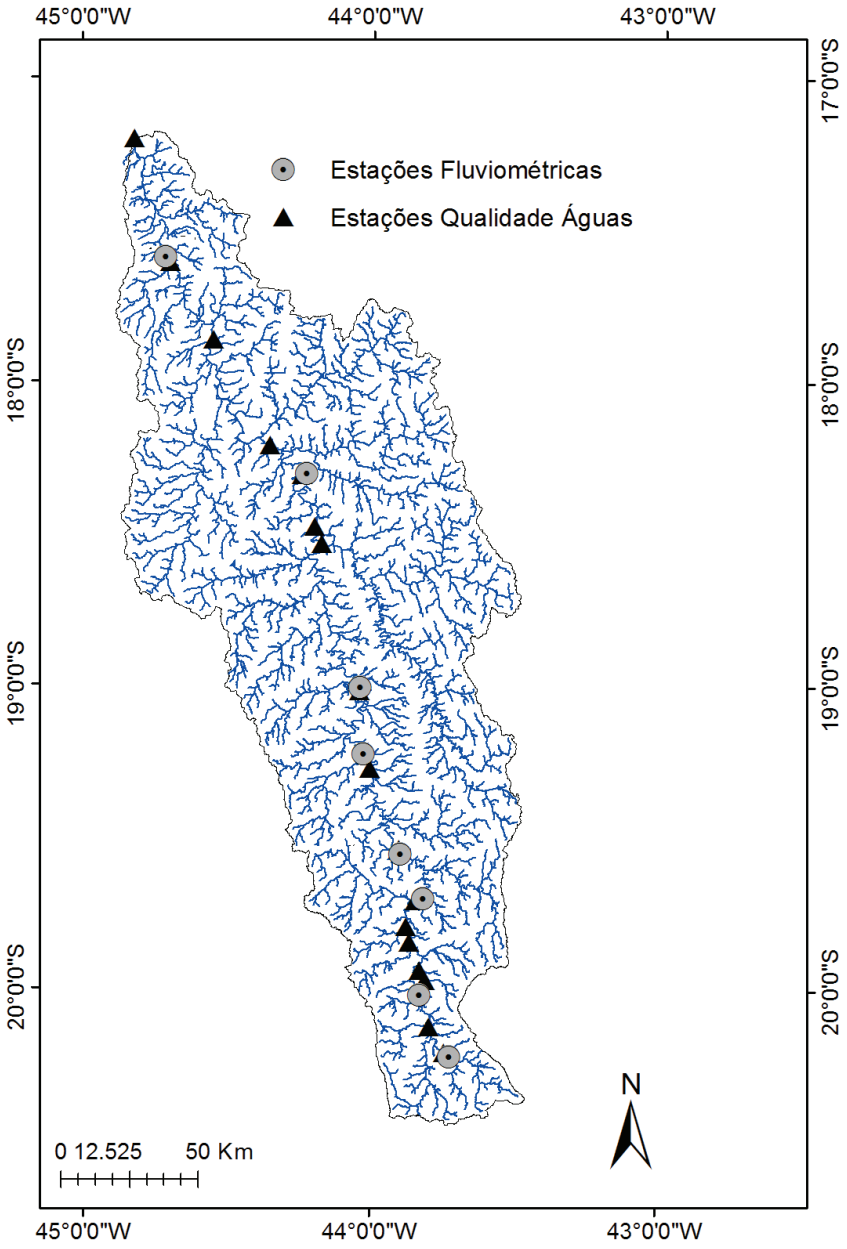


Figura 4 - Bacia do Rio das Velhas com estações fluviométricas e de qualidade de águas

Uso do solo da bacia do rio das Velhas

O mapeamento do uso do solo foi realizado pelo laboratório de Sensoriamento Remoto do Instituto de Geociências da UFMG em parceria com o IGAM. As imagens RapidEye do ano 2010 foram obtidas junto ao Instituto Estadual de Florestas (IEF) (Figura 5).

Este tipo de imagem é adquirida de uma constelação de 5 satélites em 5 bandas espectrais, do azul ao infravermelho próximo, e resolução de 5 metros. A partir de 2011 estas imagens passaram a ser compradas continuamente para todo o território nacional pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e disponibilizadas para instituições públicas, universidades e institutos tecnológicos (BRASIL, 2014).

O processo de classificação de imagens foi realizado

Tabela 3 - Uso do solo da bacia do rio das Velhas em 2010 (as linhas cinza mostram as categorias agrupadas ou não consideradas)

Categorias	(%)	Categorias finais	(%)
Cerrado (CE)	26,4	Cerrado (CE)	26,4
Campo (CA)	21,5	Campo (CA)	21,5
Pasto (P)	25	Agropastoril (AP)	25,2
Agricultura (A)	0,2		
Mata (M)	16,1	Mata (M)	16,1
Urbano (AU)	2,9	Urbano (AU)	2,9
Mineração (MI)	0,2	Mineral (MI)	4,1
Afloramento(AF)	3,9		
Reflorest. (RE)	3,3	Reflorest. (RE)	3,3
Água (AG)	0,3	Não consideradas	0,5
Sem Info. (SI)	0,2		

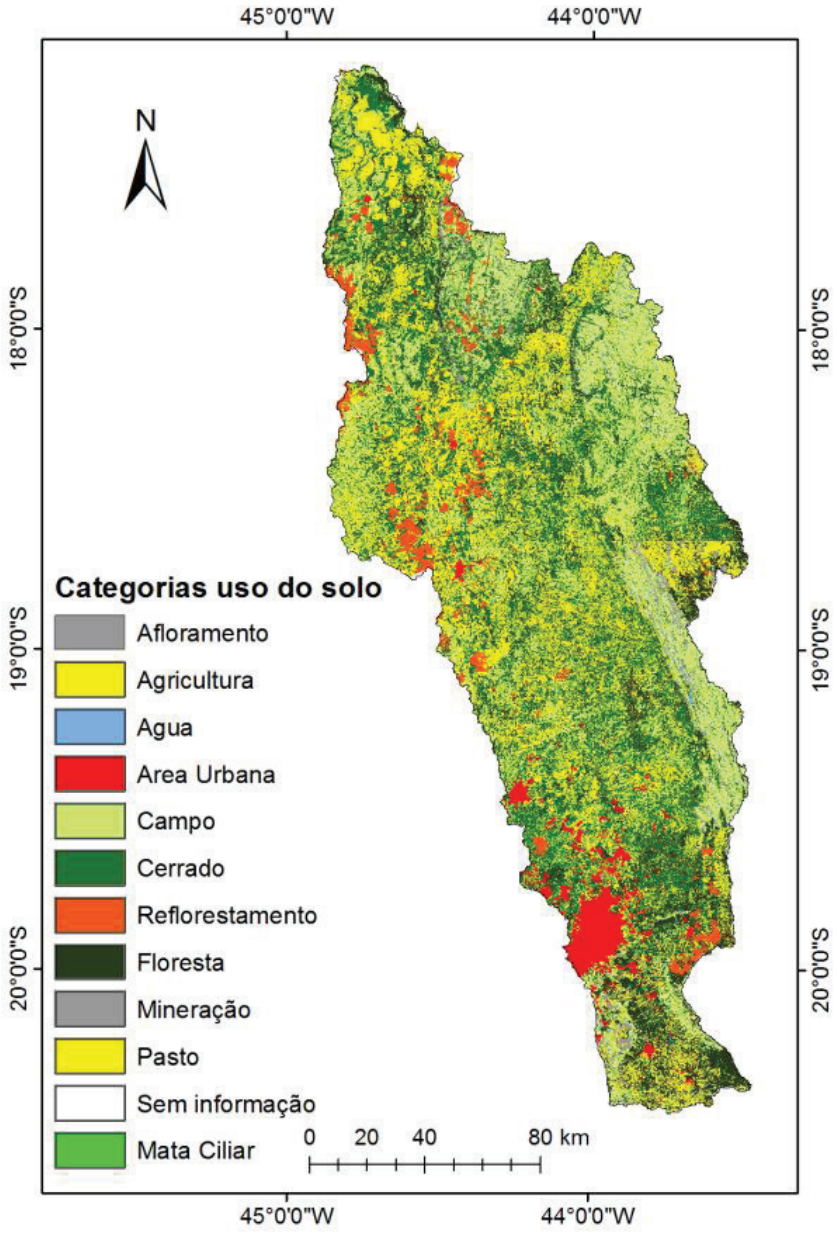


Figura 5 - Tipos de Uso do Solo da Bacia do Rio das Velhas

com o software Trimble® eCognition Developer 8.4 com utilização de regras baseadas, principalmente, na resposta espectral de cada alvo. As categorias mapeadas são apresentadas na tabela 3.

As categorias pasto e agricultura foram agrupadas gerando a categoria Agropastoril. O agrupamento foi realizado devido a dificuldade de diferenciar as duas categorias numa área tão grande como a da Bacia do Rio das Velhas, não sendo possível diferenciar a grande variedade de tipos de culturas, de forma a separa-la da categoria pasto, dificuldade acentuada considerando que as culturas se encontram em várias fases de crescimento e quase sem biomassa verde logo após a safra. Finalmente muitas plantações não são espectralmente diferenciáveis com apenas cinco bandas espectrais dos dados RapidEye.

Adicionalmente, como a categoria mineração ocupava apenas 0,2 % da área, ela foi mesclada com Afloramento dando origem à categoria Mineral. As categorias Água e Sem informação não foram utilizadas nas análises por não terem contribuição previsível como fonte difusa.

Período de análise e preparação da base de dados

As fontes de poluição difusa dependem da existência do escoamento superficial para atingir o curso de água, consequentemente a relação "uso do solo - poluição difusa - vazão" é mais acentuada nos meses chuvosos.

Realizamos as análises considerando um período hidrológico com vazões maiores que a Q50%. Dessa forma, os dois trimestres mais chuvosos foram selecionados para análise:

dezembro-fevereiro e novembro-janeiro dos anos hidrológicos 2009-2010 e 2010-2011. As normais climatológicas de Belo Horizonte (curso médio) e de Pirapora (foz) serviram de base na escolha desses trimestres e foram obtidas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014). Os anos foram selecionados considerando-se a representatividade do uso e da ocupação do solo obtido para o ano de 2010 (Figura 6).

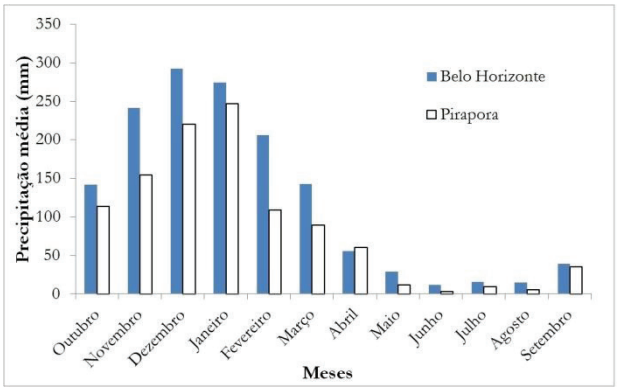


Figura 6 - Normais Climatológicas 1961-1990 para Belo Horizonte e Pirapora
Fonte: INMET (2014)

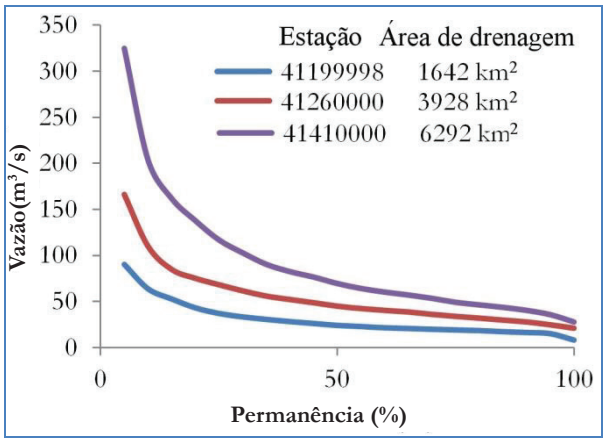
As 17 estações de qualidade selecionadas possuem área de drenagem variando de 554 km² (BV013) a 28.245 km² (BV149), próximo à nascente e à foz respectivamente. Essas estações apresentam valores de Nitrato e Fósforo Total bastante variáveis em função das fontes poluidoras e da dimensão da sua área de contribuição. O mesmo ocorre com a vazão, onde as estações de monitoramento fluviométrico possuem área de drenagem variando de 490 km² (41152000) a 25.940 km² (41990000).

A variação das áreas de drenagem e da proporção de usos em cada área impossibilita o adequado relacionamento das variáveis vazão, nitrato e fósforo total se forem utilizados seus valores absolutos. Por este motivo, realizamos a normalização destas informações, substituindo as mesmas pela sua permanência no tempo. As curvas de permanência de vazão, nitrato e fósforo total foram traçadas para cada uma das estações avaliadas.

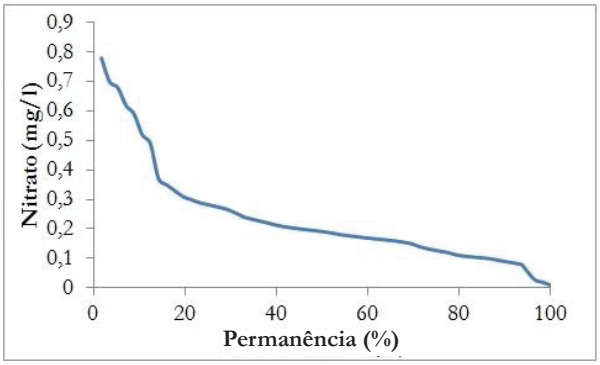
A análise da permanência da vazão no tempo é uma abordagem bastante consolidada em recursos hídricos. Por outro lado, o uso desta mesma abordagem para parâmetros de qualidade é mais recente. A aplicação da permanência de parâmetros de qualidade de águas superficiais podem ser encontradas em Brites (2010), Cleland (2003), Cunha, Calijuri e Mendiondo (2012) e Formigoni et al. (2011).

Como o uso do solo e a permanência da vazão foram utilizados como variáveis independentes e a permanência do nitrato e do fósforo total como variáveis dependentes, selecionamos um período comum para análise destas variáveis. O uso do solo do ano de 2010 foi tido como o centro deste período de análise, com dois anos a mais e a menos, como representativos deste uso do solo.

