



**ABES** ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE  
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



# R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais  
Março de 2018

Nº 47

ISSN Eletrônico 2176-9478



## Expediente

---

### Editor Geral

Maurício Dziedzic

### Editores Internacionais

Günter Gunkel - Alemanha

Jose Alfaro Joins - Estados Unidos

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

### Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto

Liliana Pena Naval

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

### Conselho Editorial

Arlindo Philippi Jr., Asher Kiperstock, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Cleverson Vitorio Andreolli, Eliza Maria Xavier Freire, Fabiano Toni, Jorge Tenório, Leandro Gonçalves Oliveira, Luiz Carlos Beduschi Filho, Marco Antonio Almeida de Souza, Maria de Lourdes Florencio, Maria do Carmo Martins Sobral, Miguel Mansur Aisse, Valdir Fernandes, Wanderley da Silva Paganini

### Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

### Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

### Responsável

Soraia F. F. Fernandes

### Produção Editorial

Zeppelini Publishers

[www.zeppelini.com.br](http://www.zeppelini.com.br)

**Submissão de artigos, dúvidas e sugestões:** [rbciasm@abes-dn.org.br](mailto:rbciasm@abes-dn.org.br)



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR [www.ictr.org.br](http://www.ictr.org.br)

**1 - AVALIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM DOIS USOS DO SOLO NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL**  
Evaluation of hydraulic conductivity in two land uses soil in Central Brazil

Miguel Angel Alfaro Soto - Chang Hung Kiang

---

**12 - ANT ASSEMBLAGES (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) ASSOCIATED TO ENVIRONMENTS OF A RURAL PROPERTY IN THE EXTREME WESTERN REGION OF THE STATE OF SANTA CATARINA**

Assembleias de formigas (Hymenoptera: Formicidae) associadas a ambientes de uma propriedade rural do extremo oeste catarinense

Junir Antonio Lutinski - Cladis Juliana Lutinski - Juliane Freitag Beling - Maria Assunta Busato - Vanessa Corralo

---

**24 - PLANEJAMENTO E OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO POR OZONIZAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DA BORRA OLEOSA DO REFINO DO PETRÓLEO**

Planning and optimizing the treatment of washing water of oily sludge from oil refining by ozonation

Mateus Chaves Almeida de Oliveira - Jessica Moreira - Fabiano Luiz Naves

---

**35 - QUANTIFICAÇÃO DO ESTOQUE DE CARBONO DA COPERNICIA PRUNIFERA (MILL.) H. E. MOORE EM ÁREAS DISTINTAS**

Quantification of carbon stock *Copernicia prunifera* (mill.) H. E. Moore in different areas

Vera Lúcia dos Santos Costa - Jaíra Maria Alcobaça Gomes - Maria da Conceição Prado de Oliveira - Carla Ledi Korndörfer

---

**46 - MUDANÇAS CLIMÁTICAS E O SETOR HIDROELÉTRICO BRASILEIRO: UMA ANÁLISE COM BASE EM MODELOS DO IPCC-AR5**

Climate change and brazilian hydropower sector: an analysis based on global models from IPCC-AR5

Cleiton da Silva Silveira - Francisco de Assis Souza Filho - Francisco das Chagas Vasconcelos Júnior - Luiz Martins de Araújo Júnior - Samuelson Lopes Cabral

---

**61 - AVALIAÇÃO DE IMPACTO À SAÚDE DO PROGRAMA DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DO AR POR VEÍCULOS AUTOMOTORES NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, BRASIL**

Health impact assessment of Automotive