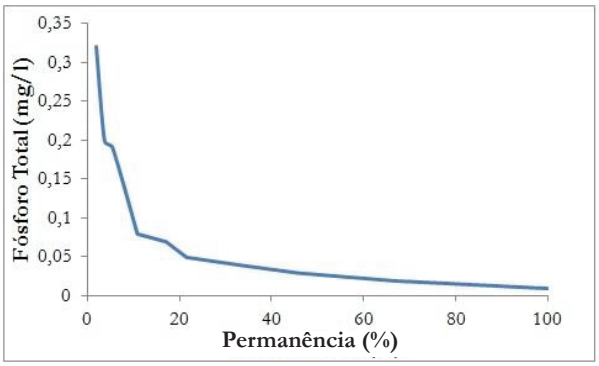
Os dados de qualidade e vazão de 2008 a 2012 foram selecionados para gerar as curvas de permanência (Figura 7).



(a)



(b)



(c)

Figura 7 - a) Permanência de vazão das estações 41199998, 41260000 e 41410000, b) Permanência de Nitrato - BV013 e c) Permanência de Fósforo Total - BV013

Considerando que fontes poluidoras difusas tendem a ter o seu comportamento atrelado ao escoamento superficial, ou seja, em bacias com um número elevado de fontes difusas presentes, um aumento no volume escoado (vazão) é acompanhado da perda de qualidade das águas se a poluição difusa for significativa.

Para avaliar este efeito, neste trabalho, é proposto um índice (I_{Q_QA}) que relaciona a permanência da vazão à permanência da qualidade (equação 4):

$$I_{Q_QA} = \frac{PermQ}{P_QA} \quad (4)$$

onde: PermQ é a permanência da vazão (%) e $P_{_QA}$ é a permanência do parâmetro de qualidade (%) e $I_{Q\text{-}QA}$ é a relação obtida pela equação 4.

As etapas de transformação da base de dados são apresentadas na figura 8.

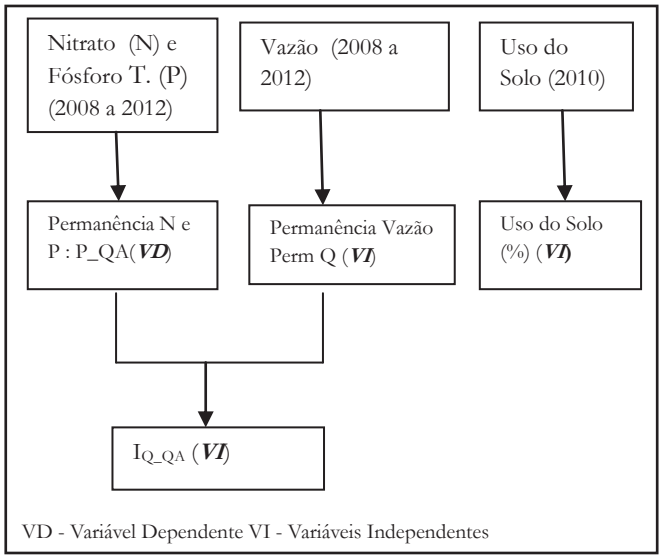


Figura 8 - Etapas de geração das bases de qualidade, vazão e uso do solo

O uso e a ocupação do solo foram avaliados em termos percentuais para as bacias de drenagem dos 17 pontos de qualidade estudados (Figura 8).

Árvore de decisão

As duas variáveis dependentes avaliadas foram permanência do nitrato e do fósforo total, enquanto as variáveis independentes foram: permanência da vazão (PermQ), I_{Q_QA} (Nitrato: $I_{Q\text{-}N}$ e Fósforo Total: I_{Q_P}) e 8 categorias de uso do solo (Tabela 3). O algoritmo C4.5 (J48) trabalha com a variável dependente (classe) discretizada, sendo o número de classes sugerido no WEKA igual a 10, com intervalos iguais. Como a entropia pode variar em função da discretização escolhida adotamos 6 discretizações dos dados em 2, 3, 4, 5, 7 e 10 intervalos, buscando avaliar as diferenças encontradas pelo algoritmo com cada uma delas. As variáveis independentes não necessitam ser discretizadas, sendo que o uso solo foi transformado em valores percentuais para as bacias dos pontos de monitoramento de qualidade das águas. A vazão foi avaliada pela sua permanência no tempo e o I_{Q_QA}, conforme definido na Equação 4. Os parâmetros do algoritmo C4.5 (J48), mostrados na tabela 1, foram utilizados com seus valores padrões.

Validação cruzada

Os algoritmos de indução de Árvores de Decisão constroem geralmente estruturas com mais ramificações que o necessário. O processo de "poda" da árvore busca reduzir os "nós" que trazem pouco ganho de informação.

No C4.5 a poda é realizada após a construção da árvore e determinação da taxa de erro da classificação produzida pela árvore. Se houver dados suficiente, uma parte é utilizada para construção da árvore e outra é reservada para testar e calcular a taxa de erro após a construção da árvore.

Caso os dados sejam escassos, pode-se utilizar um esquema de Validação Cruzada. Neste caso, os dados são divididos em *n* blocos de dimensão semelhante. A aprendizagem faz-se com recurso a *ni* iterações, em que a cada iteração são utilizados *n*-1 blocos para aprendizagem (treinamento) e o bloco que sobrou para teste, sendo este diferente a cada iteração. A técnica de validação cruzada foi adotada em função do número reduzido de instâncias.

Neste trabalho, foram utilizados 95 instâncias para o trimestre Dez-Fev e 104 instâncias para Nov-Jan. A diferença no número de instâncias se deu em função da inexistência de dados em algumas estações em determinadas datas.

RESULTADOS

Análise das classificações

As tabelas 3 e 4 apresentam os resultados das seis discretizações testadas através do percentual de instâncias classificadas corretamente e incorretamente para os trimestres Nov-Jan de 2009 a 2011 (Tabela 4) e Dez-Fev dos mesmos três anos (Tabela 5).

Tabela 4 - Instâncias classificadas corretamente e incorretamente em função da discretização utilizada nos dados de qualidade. Nov.-Jan. 2009-2011

Discr	Nitrato		Fósforo Total	
	Inst. Cor.(%)	Inst. Inc.	Inst. Cor.	Inst. Inc.
2	67	33	69	31
3	83	17	82	18
4	49	51	72	28
5	53	47	67	33
7	38	62	51	49
10	24	76	43	57

Tabela 5 - Instâncias classificadas corretamente e incorretamente em função da discretização utilizada nos dados de qualidade Dez - Fev. 2009-2011

Discr	Nitrato		Fósforo Total	
	Inst. Cor.	Inst. Inc.	Inst. Cor.	Inst. Inc.
2	48	52	65	35
3	59	41	80	20
4	62	38	66	34
5	57	43	57	43
7	47	53	46	54
10	27	73	42	58

Os melhores resultados da classificação do trimestre Nov-Jan foram obtidos para a discretização do nitrato e do fósforo total em 3 classes, obtendo-se 83% e 82% das amostras classificadas corretamente, respectivamente, para o período de Nov-Jan 2009-2011.

Os resultados do trimestre Dez-Fev de 2009-2011 (Tabela 5) apresentaram um número inferior de amostras classificadas corretamente em relação a Nov-Jan (Tabela 4). A melhor árvore de decisão para o nitrato foi obtida com 4 discretizações (Tabela 5), classificando corretamente 62% das instâncias. Para o fósforo total o intervalo de 3 discretizações também obteve melhor resultado com 80% das instâncias classificadas corretamente (Tabela 5).

A variação no número de instâncias classificadas corretamente e incorretamente para as 6 discretizações da variável dependente (permanência de nitrato e fósforo total) é menor para o parâmetro fósforo que para o nitrato (Figuras 9 e 10), considerando os dois trimestres avaliados. As figuras 9 e 10 apresentam os resultados para o período de Nov-Jan.

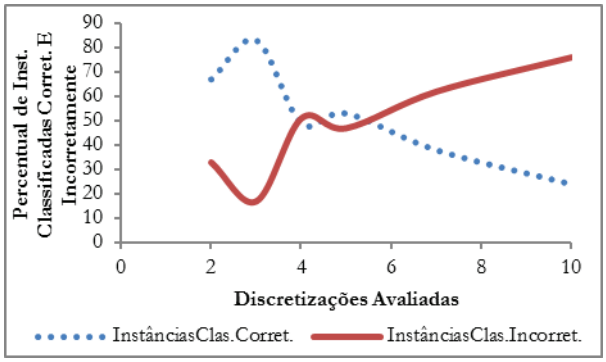


Figura 9 - Percentual de instâncias classificadas correta e incorretamente para Nitrato (Nov- Jan / 2009-2011)

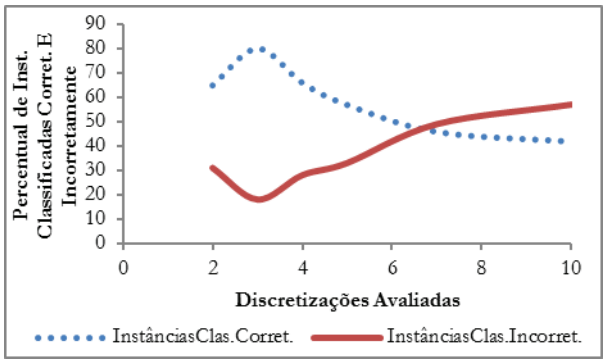


Figura 10 - Percentual de instâncias classificadas correta e incorretamente para Fósforo Total (Nov- Jan / 2009- 2011)

Uma vez que as árvores geradas (Nitrato e Fósforo total) no período de Nov-Jan de 2009-2011 (Figura 11) tiveram melhor resultado de classificação as demais análises apresentadas se referem a este período.

Considerando a figura 11, verifica-se que a separação dos dados ocorreu inicialmente através do uso do índice IQ-QA (equação 4) representado pelos símbolos IQ_N (nitrato) e IQ-P (fósforo total).

O segundo parâmetro utilizado foi o uso do solo, representado pelas categorias: AP, AU, CA e MI para o nitrato e pelas categorias: AU e AP para o fósforo total, figuras 11a e 11b, respectivamente.

No modelo do nitrato (Figura 11a) para IQ_N > 0,72, o algoritmo não conseguiu encontrar categorias de uso do solo e de permanência da vazão (PermQ), que pudessem explicar a permanência do nitrato no intervalo -INF a 40,48%. Os dados desse intervalo apresentam uma média e um desvio padrão do IQ_N de 0,99 e 0,32, respectivamente. Já para IQ_N □ 0,72 a média e o desvio padrão do IQ_N foram de 0,45 e 0,15, respectivamente.

Tem-se ainda que os valores de IQ_N □ 0,72 ocorreram para uma permanência da vazão, em média, de 15%, contra 30% para IQ_N > 0,72. Isso significa que o pressuposto de que a poluição difusa é principalmente observável com vazões elevadas é válido.

Com relação ao uso do solo (urbano e agropastoril), uma elevada dispersão nos dados para IQ_N>0,72 é observada (Tabela 6), o que faz com que a relação entre estas categorias de uso do solo e permanência do nitrato não seja estabelecida.

Tabela 6 - Média e desvio padrão das categorias de uso do solo Agropastoril e Urbano para as faixas de IQ_N

	Agropastoril		Urbano	
I_{Q_N}	Média	Desvio	Média	Desvio
≤ 0,72	18,9	1,7	15,7	1,2
>0,72	23,2	2,6	7,2	5,3

O uso do solo agropastoril (AP), urbano (AU) e o aumento da vazão foram responsáveis pelo aumento da concentração de nitrato representada pelo intervalo - INF a 40,48%.

As bacias de contribuição, das estações de qualidade avaliadas, com menor proporção de área urbana, foram responsáveis pela melhor qualidade da água em relação ao nitrato (40,48 a 70,23%). Tal efeito também foi verificado para a presença de uso do solo das categoriais campo (CA) e mineral (MI), ficando a permanência do nitrato entre 40,48 a INF.

Para o fósforo (Figura 11b), o uso do solo agropastoril (AP) foi associado à maior concentração de fósforo total, - INF a 34,52% para IQ-P > 0,5.

As estações de qualidade com bacias de contribuição com menor percentual de área urbana foram responsáveis por menor concentração de fósforo total, resultando em sua maior permanência no tempo (34,52- 67,26%).

Para IQ-P entre 0.3 e 0,5 não foi possível associar usos do solo à permanência do fósforo total nos três intervalos avaliados e o algoritmo trabalhou somente com as variações da vazão (PermQ), permitindo observar, neste intervalo que o aumento da vazão foi associado ao aumento da concentração de fósforo (Figura 11b).

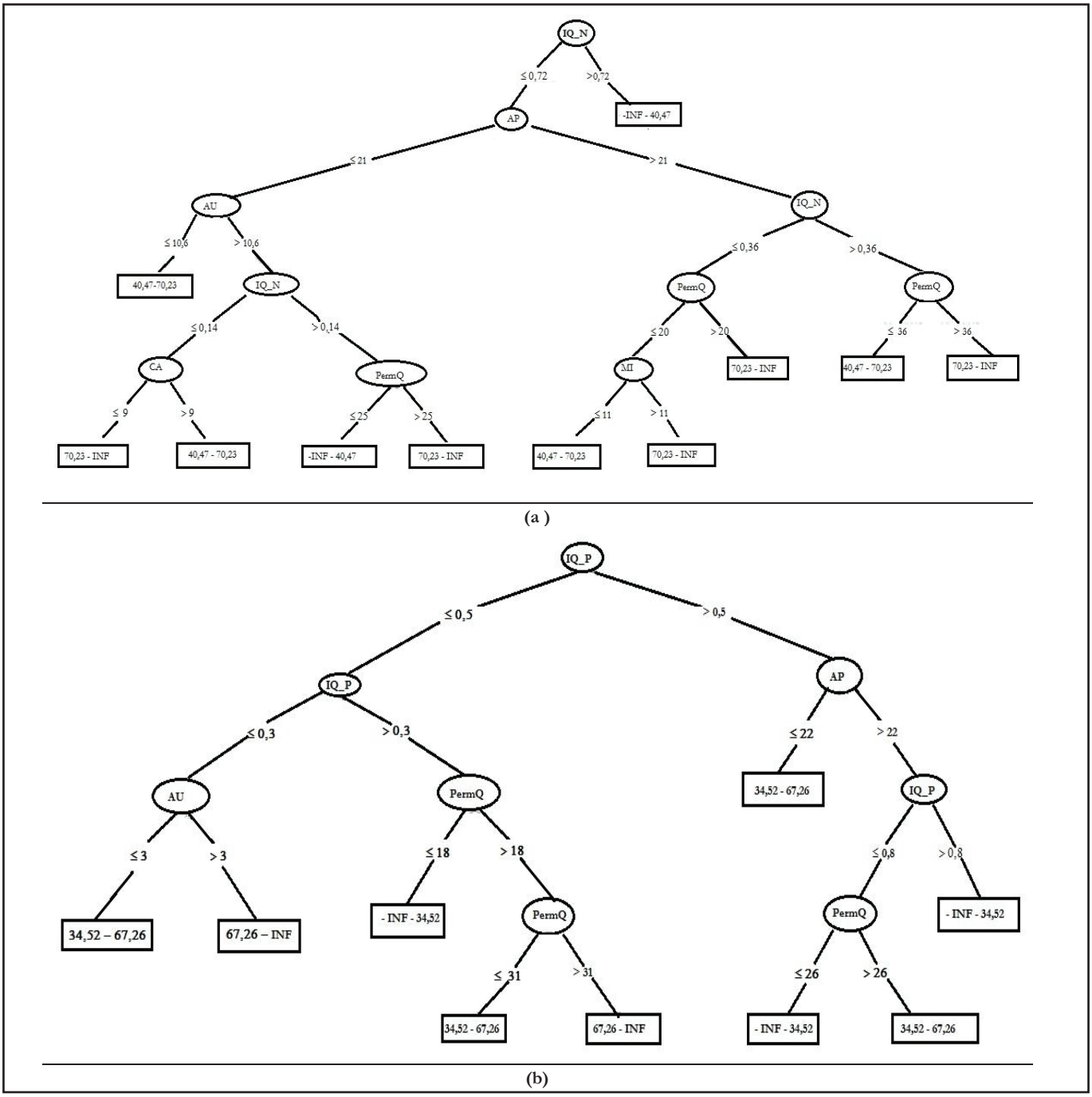


Figura 11 - a) Árvore de decisão para o nitrato Nov-Jan/2009-2011 e b) para o fósforo total Nov-Jan/2009-2011. Legenda: IQ_N - Índice que relaciona a permanência da vazão (PermQ) a permanência do nitrato, AP - Percentual de agropastoril, AU Percentual de área urbana, CA - Percentual de Campo, MI - Percentual de Mineral e IQ_P - Índice que relaciona a permanência da vazão (PermQ) a permanência do fósforo total

Avaliação das regras das àrvores de decisão

Ao todo foram avaliados 104 instâncias (Figura 12) relacionando a permanência de vazão à permanência do nitrato (entre 10.71% e 100%) e do fósforo total (entre 1,78 e 100%.), respectivamente.

A permanência do nitrato e do fósforo total foi discretizada em 3 classes (melhor resultado obtido para classificação) C1, C2 e C3, com diferente número de instâncias (TA) enquadradas em cada classe (Tabela 7).

Tabela 7 - Intervalos de discretização das variáveis dependentes permanência do nitrato e do fósforo total (Nov-Jan)

Parâmetro	C1/(TA)	C2/(TA)	C3/(TA)
Nitrato	-INF-40,5 (18)	40,5-70,2(46)	70,2-INF(40)
Fósforo T.	-INF-34,7 (36)	34,5-67,3(22)	67,3-INF(46)

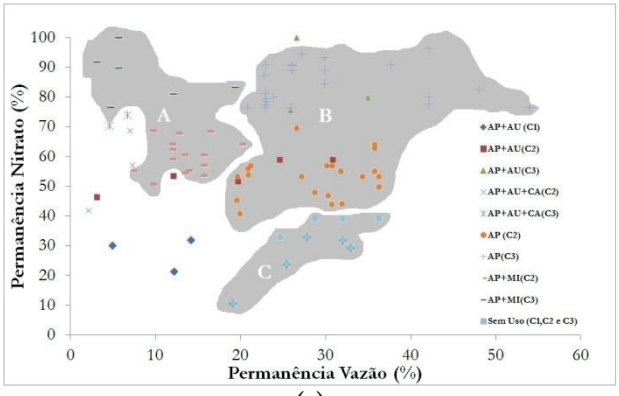
|Legenda: Ci - Intervalo da classe TA- Número instâncias

As classes C1 e C3 representam alta e baixa concentração de nitrato e fósforo total avaliados na estações pesquisadas para o período de Nov-Dez de 2009-2011, respectivamente. A classe C2 possui valores intermediários (médios).

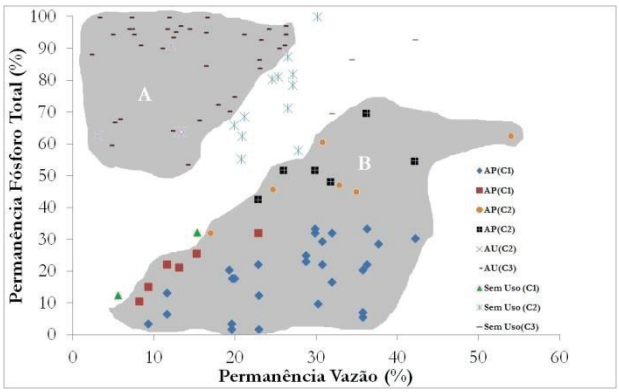
Os agrupamentos das classes para a permanência do nitrato e do fósforo total são apresentados na figura 12. O uso do solo é representado pela cor dos símbolos pontuais. O uso do solo agropastoril (AP) associado ao mineral (MI) foi relacionado à média e baixa concentração de nitrato, agrupamento "A" da figura 12a. A associação do uso urbano (AU) com agropastoril (AP) e campo (CA) apresentou confusão com os demais usos em todas as classes avaliadas (C1, C2 e C3). O agrupamento "B" apresentou os dados classificados com uso do solo agropastoril, também vinculados às classes C2 e C3 do nitrato. A classe C1 do nitrato teve baixa representatividade, em função do número reduzido de amostras nesta classe (TA=18) (Tabela 7).

Para o parâmetro nitrato, o maior problema esteve associado ao desbalanceamento entre as classes da Tabela 7. Ou seja, as classes C2 e C3 contêm a maior parte das instâncias, restando somente 18 instâncias para C1, o que se refletiu na dificuldade de associação da variável uso do solo para esta classe.

Para o fósforo total, o agrupamento "A" da Figura 12b, contém o uso do solo urbano (AU) vinculado às classes de permanência C2 e C3, ou seja, com concentração variando de média a baixa de fósforo total. O uso agropastoril, agrupamento "B", foi relacionado às classes C1 e C2 com concentração variando de média a alta.



(a)



(b)

Figura 12 a)- Agrupamento classes do nitrato b) Agrupamento classes do fósforo Total

DISCUSSÃO

A aplicação do algoritmo C4.5 para o estabelecimento de regras de comportamento entre a permanência da qualidade dos parâmetros nitrato e fósforo total, a permanência da vazão e o uso do solo permitiu obter sucessos de classificação de 83% e 82%, respectivamente.

A eficiência da classificação foi maior para o trimestre chuvoso de Nov-Jan 2009-2011, com vazões com permanência entre 2 e 52%. Para o trimestre Dez-Jan 2009-2011 as vazões tiveram permanência variando entre 3 e 68%. Assim verificamos que os meses com maiores vazões obtiveram melhor resultado na classificação, colaborando com a associação da poluição difusa ao aumento da vazão.

Outro aspecto que reforça esta relação vazão-uso do solo-poluição difusa foi a seleção do índice IQ_QA, como variável inicial para a divisão dos dados, haja visto que no período chuvoso, o IQ-QA deve ser maior para fontes de poluição difusa e menor para fontes pontuais. Em se tratando de fontes pontuais a permanência da vazão diminui e a permanência do parâmetro de qualidade aumenta, indicando uma melhor qualidade das águas, aspecto representado pela permanência do fósforo no cluster A da figura 12b.

Entretanto, foi possível observar que, a discretização utilizada para as variáveis dependentes (permanência de nitrato e fósforo total) influencia a classificação. O aumento no número de intervalos utilizados na discretização promoveu uma queda na eficiência da classificação. Tal fato ocorre, basicamente, em função do reduzido número de instâncias (dados disponíveis).

O monitoramento mensal das variáveis de qualidade não permite a construção de sequências temporais consistentes, para que as variações possam ser acompanhadas. Isto promove um desbalanceamento das classes dificultando a classificação. No caso do nitrato a distribuição de frequência das classes foi desbalanceada, e o algoritmo teve maior dificuldade de prever a classe mais rara (C1 - Tabela 7), confirmando o exposto por Breiman et al. (1984) e Witten e Frank (2000).

Apesar desta dificuldade as árvores de decisão confirmaram que os usos urbano e agropastoril estão associados à alterações de fósforo total e nitrato, verificadas na Bacia do Rio das Velhas, o que corrobora com as fontes poluidoras indicadas por IGAM (2013).

Para o nitrato os clusters A e B (Figura 12a) estão associados ao uso do solo agropastoril, com a permanência do nitrato variando de 40,47 a INF. O modelo definido pela árvore de decisão não conseguiu prever o uso do solo associado a permanência do nitrato de -INF a 40,47 devido a número reduzido de instâncias nesta faixa de permanência (Figura 12a).

A permanência do fósforo total entre 34,5-INF ocorreu para vazões com permanência entre 10 e 25% (cluster A - Figura 12b). O uso do solo urbano foi associado a esta situação, onde o aumento da vazão esta vinculado a uma redução na concentração do fósforo total. O uso do solo agropastoril foi associado a menor permanência do fósforo total (-INF a 34,5) e permanência de vazões entre 8 e 53% (cluster B - Figura 12b). Ou seja, o aumento do escoamento superficial esteve associado ao aumento do fósforo total.

Alguns dados de fósforo total não puderam ser vinculados a nenhuma categoria de uso do solo e são visualizados na figura 12b, através dos pontos não agrupados em clusters.

O uso de árvores de decisão se mostrou viável no processo de identificação das fontes poluidoras na Bacia do Rio das Velhas. Entretanto é necessário o aumento no volume de informações disponíveis para aprimorar a eficiência da ferramenta.

A obtenção de um maior número de observações, através da intensificação das campanhas de monitoramento, permitiria uma melhor exploração das possibilidades do uso de árvores de decisão.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) pela concessão de dados do monitoramento de qualidade de águas da Bacia do Rio das Velhas; à Agência Nacional de Águas (ANA) e à Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), pela concessão de dados do monitoramento de vazão; ao Instituto Estadual de Florestas (IEF), pela concessão das imagens do sistema RapidEye, ao INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), pelo fornecimento das normais climatológicas e ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG) pela liberação do professor para capacitação.

REFERÊNCIAS

ALI, M., QAMAR, A. M. ALI, B. Data analysis, Discharge classifications, and Predictions of Hydrological Parameters for the Management of Rawal Dam in Pakistan. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON MACHINE LEARNING AND APPLICATIONS, 12., 2013, Florida. *Proceedings*... Florida: IEEE, 2013. p. 382-385.

BANON, L. C. *Árvores de decisão aplicadas à extração automática de redes de drenagem*. 2013. 115 f. Tese (Doutorado) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, 2013.

BASGALUPP, M. P. LEGAL - *Tree*: um algoritmo genético multiobjetivo lexicográfico para indução de árvores de decisão. 2010. 116 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação, Universidade de São Paulo, 2010.

BHATTACHARYA, B. E D. P. SOLOMATINE, D. P. Neural networks and m5 model trees in modelling water level–discharge relationship. *Neurocomputing*, v. 63, p. 381-396, Jan. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Sobre o projeto*. Brasília: MMA, 2014. Disponível em: <http://geocatalogo.ibama.gov.br/sobre.jhtml>. Acesso em: 3 fev. 2015.

BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J. H.; OLSHEN, R. A.; STONE, C. J. *Classification and regression trees*. Boca Raton: CRC Press, 1984.

BRITES, A. P. Z. *Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas*: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica. 2010. 177 f. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2010.

CHAU, K.-W. A review on integration of artificial intelligence into water quality modelling. *Marine Pollut. Bull.*, v. 52, n.7, p. 726-733, July 2006.

CHENG, KE-FEI; CHENG, LEI; HUANG, YONG-DONG. Water Quality Evaluation Method Based on J48 Decision Tree Algorithm. *Computer Eng. J.*, v. 38, p. 264-267, 2012.

CLELAND, B. R. Tmdl development from the "bottom up"–part III: duration curves and wet-weather assessments. Proc. Water Environ. *Federation*, n. 4, p. 1740-1766, Sept. 2003.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; MENDIONDO, E. M. Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos. *Eng. Sanit. Amb.*, v. 17, n. 4, p. 369-376, out.-dez. 2012.

FORMIGONI, Y.; BRITES, A. P.; FERNANDES C. E.; PORTO, M. Análise crítica da curva de permanência de qualidade de água com base em dados históricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011, Maceió. *Anais*... Porto Alegre: ABRH, 2011.

GORSEVSKI, P. V.; BOLL, J.; GOMEZDELCAMPO, e.; Brooks, E. S. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. *Forest Ecol. Management*, v. 256, n. 4, p. 664-673, Aug. 2008.

GRUNWALD, S.; DAROUB, S. H.; LANG, T. A.; DIAZ, O. A. Tree-based modeling of complex interactions of phosphorus loadings and environmental factors. *Sci. Total Environ.*, v. 407, n. 12, p. 3772-3783, Jun. 2009.

HUANG, J.; HONG, H. Comparative study of two models to simulate difuse nitrogen and phosphorus pollution in a medium-sized watershed, southeast china. *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, v. 86, n. 3, p. 387-394, Feb. 2010.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. *Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais no estado de Minas Gerais* - 10 Trimestre de 2013. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2013.

INMET- Instituto Nacional de Meteorologia. *Normais Climatológicas de 1961-1990*. [S.l.]: INMET, 2014. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso em: 13 nov. 2014.

LIAO, H.; SUN, W. Foresting and evaluating water quality of chao lake based on an improved decision tree method. *Procedia Environ. Sci.*, v. 2, p. 970-979, 2010.

MAILLARD, P.; SANTOS, N. A. P. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the velhas river watershed–brazil. *J. Environ. Manage.*, v. 86, n. 1, p. 158-170, Jan. 2008.

MANUELZÃO. Sem ações sustentáveis os rios morrem. Edição especial. Belo Horizonte Projeto Manuelzão. *Manuelzão:* saúde, ambiente e cidadania na bacia do rio das Velhas, ano 17, out. 2014. Edição especial.

PAPPENBERGER, F.; IORGULESCU, I.; BEVEN, K. J. Sensitivity analysis based on regional splits and regression trees (sars-rt). *Environ. Modelling Software*, v. 1, n. 7, p. 976-990, July 2006.

PINHEIRO, A. SCHOEN, C., CHULTZ J., HEINZ K. G. H. PINHEIRO, I. G., DESCHAMPS, C. Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica. *RBRH:* revista brasileira de recursos hídricos, v. 19, n. 3, jul./set. 2014.

QUINLAN, J. R. Induction of decision trees. *Machine Learning*, v. 1, n. 1, p. 81-106, 1986.

QUINLAN, J. R. *C4. 5:* programs for machine learning. San Mateo, CA: Morgan Kaufmann, 1993. (The Morgan Kaufmann series in machine learning.

SCHÄRER, M.; PAGE, T.; BEVEN, K. A fuzzy decision tree to predict phosphorus export at the catchment scale. *J. Hydrol.*, v. 331, n. 3-4, p. 484-494, Dec. 2006.

SHARIFI, S.; HOSSEINI, S. Methodology for identifying the best equations for estimating the time of concentration of watersheds in a particular region. J. *Irrigation Drainage Eng.*, v. 137, n. 11, p. 712-719, Nov. 2011.

SOLOMATINE, D. P.; DULAL, K. N. Model trees as an alternative to neural networks in rainfall runoff modelling. *Hydrol. Sci. J.*, v. 48, n. 3, p. 399-411, 2003.

WITTEN, I. H.; FRANK, E. *Data mining*: practical machine learning tools and techniques with Java Implementations. San Francisco: Morgan Kaufmann, 2000.

ZHENYAO S.; LEI S. QIAN L.; RUIMIN L.; QIAN H.. Impact of spatial rainfall variability on hydrology and nonpoint source pollution modeling. *J. Hydrol.*, v. 472-473, p. 205-215, Nov. 2012.

Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Versão On-line ISSN 2318-0331
RBRH vol. 20 nº.3 Porto Alegre jul./set. 2015 p. 809 - 816

NOTA TÉCNICA

Monitoramento fluviométrico de duas bacias hidrográficas vizinhas: comparação de vazões em períodos concomitantes.

Fluviometric monitoring two neighboring river basins: comparison of flow in concurrent periods.

João Francisco Carlexo Horn[1] e Geraldo Lopes da Silveira[2]

[1]Universidade Federal de Santa Maria – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil. Santa Maria, RS – Brasil

jfchorn@gmail.com

[2]Universidade Federal de Santa Maria – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA., Santa Maria, RS – Brasil

geraldo.ufsm@gmail.com

Recebido: 07/01/15 - Revisado: 18/03/15 - Aceito: 02/06/15

RESUMO

A estimativa de vazões medianas e mínimas em pequenas bacias hidrográficas é um processo complexo, devido à heterogeneidade do substrato geológico, mesmo em regiões consideradas homogêneas. Para evidenciar esta hipótese, foram definidas duas bacias de mesma área e vizinhas em seus divisores de água. Foi implantado monitoramento hidrológico em ambas por meio de estruturas hidráulicas medidoras de vazão e sensores de níveis. Essas duas bacias, por apresentarem características fisiográficas similares e serem vizinhas, são submetidas a semelhantes condições de precipitação. O uso do solo, em uma, é 100% rural e, na outra, 50% urbano e 50% rural. Os resultados encontrado sem relação as vazões medianas e mínimas, quando comparadas as bacias, foram diferentes dos resultados esperados, isto devido ao comportamento do escoamento das águas subterrâneas da área de estudo. Em comparação com a bacia rural, esperavam-se vazões medianas e mínimas menores na bacia urbana, devido à impermeabilização, pois naquela, naturalmente, existe maior infiltração, o que aumenta a reserva hídrica subterrânea, ficando disponível para os períodos de estiagem. Contudo, neste estudo, foram encontrados resultados opostos. Na bacia rural, o valor encontrado para Q_{95} foi nulo e para Q_{50}; 1,29 L/s. Já para a bacia com urbanização, contrário senso, os valores encontrados foram de 6,72 e 19,78 L/s para Q_{95} e Q_{50}, considerando idêntico o período de monitoramento concomitante. Constatou-se que este fato é decorrente da peculiaridade do complexo hidrogeológico local, pois existe fortes tendências que o lençol freático da bacia rural conduz sua contribuição subterrânea, não para seu exutório, mas para a bacia hidrográfica ao lado com isto não recebendo contribuição subterrânea nos períodos de estiagem.

Palavras Chave: *Monitoramento hidrológico. Pequenas bacias. Gestão dos recursos hídricos.*

ABSTRACT

Estimation of median and minimum flows in small watersheds is a complex process due to the heterogeneity of physical characteristics for each location. The proposed work intends to demonstrate this hypothesis, defining two surrounding watersheds with equivalent areas. A hydrological monitoring was obtained at both watersheds by using level sensors and hydraulic structures for metering flow. The two small watersheds present same conditions of precipitation because they contain similar physiographic characteristics. The land use in one watershed is 100 % rural and in another watershed is 50 % urban and 50 % rural. The results found for water flow were different from conventional predictions mainly due to hydrogeology. Medians and lower minimum flows in the watershed with urbanization were expected according to the characteristics of groundwater flow - naturally is a higher infiltration rate for rural watershed that increases the groundwater reserves, which could be used for periods of drought. However, this study presented opposite results. In rural small watershed the value found for Q_{95} was null and for Q_{50} was 1.29 L/s. For small watershed with urbanization the values found were 6.72 and 19.78 L/sfor Q_{95} and $Q_{50,}$ considering an identical monitoring period. This fact is due to the peculiarity of complex hydrogeological place. In this case the groundwater from rural small watershed does not supply the watershed's mouth, but it supplies the surrounding watershed.

Keywords:*Hydrological monitoring, Small watersheds. Water resources management.*

INTRODUÇÃO

A disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica é representada, principalmente, pelas suas vazões medianas (Q50%) e mínimas (Q95%); conhecer essa característica é fundamental para o planejamento, controle da poluição e gestão dos recursos hídricos (GOLDENFUM, 2001).

Diante disso, com o monitoramento de duas bacias idênticas em área, características fisiográficas semelhantes e contíguas, este estudo busca demonstrar a influência das características hidrogeológicas na disponibilidade hídricadurante um mesmo período monitorado para duas bacias. Para tanto, foi utilizado o monitoramento fluviométrico concomitante.

Ainda, para efeito de comparação, foram realizadas as estimativas de vazões medianas e mínimas, que representam a disponibilidade hídrica do curso d'água nos períodos mais críticos, os de estiagem. Estes valores foram determinados com a intenção de compara-los com os valores encontrados conforme os estudos tradicionais de regionalização hidrológica desenvolvidos por (TUCCI et al., 1991), para os valores de Q95 e Q50, os quais, em suas formulações, não englobam variáveis relacionadas às características hidrogeológicas.

MATERIAL E MÉTODOS

Para demonstrar a hipótese do trabalho, que a estimativa de vazões medianas e mínimas em pequenas bacias hidrográficas configura um processo complexo, foram delimitadas e instrumentadas duas bacias contígua se de mesma área (2,31 km²), que apresentam parte de seus divisores de águas em comum. Em decorrência dessa estratégia, as duas bacias são submetidas a semelhantes estímulos de precipitação, incidência de radiação solar, evaporação, tipo de solo, feições geomorfológicas e demais características fisiográficas.

Bacias hidrográficas Estudadas

Foram utilizadas duas bacias de cabeceira, localizadas no campus da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). A primeira, pertencente a bacia hidrográfica do rio Vacacaí, localiza-se totalmente em área interna do campus da UFSM e possui uso 100% rural (agrícola e pastoril). A outra, pertence a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirin, apresenta características de ocupação 50% urbana e 50% rural. Ambas possuem a mesma área de drenagem de 2,31 Km², o que permite a comparação direta dos dados coletados. Para esse estudo, a obtenção de dados horários de vazão foi realizada no período de janeiro a outubro de 2011, juntamente com os valores de precipitação.

A figura 1 apresenta a localização e a delimitação das duas bacias utilizadas e no quadro 1, estão descritas, resumidamente, algumas características fisiográficas da região do Campus da Universidade Federal de Santa Maria, onde estão localizadas as áreas das bacias estudadas.

Monitoramento Hidrológico Concomitante

Para o monitoramento, foram utilizadas duas estruturas hidráulicas, instaladas no exutório de cada uma das bacias implantadas. Na bacia rural, utilizou-se um vertedor triangular de 120º construído para esta pesquisa com a intenção de quantificar as pequenas e médias vazões. Esta estrutura possui capacidade

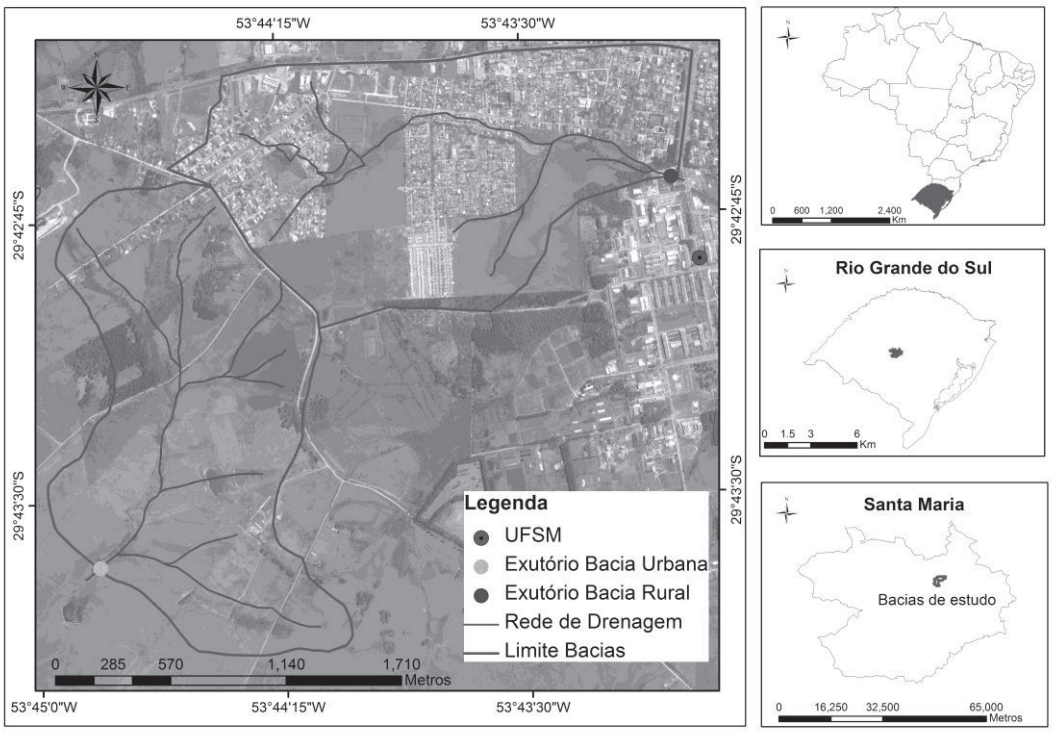


Figura 1 – Localização e delimitação das bacias experimentais

de quantificação de vazões de até 277 L/s.

Já na bacia urbana, utilizou-se uma calha Parshall de fundo plano, já existente no local, construída anteriormente para outras pesquisas. Esta estrutura possui capacidade de quantificação de vazões de até 806 L/s.

Para a coleta simultânea dos dados de vazão nas duas bacias, em ambas as estruturas, foram utilizados sensores de cota do tipo transdutores de pressão, onde eram realizados registros horários e, depois, determinados os valores de vazão por meio das curvas chave de cada estrutura.

Quadro 1- Características fisiográficas das bacias estudadas

Item	Descrição
Rocha	Formação Santa Maria, Membro Alemoa (silto argiloso) aflorante e Membro Passo das Tropas (arenitos) em subsuperfície, camadas sedimentáveis do Cenozóico aflorante nos cursos de água acima da cota 110 m.
Solo	Predominante Unidade Santa Maria – Argissolo bruno acinzentado (planossolo), Unidade São Pedro - Argissolo vermelho-amarelo (porção mais plana, abaixo da cota de 110m).
Relevo	Coxilhas suaves, levemente onduladas.
Vegetação	Predominante campos (gramíneas), com presença de plantações de eucaliptos isoladas e algum cultivo (experimentos do Centro de Ciências Rurais/UFSM)
Clima	Segundo a classificação de Nimmer. Clima mesotérmico brando, e de acordo com Köppen: cfa.

Fonte: Adaptado de Silveira et al. (2003)

Juntamente com o monitoramento das vazões foi realizado o registro das precipitações, coletadas pelo pluviógrafo da Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria, pertencente ao INMET. Os valores de precipitação eram registrados em intervalos de uma hora simultaneamente com os valores de vazão e disponibilizados em meio eletrônico no site do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. O pluviômetro utilizado encontra-se instalado a 1,5 km da bacia urbana e a 2,0 km da bacia rural.

A figura 2 mostra as estruturas hidráulicas utilizadas no monitoramento.



a) Bacia Urbana b) Bacia Rural

Figura 2 - Estruturas medidoras de vazões

Avaliação Quantitativa do Escoamento fluvial

Foi monitorado o hidrograma em período concomitante nas duas bacias e elaboradas as curvas de permanência por meio da técnica empírica. Esta técnica consiste em ordenar todos os valores de vazão, de forma decrescente e associar, a cada um deles, uma frequência de excedência, utilizando uma posição de plotagem empírica m/n+1, sendo m a ordem do valor ordenado e n o número de valores da série (JACOBS; VOGUEL, 1998 apud CRUZ; TUCCI; SILVEIRA, 1998).

Além disso, foi realizado um balanço entre o volume de entrada (precipitação) com os volumes de saída (deflúvio) registrados no exutório de cada bacia monitorada, possibilitando, assim, comparar os deflúvios gerados em cada bacia nos diferentes meses do ano durante o período monitorado.

Estimativa de vazão por meio da regionalização

Os estudos de regionalização hidrológica são ferramentas que podem ser utilizadas como forma de avaliação e comparação de vazões encontradas por meio do monitoramento experimental (IPH, 1985). Devido a isto, utilizou-se neste trabalho esta metodologia como referência para contextualizar os resultados do monitoramento.

Aplica-se, aqui, a equação do estudo de regionalização de vazões do Rio Grande do Sul do IPH-UFRGS para estimativa das vazões em cada uma das bacias monitoradas.

A estimativa da vazão pelo referido estudo é dada pela equação1.

$$Q=c.A^{d} \quad (1)$$

Onde: Q é a vazão correspondente a Q_{50} ou Q_{95}; A é a área de drenagem da bacia; e os coeficientes "c" e "d" são os parâmetros da equação estimados pelo estudo de regionalização.

Para a região das bacias em estudo tem-se as equações 2 e 3 referentes as vazões Q_{50} e Q_{95} para região de cabeceira dos rios Vacacaí e Vacacaí- Mirim.

$$Q_{50}=2{,}10 \times A^{1{,}145} \quad (2)$$

$$Q_{95}=0{,}38 \times A^{1{,}106} \quad (3)$$

Como no estudo de regionalização a variável independentes é a área da bacia hidrográfica (A), e as duas bacias estudadas apresentam a mesma área (2,31 km²), por consequência, a estimativa do Q50 e do Q95 será a mesma e os valores encontrados foram:

$$Q_{50}= 5{,}48 \text{ L/s} Q_{95}= 0{,}95 \text{ L/s}$$

A título de ilustração é feita a comparação desses resultados com os resultados do monitoramento desta pesquisa, pois o estudo de regionalização recomenda que as equações não devam ser aplicadas em pequenas bacias. Isso se deve ao fato de não existirem dados de pequenas bacias no RS - para produzir as equações - na época dos estudos, (SILVEIRA; TUCCI, 1998;

OBREGON; TUCCI; GOLDEFUN, 1999). Essa situação permanece até os dias de hoje, de ausência de séries fluviométricas contínuas em pequenas bacias no RS e no Brasil, tornando-se um gargalo técnico para a gestão dos recursos hídricos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com as duas estruturas hidráulicas colocadas em funcionamento, tornou-se possível a realização do monitoramento concomitante de ambas as bacias durante um período de dez meses. Este período limitou-se devido a problemas no sensor de monitoramento da bacia urbana. Contudo levanto em conta o objetivo de realizar uma comparação do comportamento concomitante de duas bacias este intervalo de tempo torna-se representativo para este trabalho.

Nas figuras 3 e 4, o resultado do monitoramento é representado pelos hidrogramas das duas bacias.

Para efeito de comparação dos resultados encontrados, referentes ao escoamento fluvial, apresenta-se, na tabela 1, o balanço hídrico das duas bacias, detalhando os volumes referentes à precipitação (P), ao deflúvio (D) e à diferença deles - o volume (P-D) - referente aos fatores não monitorados em cada bacia, aqui considerados como perdas.

Na tabela 1, os valores apresentados nas três últimas colunas, mostram a diferença entre as perdas da bacia com ocupação urbana (BU) e da rural (BR) associadas à transpiração da vegetação, evaporação do solo, evaporação do curso d'água, infiltração profunda, entre outros.

Observa-se que, em nenhum dos meses deste estudo, o deflúvio da BR foi superior ao ocorrido na BU. Essas relações mostram os diferentes comportamentos das bacias, gerados, em princípio, pelos diversos usos, ocupações do solo e características físicas. Esses dez meses de monitoramento compreenderam o período de janeiro a outubro de 2011.

De forma global, pela última linha da tabela 1, para a bacia rural, observou-se um coeficiente de escoamento de 0,088 (118 – 1331 mm), bastante diminuto, quando comparado a valores encontrados na bibliografia. Baumhardt (2010) encontrou para uma bacia semelhante à deste estudo o valor de 0,44, podendo ser considerado bastante elevado quando comparado ao encontrado neste trabalho. Isto faz com que o baixo valor apresente um prenúncio de influência geológico do local.

Já para a bacia com ocupação urbana, o coeficiente encontrado foi de 0,54 (723 – 1331 mm) semelhante ao valor de 0,58 encontrado por Tucci (2000) em uma bacia urbana de 2,6 km² com área impermeável de 50,4 % na cidade de Porto Alegre, podendo ser considerado dentro de padrões mais aceitáveis.

Portanto, a grande dúvida, no momento, foi exatamente essa baixa produção de deflúvio na bacia rural, quando, na realidade, a lógica prevê que esta bacia deveria produzir escoamento, em razão de possuir maior infiltração e, consequentemente, produzir maior armazenamento de umidade, comparando-a com a bacia urbana.

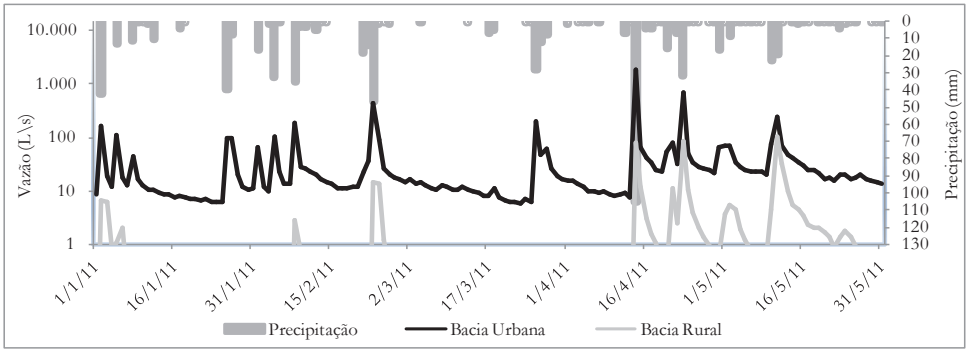


Figura 3. Hidrograma diário do período de 01/01/2011 a 31/05/2011 das duas bacias

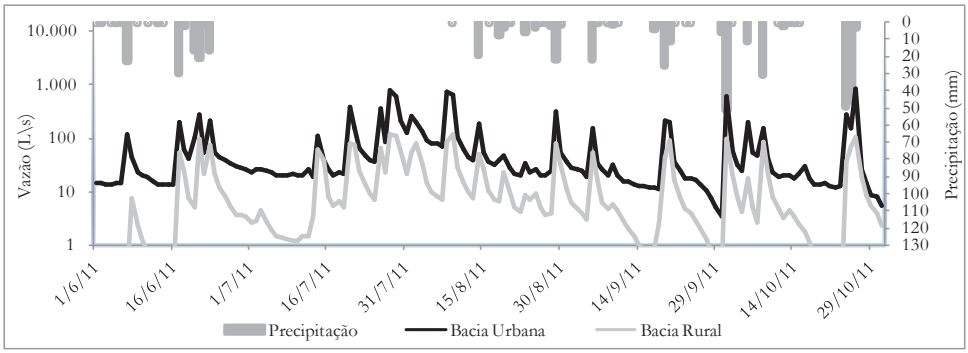


Figura 4. Hidrograma diário do período de 01/06/2011 a 31/10/2011 das duas bacias

Tabela 1. Balanço Hídrico dos dez meses de monitorado das duas bacias estudadas

Mês	P	D			P-D		
		BU	BR	Razão	BU	BR	Razão
	(mm)	(mm)	(mm)	BU/BR	(mm)	(mm)	BU/BR
Janeiro	130,6	29,2	0,6	45,3	101,4	130	0,8
Fevereiro	183,8	47,1	1,2	37,8	136,7	182,6	0,7
Março	61,2	23,4	0	-	37,8	61,2	0,6
Abril	199	122,9	8	15,3	76,1	191	0,4
Maio	63,2	41,8	7,4	5,7	21,4	55,8	0,4
Junho	113,8	59,1	13,7	4,3	54,7	100,1	0,5
Julho	162,9	124,9	27,7	4,5	38	135,2	0,3
Agosto	146,8	131,4	28,3	4,6	15,4	118,5	0,1
Setembro	74,6	39,6	11,1	3,6	35	63,5	0,6
Outubro	195,8	104,3	20,1	5,2	91,5	175,7	0,5
TOTAL	1331,7	723,8	118,2	6,1	607,9	1213,5	0,5

P - precipitação; D - Deflúvio; BU – Bacia Urbana; BR – Bacia Rural

Esse efeito foi ainda maior nos períodos mais secos de verão. Em janeiro e fevereiro, o deflúvio na bacia urbana foi mais de 37 vezes superior ao registrado na bacia rural. Nesses dois meses, ocorreram as maiores perdas na geração do escoamento, chegando a mais de 80%. Em fevereiro, ocorreu uma precipitação 50 mm maior do que a ocorrida em janeiro, gerando, na bacia urbana, um aumento de deflúvio de 18 mm e, na rural, um acréscimo de 0,6 mm no deflúvio em relação ao mês de janeiro. Março foi o mês em que a bacia rural não apresentou deflúvio.

Já no mês de abril, ocorreu a maior precipitação no período do estudo. A bacia rural apresentou um deflúvio de oito mm, enquanto a urbana apresentou 122,9 mm. Constatou-se, entre as duas bacias, uma diferença percentual menor do que a registrada nos meses de janeiro e fevereiro. Em maio, constatou-se a diminuição do volume precipitado em mais de 70 % em relação ao mês anterior. Isso resultou em uma diminuição do deflúvio da bacia urbana também em mais de 70%, enquanto a bacia rural teve diminuição de somente 7%, possivelmente ocasionada pelo abastecimento do córrego pela água retida na camada vadosa do solo durante o mês de abril.

No mês de junho ocorreu uma precipitação em torno de 20 mm abaixo do esperado. Em que pese esse resultado, mesmo assim, ocorreu um aumento de 50% nos volumes escoados nas duas bacias.

Em julho e agosto, ocorreram as maiores diferenças nas perdas (P-D) entre as bacias. Nesses dois meses, respectivamente, a bacia urbana teve somente 30 % e 20% dos volumes perdidos na bacia rural nesse mesmo período. Analisando esses valores, pode-se levar em conta que, nos meses em questão, ocorre menor evapotranspiração, devido às baixas temperaturas e à menor incidência de radiação solar. Portanto, pode-se relevar a hipótese de associar essas diferenças à ocorrência de maior infiltração de água no solo na bacia rural do que na urbana.

Setembro foi o mês que obteve a menor diferença entre os deflúvios gerados. Nele, a precipitação registrada foi 50% menor do que em agosto, diminuindo, consequentemente, o deflúvio, na bacia urbana, em mais de 75% e, na rural, em 60%. Essa diferença de deflúvio entre os dois meses foi menor na bacia rural, mostrando uma possível contribuição da água armazenada no solo nesta bacia.

Por fim, em outubro, as bacias receberam uma precipitação 40% acima do esperado, significando aumento no deflúvio das duas bacias, contudo, como nos meses anteriores, enquanto a bacia rural teve um aumento de 1,8 vezes, a urbana aumentou 2,6 vezes o volume escoado.

Com isso, analisando os valores globais de deflúvio e as perdas nas duas bacias, nota-se que, do total precipitado nelas, 1331,7 mm, a bacia urbana teve um deflúvio de 723,8 mm, enquanto a rural, somente 118,2 mm. Tem-se, assim, que o deflúvio, na bacia urbana, foi 6,1 vezes maior que na bacia rural.

Analisando o volume perdido pelos fatores não monitorados de um modo global (P-D), observa-se que a bacia rural teve uma perda de 1213,5 mm, representando 91,12% do total precipitado, enquanto a bacia urbana obteve somente 607,9 mm, o que configura uma perda 50,1% menor. Essa diferença de 605,6 mm demonstra, principalmente, as diferenças nas variáveis infiltração de água no solo e evapotranspiração das duas bacias. Com isso, fica evidente a existência de uma interferência da urbanização instalada na bacia urbana, o que se manifesta no seu balanço hídrico, acarretando maior deflúvio quando comparada à bacia rural. Contudo, pode-se, também, afirmar que a bacia rural apresenta maior perda pelos fatores não monitorados do que a bacia urbana, existindo uma tendência de a variável "infiltração de água no solo" ser a que apresenta maiores diferenças.

Avaliação das curvas de permanência das duas bacias

A partir do hidrograma de cheia monitorado e consistido foi possível construir a curva de permanência para as duas bacias (Figura 5). A tabela 2 apresenta os valores das vazões de 50 a 95 % da permanência para as duas bacias monitoradas.

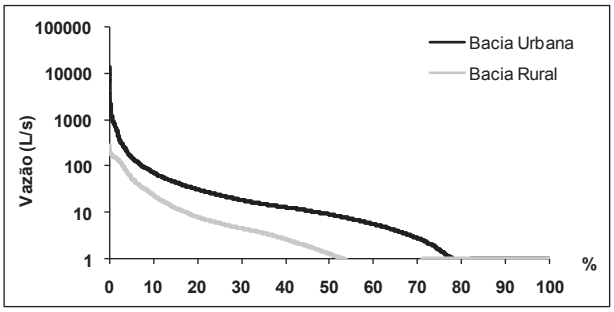


Figura 5. Curvas de permanências das duas bacias monitoradas

Com o intuito de realizar melhor apreciação da disponibilidade hídrica e das pequenas vazões foram calculados os volumes escoados em cada período, considerando a faixa de 50% a 95% da permanência. Por serem pequenas bacias, essa janela da curva de permanência analisada permite que se tenha segurança de que os valores resultantes sejam do escoamento de base, sem influência das vazões de cheia. Ainda a título de contextualização informam-se os valores de vazão obtidos pelo processo de regionalização.

Tabela 2. Vazões do intervalo de 50% a 95% de permanência no tempo para as duas bacias de mesma área

Permanência de Vazões	Bacia URBANA (L/s)	Bacia RURAL (L/s)	Estimativa Regionalização (L/s)
Q_{50}	19,78	1,29	5,48
Q_{55}	17,8	0,84	4,98
Q_{60}	16,25	0,54	4,47
Q_{65}	14,72	0,27	3,97
Q_{70}	13,42	0,04	3,47
Q_{75}	12,16	0,00	2,96
Q_{80}	11,11	0,00	2,46
Q_{85}	9,65	0,00	1,96
Q_{90}	8,21	0,00	1,45
Q_{95}	6,72	0,00	0,95

Esses resultados estampam uma possível diferença da contribuição subterrânea das duas bacias, sendo que a bacia rural apresenta grande defasagem da contribuição de água subterrânea em seu deflúvio, por uma provável interferência de seu aquífero.

Observando o deflúvio em todos os meses, conclui-se que a bacia urbana o teve superior ao da bacia rural, ocorrendo menor diferença entre as bacias no mês de setembro, após terem recebido uma grande precipitação. Analisando a bacia rural, tem-se que, nos meses de verão, mesmo tendo recebido grandes volumes de precipitação, ela não obteve deflúvio nos últimos 50% da permanência; no entanto, na proximidade dos meses de inverno, começou a apresentar.

Essas características mostram a tendência da bacia rural não possuir contribuição das águas subterrâneas para manutenção da vazão de base, sendo abastecida somente pela água armazenada na camada vadosa do solo. Característica de uma bacia hidrográfica com curso d'água influente, onde o rio abastece o aquífero (HEATH, 1983).

Segundo Monteiro e Bacellar (2014) esta variabilidade de vazões de base em pequenas bacias ocorre devido as características geomorfológicas de cada bacia. Em seu estudo foram monitoradas 3 pares de bacias com áreas de 0,2 a 1 km² e encontrado vazões de base consideradas pelo autor como baixas e altas, mostrando a variabilidade destas vazões em pequenas bacias hidrográficas. Analisando os volumes totais escoados nos últimos 50% da permanência de todo o período deste estudo, observa-se que a bacia urbana apresentou um deflúvio quase onze vezes maior que a bacia rural, fato este não esperado quando analisado somente o uso e a ocupação do solo de cada bacia.

A curva de permanência evidencia, de forma direta, a situação das vazões nulas para as altas permanências a partir do Q_{70} na bacia rural. Observa-se que a precipitação infiltrada, no período de verão e inverno, não está contribuindo com o exutório da bacia, indicando que os volumes infiltrados estão tomando outros caminhos.

Para elucidar tal mecanismo físico de fluxo para os volumes infiltrados na bacia rural, 100% coberta por campo nativo, busca-se explicação mediante a avaliação da situação do escoamento das águas subterrâneas na bacia rural, de forma a explicar as poucas expectativas das vazões nulas encontradas.

Situação do aquífero na bacia rural

Neste estudo, foi realizada uma medição do nível das águas subterrâneas em dois poços pertencentes à UFSM, localizados nos divisores de águas da bacia rural, para análise do possível comportamento do nível da água subterrânea dentro da bacia. Para isso, com o uso de um GPS topográfico, efetuou-se uma medição de altitude do nível do solo onde estão localizados os dois poços e da cota do fundo do leito do córrego da bacia rural.

Para a determinação da profundidade do nível das águas subterrâneas em relação ao nível do solo de cada poço foram tomados por base os valores dos níveis estáticos dos poços, obtidos no Relatório interno da UFSM, (UFSM, 2008) estabelecido para obtenção de outorga do direito de uso de água subterrânea, ocasião em que foram realizados testes e medições em todos os poços localizados dentro do campus da UFSM.

Um dos poços situa-se a leste no divisor de águas direito da bacia rural e o outro se encontra a oeste no divisor de águas do lado esquerdo da bacia.



a) b) c)

Figura 6 - Levantamento altimétrico dos pontos de controle. a) Poço do divisor esquerdo; b) Fundo do leito do córrego; c) Poço do divisor direito

O poço localizado no divisor de águas esquerdo da bacia rural, com profundidade de 90 m e nível estático em 40m de profundidade, no teste de bombeamento realizado no dia 22/10/2008, apresentou um rebaixamento de apenas um metro após 24h de bombeamento. Assim, constatou-se a presença de um subsolo, em torno do poço, com uma boa capacidade específica: 1,6 m³/h/m (Vazão/rebaixamento) de recuperação, provavelmente penetrando alguns níveis de materiais arenosos com boa relação Porosidade/Permeabilidade.

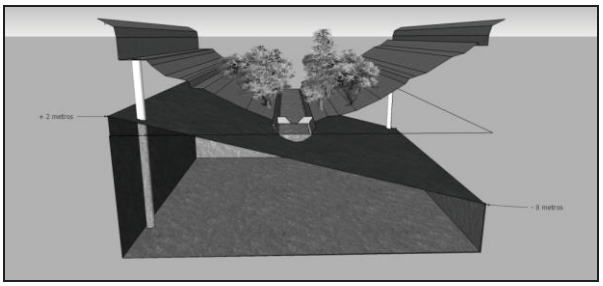
Já no teste de bombeamento executado no Poço tubular, localizado no divisor de águas direito da bacia rural, o qual apresentou uma profundidade de 80m e um nível estático a 21m de profundidade, realizado no dia 2/10/2008, verificou-se um rebaixamento de 8m, e uma capacidade específica de 0,0625 m3/h/m. Esses resultados indicam que o terreno penetrado pela perfuração e seu entorno, possivelmente, seja constituído por rochas sedimentares com menor capacidade de recuperação, de constituição mais argilosa, apresentando uma relação Porosidade/Permeabilidade menor do que o poço localizado no outro divisor.

Além desses procedimentos foi realizado um levantamento da diferença de profundidade do lençol freático dos dois poços em relação ao nível do fundo do curso d'água monitorado.

Primeiramente, para calcular a diferença de profundidades do aquífero livre entre os dois poços e o vertedor, foi realizado um levantamento topográfico em cada um dos três pontos. Com isso, determinou-se que o nível do solo do poço do divisor de águas à esquerda do curso d'água apresentou uma altitude de 115m, enquanto o nível do solo do poço do divisor de águas do lado direito do curso d'água apresentou 124m de altitude. O fundo do leito do canal do curso d'água possui uma altitude de 92m no ponto do vertedor. A figura 6 mostra o levantamento topográfico sendo realizado com um GPS topográfico Promak200.

Após esse procedimento e com a utilização dos dados do nível freático de cada poço, determinou-se que a distância entre os dois poços era de 1647m e que existe uma diferença de cotas de 28m entre os níveis estáticos dos dois poços. Devido a estas diferenças, estima-se que o lençol freático esteja a 2,3metros abaixo do leito do curso d'água da bacia rural.

Com isso, pode-se dizer que existe a probabilidade de esse curso d'água não ter abastecimento pelo aquífero livre (condição de rio efluente) e, sim, ter abastecimento somente da zona vadosa do solo. Salienta-se que, quando toda a água armazenada nessa camada é drenada, este curso d'água tende a secar, ficando com o aquífero livre abaixo do fundo do seu



leito. A figura 7 apresenta uma ilustração dessa diferença de nível entre os dois poços tubulares utilizados.

Figura 7 - Croqui da possível variação do lençol freático na bacia rural

Portanto, com essas análises e devido às características hidrogeológicas da bacia, a hipótese de que o curso d'água principal da bacia rural não recebe contribuição significativa do lençol freático se fortalece, apresentando fortes indícios que a sua contribuição subterrânea ocorre somente da camada vadosa do solo, apresentando uma contribuição lateral de fluxo subterrâneo do divisor de águas do lado direito para o divisor de águas do lado esquerdo da bacia rural no sentido oeste – leste.

CONCLUSÕES

Neste estudo, avaliaram-se as diferenças no escoamento entre duas bacias contíguas e com a mesma área, com a intenção de analisar a possível diferença do deflúvio entre elas. Além disso, foram comparados os resultados com as estimativas por meio de estudos de regionalização de vazões.

Observou-se que os escoamentos da bacia com ocupação urbana foram superiores ao da bacia rural, tanto em nível global quanto nos períodos de vazões medianas e mínimas. Nos períodos de estiagem, a bacia rural apresentou vazões nulas.

Esses resultados alcançados contrariam a lógica hidrológica quando se trata de bacias com características rurais, tendo em vista que, a priori, espera-se que essas apresentem maior disponibilidade hídrica, devido à maior infiltração e ao maior armazenamento de água no solo em comparação com as bacias de ocupação urbana.

Tendo em vista esses resultados, é comprovada a situação de que o córrego da bacia rural apresenta características influentes (rio abastece o aquífero), sem apresentar contribuição do lençol freático em seu abastecimento, principalmente nos períodos de estiagem.

Esses resultados comprovam a necessidade de medições de vazão no local de interesse em apoio ao balanço hídrico em uma pequena bacia, de modo a obter informações de apoio à análise relativa à caracterização de do curso d'água como influente ou não.

Isso se deve à heterogeneidade das pequenas bacias, atribuída às características hidrogeológicos locais e a heterogenei-

dade relativa de suas características físicas que são responsáveis pelo aporte de águas pluviais nos períodos de deplecionamento fluvial.

A comparação dos resultados encontrados no monitoramento fluviométrico concomitante, levando em conta que os escoamentos são bastante distintos, trazem dificuldades às estimativas de vazões por meio de estudos de regionalização hidrológica.

Por fim, verificou-se que, na comparação de duas bacias contíguas, os resultados das estimativas da regionalização tornam-se aleatórios, pois, na prática, dariam resultados idênticos nas duas bacias, uma vez que possuem a mesma área. Isso deixa um alerta relativo ao uso de métodos de regionalização de vazões em projetos de engenharia e para a gestão de recursos hídricos, no caso de pequenas bacias como as deste estudo.

REFERÊNCIAS

BAUMHARDT, E. Balanço Hídrico de Microbacias com eucalipto e pastagem nativa na região da campanha do RS. 2010. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

CRUZ, M. A. S.; TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA, A. L. L. Controle do escoamento com detenção em lotes urbanos. RBRH: revista brasileira de recursos hídricos, v. 3, n. 4, p. 19-31, out./dez. 1998.

GOLDENFUM, J. A. Pequenas Bacias Hidrológicas: conceitos básicos. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Org.) Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2001.

HEATH, R. C. Hidrologia básica de água subterrânea. Washington, D.C.: U.S. Government, 1983. (United State geological survey water-supply paper; 2220).

IPH - ELETROBRAS. Metodologia para regionalização de vazões. Rio de Janeiro: [s.n.], 1985.

JACOBS, J. M.; VOGUEL, R. M. Optimal allocation of water withdrawals in a river basin. J. Water Resour. Plann. Manage., v. 124, n. 6, p. 357-363, Nov./Dec. 1998.

MONTEIRO, J. C.; BACELLAR, L. A. P. Influência dos fatores geológicos, geomorfológicos e antrópicos da produção de fluxo de base em pequenas bacias hidrográficas na APA Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto (MG). Rev. Bras. Geomorfol., v. 15 n. 2, p. 173-189, 2014.

OBREGON, E.; TUCCI, C. E. M.; GOLDEFUN, J. A. Regionalização de vazões com base em séries estendidas: Bacias afluentes à Lagoa Mirim, RS. RBRH: revista brasileira de recursos hídricos, v. 4, n. 1, p. 57-75, jan./mar. 1999.

SILVEIRA, G. L. da; SILVA, C. E. da; IRION, C. A. O.; CRUZ, J. C.; RETZ, E. F. Balanço de Cargas Poluidoras pelo Monitoramento Quali-quantitativo dos Recursos Hídricos em Pequena Bacia Hidrográfica. RBRH: revista brasileira de recursos hídricos, v. 8, n. 1, p. 5-11, jan./mar. 2003.

SILVEIRA, G. L. da; TUCCI, C. E. M. Monitoramento em pequenas bacias para a estimativa de disponibilidade Hídrica. RBRH: revista brasileira de recursos hídricos, v. 3, n. 3, p. 97-110, jul./set.1998.

TUCCI, C. E. Coeficiente de escoamento e vazão máxima em bacias urbanas. RBRH: revista brasileira de recursos hídricos, v. 5, n. 1, p. 61-68, jan./mar. 2000.

TUCCI, C. E.; GOLDENFUM, J. A.; BERTONI, J. C.; LOVATEL, R.; TROVISCAL, A. P.; ALVES, C. A.; KREBS, C. M.; SOUZA, P. C.; FROES, F. (Coord.). Regionalização de vazões do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 1991. v. 1.

UFSM – Universidade Federal de Santa Maria. Relatório técnico para obtenção de outorga do direito de uso de água subterrânea. Relatório interno. Santa Maria: UFMS/HIDROBRASIL, 2008.

Instrução aos autores para submissão de artigo – Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH - ABRH

Política Editorial

Os artigos deverão ser escritos em português. Aceitam-se artigos em espanhol e em inglês devendo obrigatoriamente conter o TÍTULO, 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 quali-quantitativa 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 http://www.editorialmanager.com/rbrh/default.aspx, de acordo com as instruções de uso, sendo omitidos os nomes dos autores e o rodapé de identificação dos mesmos no arquivo do manuscrito. Além da identificação dos autores via sistema, é solicitado o envio (também via sistema) de arquivo em Doc com nome e filiação completa dos mesmos. Estes dados serão utilizados em caso de aceitação para publicação. O autor deverá aceitar as seguintes condições (via sistema) no ato do envio do artigo:

> 1) Comprometer-se a realizar depósito referente ao pagamento da taxa cobrada por página excedente, se for o caso, após a revisão e editoração final do artigo; 2) Responsabilizar-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".

Todas as declarações publicadas nos artigos são de inteira responsabilidade dos autores. Entretanto, todo material publicado, torna-se propriedade da RBRH, que passa a reservar os direitos autorais. Portanto, nenhum material publicado na RBRH poderá ser reproduzido sem a permissão por escrito da RBRH. Todos os autores de artigos submetidos à RBRH deverão assinar um Termo de Transferência de Direitos Autorais, que entrará em vigor a partir da data de aceite do artigo. Este termo será solicitado pela RBRH antes da publicação do artigo. O autor responsável pelo artigo receberá, sem custos, a separata eletrônica da publicação (em formato PDF).

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 30 Mb. Artigos que não seguirem estas normas serão devolvidos aos autores para correção dos problemas. Artigos enviados como Científico/Técnico e que os Editores e/ou Revisores interpretarem com estilo de Nota Técnica, deverá ter classificação alterada, e será reavaliado, caso alterações sejam solicitadas. Se autores não concordarem com a alteração para Nota Técnica, o Artigo será rejeitado.

Os artigos, após editoração final, não devem exceder a 12 (doze) páginas. Para cada página excedente será cobrada a taxa de R$ 50,00 (cinquenta reais).

Formato do arquivo

O texto deverá ser compatível com o editor Microsoft Word (formato Doc ou 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;
- Numerar as linhas de cada página;
- O nome do documento que contém o Artigo em formato Word não deve conter partes ou nomes completos do autor principal e/ou coautores;
- Fontes:
  - Texto e tabelas: fonte Garamond 10 pontos;
  - Títulos de tabelas e figuras: Garamond, negrito, 9 pontos;
  - Demais títulos: Garamond, negrito, 11 pontos.
- Ilustrações 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 incluídas no texto e 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 disponível em todas as versões do Word a partir do Microsoft
  - Office 2003. Usuários do Word 2007/2010 poderão enviar arquivos no formato Docx e utilizar o novo editor de equações disponível nestas 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/Critérios de arbitragem

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 http://rbrh.edmgr.com, onde será informado o autor responsável bem como todos os dados de identificação dos co-autores. Os artigos recebidos seguirão os trâmites estabelecidos pelo Comitê Editorial da Revista.

O processo de revisão de um artigo na RBRH é um trabalho feito com dedicação. Revisores voluntários aplicam seus conhecimentos e dedicam muitas horas do seu precioso tempo para garantir que artigos sejam publicados em prazo definido e sejam aptos para publicação na Revista.

O processo de arbitragem de um artigo é descrito a seguir.

Revisão técnica: os trabalhos serão avaliados primeiramente quanto ao cumprimento das normas de publicação e documentação exigida na submissão dos manuscritos. Se não de acordo às instruções serão devolvidos aos autores para as devidas adequações antes mesmo de serem submetidos à avaliação pelos Editores Associados e revisores.

Pré-Análise: os manuscritos aprovados na revisão técnica serão submetidos aos Editores Associados para apreciação quanto à adequação ao escopo da revista. Caso o manuscrito não esteja dentro dos parâmetros esperados será devolvido ao autor correspondente pelo Editor-Chefe.

Análise de mérito e conteúdo: os artigos aprovados pelos Editores Associados serão avaliados quanto ao mérito e método científico por no mínimo dois relatores ad hoc de unidades distintas à de origem do trabalho, além do Editor-Chefe. O Editor-Chefe decidirá sobre a aceitação do manuscrito. Quando necessária revisão do original, o manuscrito será devolvido ao autor correspondente para modificação. Uma versão revisada com as alterações efetuadas deverá ser re-submetida pelos autores, que será reavaliada pelo Editor-Chefe, Editores Associados e revisores conforme a necessidade. Os Manuscritos recusados, mas com a possibilidade de reformulação, poderão retornar como novo trabalho, iniciando outro processo de julgamento.

Após aprovação quanto ao mérito científico, os trabalhos serão submetidos à revisão final, feita por profissional autônomo indicado pela revista. O pagamento deste serviço ficará sob a responsabilidade do(s) autor(es), e os procedimentos necessários, o valor do serviço e a forma de pagamento diretamente ao profissional serão encaminhados ao autor correspondente. Nos casos de inadequação, os trabalhos serão encaminhados para os autores para revisão.

Tanto os avaliadores quanto os autores, durante todo o processo de tramitação dos artigos, não são identificados pela outra parte.

Os conceitos emitidos nos trabalhos publicados serão de responsabilidade exclusiva dos autores, não refletindo obrigatoriamente a opinião do Editor-Chefe ou Corpo Editorial.

Corpo Editorial

O corpo editorial da RBRH é formado pelo Editor Chefe, Editores Associados e Editor Executivo (consultar Corpo Editorial). O Editor Executivo é o principal responsável pelo acompanhamento do processo de revisão dos Artigos na RBRH convidando Revisores e comunicando Autores, auxiliando assim os Editores Associados no processo. O Editor Chefe, além de dar diretrizes à RBRH é também acionado em casos polêmicos e para análise de recursos de Decisão Editorial dos autores.

Recorrer de uma Decisão Editorial

O(s) autor(es) podem recorrer de uma Decisão Editorial de rejeição de artigo. Este procedimento deve ser realizado via sistema utilizando a opção "Enviar E-mail" no artigo recusado. Os autores deverão fornecer elementos que justifiquem o recurso que será analisado pelo Editor Associado e Editor Chefe. Caso o recurso seja aceito, a revisão do artigo poderá ser reaberta.

Taxa de Publicação

Em função da redução no suporte financeiro de agências de apoio e fomento à pesquisa, a RBRH passou, a partir do dia 15/07/2014, a cobrar a submissão online de manuscritos. É importante notar que a taxa de submissão visa unicamente contribuir na redução dos impactos financeiros. Para os valores apresentados a seguir, considera-se o autor correspondente do trabalho para o enquadramento em cada faixa.

a. Valor de submissão para associados: R$ 100,00;
b. Valor de submissão para não associados: R$ 250,00;
c. Desconto para autores que colaboraram como revisores da RBRH em três ou mais revisões em 12 meses: 50% do valor correspondente à categoria.

Os pagamentos devem ser realizados por boleto bancário emitido pelo sistema da ABRH.

O processo de avaliação será iniciado somente quando o pagamento do boleto for identificado pelo sistema da ABRH. Este processo é automático, não sendo necessária a ação do autor.

A taxa de submissão não será restituída caso o manus-

crito seja rejeitado para publicação na RBRH.

Artigo Científico/Técnico

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), nome dos autores, abstract, keywords; título (português), 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. Os manuscritos devem apresentar o título em português e inglês, possibilitando apresentação de sumário bilíngue.

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. Os autores devem apresentar afiliação completa, com a indicação de instituição, cidade, Estado e país. Quando necessário o Conselho Editorial poderá solicitar justificativas para explicar a presença dos autores no trabalho, bem como apresentar a indicação da contribuição de cada autor. 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 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 KEYWORDS.

INTRODUÇÃO: Apresenta o assunto a ser tratado, seus objetivos e finalidades, informando métodos empregados, delimitação precisa da pesquisa em relação ao campo do conhecimento, períodos abrangidos e outros elementos necessários para situar o tema do trabalho, utilizando-se de bibliografia recente (últimos 5 anos) e preferencialmente periódicos.

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 de Unidades

RESULTADOS E DISCUSSÃO: Ilustrações (figuras, gráficos, fotografias, etc.) devem ser apresentados com tamanho e detalhes suficientes para a composição final, preferivelmente na mesma posição do texto, podendo ser coloridos. Ilustrações: podem apresentar partes coloridas, e a legenda na posição inferior. A numeração deve ser sucessiva em algarismos arábicos. Tabelas: evitar tabelas extensas e dados supérfluos; agregar em múltiplos de 103 ou 106 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: As referências devem ser ordenadas alfabeticamente e em letra maiúscula, e normalizadas de acordo a norma NBR-6023 (ago. 2000) da ABNT. Deve ser referenciado todos os autores mencionadas no texto e em tabelas, figuras ou ilustrações. Evitar citações de resumos, trabalhos não publicados e comunicação pessoal. Sugere-se que pelo menos 70% das referências sejam dos últimos 5 anos e 70% de artigos de periódicos.

CITAÇÕES: Todas as citações no texto devem constar da lista de Referência. As citações no texto devem aparecer em letras minúsculas e, quando inseridas entre parênteses no final do parágrafo, devem estar em letras maiúsculas, 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. Quando houver três ou mais autores, no texto será citado apenas o primeiro autor seguido de et al., sem italico, 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) apud 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.

Nota Técnica

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, as notas técnicas 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:

NOTA TÉCNICA, 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

EXEMPLOS:

Citação no texto

Um autor

No parágrafo Silva (2000) **ou**
entre parênteses (SILVA, 2000)

Dois autores

No parágrafo Santos e Luz (2010) **ou**
entre parênteses (SANTOS; LUZ, 2010)

Três autores:

No parágrafo Ribeiro, Carmo e Castelo Branco (2000) **ou entre parênteses** (RIBEIRO; CARMO; CASTELO BRANCO, 2000)

Quatro ou mais autores

Melo et al. (2012) **ou**
(MELO et al., 2012)

Documentos do mesmo autor publicados no memo ano:

No parágrafo Brasil (2000a,b) **ou**
entre parênteses (BRASIL, 2000a,b)

Citação de citação:

No parágrafo Pereira et al.[1] (1947 apud REIS; NÓBREGA, 2013, p. 86)

Indicar em **nota de rodapé** o autor citado e na **lista de referências** o autor consultado.

Este tipo de citação só deve ser utilizada nos casos em que o documento original não foi recuperado (documentos muito antigos, dados insuficientes para a localização do material etc.).

REFERÊNCIAS

Incluir apenas as referências citadas no texto, em tabelas e ilustrações, que já foram publicadas, organizadas em ordem alfabética pelo sobrenome do autor(es) e em letras maiúsculas. Utilizar o recurso tipográfico itálico para o destaque do título da obra. Pelo menos 70% das referências devem ser dos últimos 5 anos e 70% de artigos de periódicos. Quaisquer dúvidas, consultar a norma ABNT NBR-6023.

Exemplos:

Artigo de periódico

FERREIRA, P. A.; GARCIA, G. O.; MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; BORGES JUNIOR, J. C. F. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café conilon. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 28, n. 1, p. 29-35, jan./mar. 2006.

Artigo de periódico on-line

VAZ, C. A. B.; SILVEIRA, G. L. O modelo PEIR e base SIG no diagnóstico da qualidade ambiental em sub-bacia hidrográfica urbana. *RBRH: revista brasileira de recursos hídricos*, v. 19, n. 2, p. 281-298, abr./jun. 2014. Disponível em: http://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/b1394cc48a760488bf0af84be5678b0f_b6cf0c395f9e0a65a73ccf7619e6e63b.pdf. Acesso em: 12 fev. 2015.

Livro

Mesmo Autor da Obra no Todo

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. *Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca - PAN-Brasil*. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

Autor distinto da obra no todo

RUIZ, H. A.; FERREIRA, P. A.; ROCHA, G. C.; BORGES JUNIOR, J. C. F. Transporte de solutos no solo. In: van LIER, Q. J. Física do solo. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. cap. 6, p. 213-240.

Dissertações/teses

RENNER, L. C. Geoquímica de sills basálticos da formação Serra Geral, sul do Brasil, com base em rocha total e micro-análise de minerais. 2010. 226 f. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, 2010.

Dissertações/teses on-line

COSTA, L. Contribuições para um modelo de gestão da água para a produção de bens e serviços a partir do conceito de pegada hídrica. 2014. 180 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. Disponível em: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3136/tde-29122014-170217/fr.php. Acesso em: 12 fev. 2015.

Trabalho apresentado em evento

BERLATO, M. A.; MARTINS, E. J.; CORDEIRO, A. P. A.; ODERICH, E. H. Tendência observada da precipitação pluvial anual e estacional do Estado do Rio Grande do Sul e relação com a temperatura da superfície do mar do Oceano Pacífico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 15, 2007, Aracaju, SE. Anais... Campinas: Campinas: CBAGRO, 2007. CD-ROM.

Trabalho apresentado em evento on-line

FECHINE, J. A.; GALVÍNCIO, J. D. Aplicação do teste de Menn Kendall na análise de tendências climáticas em anos de El Niño - Bacia Hidrográfica do Rio Pontal – Estado de Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 16., 2010, Belém. Anais... São José dos Campos: INPE, 2010. Disponível em: http://cbmet2010.web437.uni5.net/anais/artigos/42_65198.pdf. Acesso em: 12 fev. 2015.

RBRH AUTHOR GUIDE

Instructions to authors for submission of articles - Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH-ABRH

Editorial Policy

Manuscripts should be written in Portuguese. Articles in Spanish and English are accepted and the TITLE, ABSTRACT and KEY-WORDS must be in Portuguese.

The article sent should not be in the process of submission to another journal or agency for publication, and should not have been published previously, except as an abstract for a scientific event. According to the single Paragraph of Article 2 of RBRH Rules, the scope of the Journal covers topics related to the following subject areas: hydraulics, relations between water resources and environmental sanitation, urban water, hydrometeorology, irrigation, drainage, water quantity and quality management, hydropower, limnology, hydrogeology, erosion, sedimentation, environmental technologies, measurements and instrumentation of water resources.

The manuscript should be sent by internet to the following address: http://www.editorialmanager.com/rbrh/default.aspx according to the instructions for use, omitting the names of the authors and footnotes identifying them in the manuscript file. Besides the identification of the authors via the system, it is requested that (also via the system) the file be sent in Doc with the complete name and affiliation of the authors. This information will be used if the article is accepted for publication. The author must agree to the following conditions (via the system) when the manuscript is sent:

1) Commit to paying a deposit concerning for the fee charged per exceeding page, if any, after the review and final editing of the manuscript;

2) Take responsibility for the other authors, if any, as co-responsible for the technical and scientific content of the article, according to Article 5 of Brazilian Law N. 9610, regarding Copyright

The authors are fully responsible for all statements published in the article. However, all the material published becomes the property of the RBRH, which then holds the copyright. Thus, no material published in the RBRH can be reproduced without the written permission of the RBRH. All authors of manuscripts submitted to the RBRH must sigh a Copyright Transfer Statement (Termo de Transferência de Direitos Autorais) which will come into force on the date the manuscript is accepted. This statement will be requested by the RBRH before the article is published. The author responsible for the article will receive the electronic offprint of the publication (in PDF format) free of charge.

The manuscripts subdivided into parts I, II, etc, must be registered separately, but will be submitted to the same reviewers. The manuscripts may contain figures in color (pictures, graphs, plots, and other), but the maximum permissible size of the complete file is 30Mb (Megabytes). Manuscripts that do not follow these guidelines will be returned to the authors to correct the problems. The classification of manuscripts sent as Scientific/Technical, and that Editors and/or Reviewers interpret as being in the style of a Technical Note should be altered, and they will be reevaluated if alterations are requested. If the authors do not agree with the change to the Technical Note, the manuscript will be rejected.

File Format

The text should be compatible with the Microsoft Word editor format (Doc or Docx). The following guidelines should be obeyed:

- Configuration of the page
  - Size of paper: A4 (210x297 mm);
- Columns: two columns of the same size, 8.1 cm wide and internal spacing 0.8 cm;
- Spacing between lines: simple;
- Figures or tables that exceed the width of a column should be inserted into a section at the end of the article or in an attached file:
- Equations must not exceed the width of a column (8.1 cm).
- Number the pages and do not use headers, footers or footnotes;
- Number the lines of each page;
- The name of the document that contains the article in a Word format should not contain parts or complete names of the principal author and/or co-authors
- Fonts:
  - -Text and tables: 10- point Garamond font
  - -Titles of tables and figures; 9-point Garamond bold
  - - Other titles ; 11- point Garamond bold
- Illustrations and tables
  - - Width recommended for figures: 8.1 cm (one column in the Journal); maximum size: 17 x12 cm;
  - - The lines used in the figures and graphs should not be too fine and the texts and captions should not be too small or too big in relation to the figure size;
  - - Captions: cross hatched or grayscale, black and white photos; the articles can be printed in color if the author pays the additional printing costs;
  - - Try to create tables that will fit into one column of the Journal or, at most, half a page;
  - - The figures should be included in the text and sent in a separate file in TIFF, JPEG, PCX, GIF or BMP format, with a minimum resolution of 300 dpi.
- Equations
  - - Whenever possible, prepare mathematical characters and equations using the Microsoft Equation available in all versions of Word from Microsoft Office, 2003.

- Users of Word 2007/2010 can send files in the Docx format and use the new equation editor available in these versions.

- References
  - All references must be cited in the text and vice versa;
  - Citations in the text should be in small letters and references in capital letters.

Processing and Peer Review system/ Criteria for refereeing

The manuscripts are sent to two reviewers for evaluation and should present a technical and scientific contribution to the community.

The manuscripts should be submitted through the RBRH's electronic system for manuscript submission at http://rbrh.edmgr.com, where the author responsible will be informed, as well as all the data for the identification of the co-authors. The manuscript received will be treated according to the procedures established by the Journal Editorial Board.

The manuscript-reviewing process in the RBRH is meticulous. Voluntary reviewers apply their knowledge and dedicate many hours of their precious time to ensure that the articles will be published within a defined period and will be appropriate for publication in the Journal.

Technical review: The papers will be evaluated first as to compliance with the rules of publication and documentation required to submit the manuscripts. If they are not in accordance with the instructions, they will be returned to the authors to adapt them to the scope of the journal. If the manuscript is not within the expected parameters, it will be returned to the corresponding author by the Chief Editor.

Pre-analysis: the manuscripts approved by the technical review will be submitted to the Associate Editors for appreciation regarding their adequacy to the scope of the journal. If the manuscript is not within the expected parameters it will be returned to the corresponding author by the Chief Editor.

Analysis of merit and content: the manuscripts approved by the Associate Editors will be evaluated for merit and scientific method by at least two ad-hoc reporters from units that are not those from which the paper comes, besides the Chief Editor. The Chief Editor will decide whether the manuscript will be accepted. When the original has to be revised, the manuscript will be returned to the corresponding author for modification. A revised version with the changes made will be re-submitted by the authors and reevaluated by the Chief Editor, Associate Editors and reviewers as needed. The manuscripts that have been refused, but which could possibly be reformulated can return as a new paper, beginning another judgment process.

After approval regarding scientific merit, the papers will be submitted to a final review by an independent professional appointed by the journal. This service will be paid for by the author(s), and the necessary procedure, the value of the service and the form of payment of the professional will be sent to the corresponding author. If they are not adequate, the papers will be sent to the authors for revision.

Both the evaluators and the authors, throughout the article submission processing, are not identified by the other party.

The concepts issue in the papers published will be the exclusive responsibility of the authors and are not obliged to reflect the opinion of the Chief Editor or Editorial Board.

Editorial Board

The editorial board of the RBRH comprises the Chief Editor, Associate Editors and Executive Editor (Look at Editorial Board). The Executive Editor is the main person responsible for following the manuscript review process at the RBRH, inviting Reviewers and informing Authors, and thus helping the Associate Editors in the process. The Chief Editor, besides establishing guidelines for the RBRH is also involved in polemical cases and analyzing appeals by authors regarding the Editorial Decision.

Appeals against an Editorial Decision

The author(s) can appeal an Editorial Decision to reject a manuscript. This procedure should be performed via the system using the option "Send E-mail", for the rejected manuscript. The authors should supply elements that justify the appeal which will be analyzed by the Associate Editor and Chief Editor. If the appeal is accepted, the manuscript review process may be re-opened.

Publication Fee

Because there has been a reduction in the financial assistance from agencies that support and foster research, since July 15, 2014 the RBRH has begun to charge for online submission of manuscripts. It should be noted that the purpose of the submission fee is only to contribute to diminish the financial impacts. For the values presented below, the corresponding author of the papers is considered for the classification at each level of fees

Submission fee for members: R$100,00

Submission fee for non-members: R$250,00

Discount for authors who have collaborated as RBRH reviewers in three or more reviews in 12 months: 50% of the amount of the fee corresponding to the category to which they belong.

The payments should be performed by bank slip issued by the ABRH system.

The process of evaluation will begin only after the payment of the bank slip is identified by the ABRH system.

This process is automatic, and the author does not have to do anything.

The submission fee will not be returned if the manuscript is rejected for publication by the RBRH.

Scientific/Technical Article

This refers to the report on an original research, with a well defined hypothesis, favoring innovative topics. The texts should cover the items highlighted in capital letters and in bold, without a paragraph and without numbering, leaving two spaces (twice ENTER) after the previous item and one space (a single ENTER) to begin the text in the following order: for an article in Portuguese or Spanish: title (Portuguese or Spanish); name of authors, abstract (resumo), keywords (palavras chave); title (English), abstract and keywords. For an article in English: title (English), name of authors; abstract, keywords; title (Portuguese), resumo and palavras chave. To make sure that peer analysis will be blind, the papers submitted should be presented without authors and footnotes.

TITLE: Centered; it should be clear and concise, allowing immediate identification of the article content, trying to avoid words such as: analysis, study and evaluation. The manuscripts should present the title in Portuguese and English, enabling the presentation of a bilingual summary.

AUTHORS: The number of authors should be the minimum possible, considering only people who actually participated in the article and are able to answer for it fully or in essential parts. The authors must present complete affiliation, indicating the institution, city, state and country. When necessary, the Editorial Board may request justifications to explain the presence of the authors in the paper, as well as present the indication of the contribution made by each author. The authors will be identified in the paper sent for evaluation. The editors will remove the authors' names before sending them to the reviewers, and the information will only be inserted into the articles after the paper is approved.

ABSTRACT: The text must begin on the second line after the item, it should be clear, concise and must explain the intended objective(s) seeking to justify their importance (without including references), the main procedures adopted, the most significant results and conclusions, with a maximum of 12 lines. Below it, on the second line after the item, should appear the KEYWORDS (at most six trying not to repeat the words in the title). written in small letters and bold. A complete version of the ABSTRACT in English should present the following distribution: TITLE, ABSTRACT and KEYWORDS.

INTRODUCTION: This presents the topic to be discussed, its objectives and purposes, informing what methods were used, precise delimitation of the research in relation to the field of knowledge, periods covered, and other elements needed to situate the topic of the work, using recent bibliography (last 5 years) and, preferably periodicals.

MATERIAL AND METHODS: Depending on the nature of the work, a characterization of the experimental area must be inserted, clarifying the conditions under which the study was performed. When the methods are specifically known to be used, the reference alone will be enough, otherwise it is necessary to describe the procedures used and the adaptations made. Units of measure and symbols must follow the International System of Units.

RESULTS AND DISCUSSION: Illustrations (figures, charts and photographs, etc.) must be presented with sufficient size and details for the final composition, preferably in the same position in the text, and may be colored. Illustrations can have parts that are colored, and the caption below. They must be numbered successively with Arabic numerals. Tables: avoid long tables with superfluous data, adapt their sizes to the workspace of the paper and, as far as possible, place only horizontal continuous lines; their captions should be concise and self-explanatory, and should also present the title in English. Photographs can be colored. In the discussion compare the results with the data obtained in the bibliography.

CONCLUSIONS: They should be based only on the results of the study. Avoid repeating the results in a subsequent listing, seeking to compare what was obtained with the initial objectives established. The conclusions should be written making it easier to interpret the article without the need to consult other items of the same.

ACKNOWLEDGMENT(S): insert it (them) when necessary concisely, after the conclusions.

REFERENCES: The references should be placed in alphabetic order and in capital letters, and normalized according to standard NBR-6023 Aug.2000) of the ABNT (Brazilian Association of Technical Norms). All authors mentioned in the text and in tables, figures or illustrations should be referenced. Avoid citations of abstracts, unpublished papers and personal communications. It is suggested that at least 70% of the references be from the last 5 years and 70% from articles and periodicals.

CITATIONS: All citations in the text should be in the list of References. The citations in the text should appear in small letters and, when inserted between parentheses at the end of the paragraph, should be in capital letters. If there are other citations of the same author(s), in the same year (other publications), they will be identified by small letters (a, b, c), after the year of publication. When there are three or more authors only the first author will be cited in the text, followed by et al, without italics, but in the final bibliographic list, the other names should also appear. When making a citation the work consulted directly is identified: the author and/or the work cited in this is indicated as follows: SILVA(2010) apud Santos (2012). If there are any doubts, consult the NBR-6023 standard of ABNT. It is advisable that before drafting the manuscript, the authors take an article published in the last issue of the journal as a formatting base.

Technical Note

It must present technological advances without presenting a hypothesis. When it is a case study, the conclusions should present propositions. It should be written in technical language, easy to understand, on an issue related to the fields of knowledge covered by the Journal, by author(s) showing experience on the subject matter, providing guidance for the different RBRH users. Only the presentation of articles that contribute to the subject is justified, not simply personal cases or cases with a limited interest. There is greater freedom of style than for scientific articles, and technical notes should mostly contain the following items: Title, Author(s), Abstract, Keywords, Introduction, Description of the Subject, Conclusions and References. The authors' identification will be included only after the article is accepted for publication. The articles must be written according to the same guidelines for Scientific Articles, with the following particularities;

The header of the first page should show the identification:: TECHNICAL NOTE, in capital letters, underlined, bold, centered and spaced 1.1 cm from the top margin.

INTRODUCTION: should contain a brief history, explaining the importance, the current status of the subject based on a review of literature, clearly presenting the purpose of the article.

DESCRIPTION OF THE SUBJECT: with different titles that can be divided into sub-items, one should discuss the subject, pointing out the theoretical bases, presenting experiences and recommendations, discussing and critiquing situations, based as much as possible on bibliography and technical standards.

CONCLUSIONS: when appropriate, they should be written clearly and concisely, consistent with the goals set. It should not be a simple restatement simply presenting the other paragraphs of the article again.

EXAMPLES

Citation in the text
One author:

In paragraph Silva(2000) **or**
Between parentheses: (SILVA, 2000)

Two authors:

In paragraph Santos and Luz (2010) o**r**
Between parentheses: (SANTOS; LUZ:, 2010)

Three authors:

In paragraph: Ribeiro, Carmo and Castelo Branco (2000) **or Between parentheses:** (RIBEIRO; CARMO; CASTELO BRANCO, 2000)

Four or more authors:

In paragraph: Melo et al (2012) **or**
Between parentheses: (MELO et al, 2012)

Documents by the same author, published the same year:

In paragraph: Brasil (2000a,b) **or**
Between parentheses: (BRASIL, 2000a,b)

Citation of citation

In paragraph Pereira et al [1] (1947 apud REIS, NOBREGA, 2013, p.86)

Indicate the author **cited in footnote**, and the author consulted in the **list of references**

This type of citation should only be used in cases in which the original document has not been recovered (very old documents, data insufficient to locate the material, etc.).

REFERENCES

Include only the references cited in the text, in tables and illustrations that have already been published, organized in alphabetic order by surname of author (s) and in capital letters. Use the typographic resource of italics to highlight the title of the work. At least 70% of the references should be from the last 5 years and 70% from articles in periodicals. If there is any doubt, consult the ABNT-NBR-6023 standard.

Examples:

Article in a periodical

FERREIRA P.A., GARCIA, G.O.. MAGTOS, A.T. , RUIZ, H.A., BORGES JUNIOR, J.C.F., Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café conilon. *Acta Scientiarum Agronomy*, v.26, n.1, p. 29-35, jan-mar 2006.

Article in an on-line periodical

VAZ, C.A.B ., SILV EIRA, G.L. O modelo PEIR e base SIG no diagnóstico da qualidade ambiental em sub-bacia hidrográfica urbana. *RBRH*: *revista brasileira de recursos hídricos*, v.19, n.2, p. 281-298, abr/jun 2014, Available at HTTP://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/b1394cc48a760488bf0af84be5678bh0FB61cf0c395f9e0a64a73ccf7619e6e63b.pdf. Accessed on Feb 12, 2015-06-21

Book

Same author throughout the work

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. *Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos*

Efeitos da Seca – PAN-Brasil. Brasília. DF: Ministério dlo Meio Ambiente 2005.

Different authors in the work

RUIZ, H.A.; FERREIRA, P.A.., ROCHA, G.C., BORGES JUNIOR , J.C.F. Transporte de solutos no solo. *In*/ van LiER Q.J. *Física do solo*. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010, cap. 6, p. 214-240

Dissertations/Theses

RENNER L.G. *Geoquímica de sills basálticos da formação Serra Geral, Sul do Brasil, como base em rocha total e micro-análise de mineiras*,2010. 226f. Thesis (Doctorate in Earth Sciences) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Santa Catarina,2010

Online dissertations/Theses

COSTA L. *Contribuições para um modelo de gestão da água para a produção de bens e serviços a partir do conceito de pegada hídrica*. 2014. 180p, Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014. Available at HTTP://www.teses.usp.br/teses/disponíveis/3/3136/tde.29122014-170328/fr.php. Accessed on Feb 12, 2015.

Paper presented at event

BERLATO, M.A. ; MARTINS, E.J.; CORDEIRO, A.P.A.; ODERICH, E.H. Tendência observada da precipitação pluvial anual e estacional do Estado do Rio Grande do Sul e relação com a temperatura da superfície do mar do Oceano Pacífico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 15, 2007, Aracaju, SE, *Anais*... Campinas; Campinas: CBAGRO, 2007. CD-ROM

Paper presented at online event

FECHINE, j.A.; GALVINCIO, J.D. Aplicação do teste de Menn-Kendall na análise de tendências climáticas em anos de El Niño- Bacia Hidrográfica do RIO Pontal – Estado de Pernambuco. In CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 16., 2010, Belém. *Anais*... São José dos Campos,; INPE, 2010. Available at HTTP://cbmet2010.web437.uni5.net/anais/artigos/42_65198.pdf. Accessed on Feb 12, 2015.

XXI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS

Segurança Hídrica e Desenvolvimento Sustentável:
Desafios do Conhecimento e da Gestão

De 22 a 27 de novembro de 2015, Brasília – DF



12º SILUSBA

**Gestão da Água e do Território:
Perspectivando Sinergias**

Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos
dos Países de Língua Portuguesa

Brasília, 22 a 27 de Novembro de 2015

TEMAS CENTRAIS

XXI SBRH
Segurança hídrica e desenvolvimento sustentável: desafios do conhecimento e da gestão

12º SILUSBA
Gestão da Água e do Território: Perspectivando Sinergias

PROMOÇÃO

ORGANIZAÇÃO

RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos
Volume 20 n.3 JUL/SET 2015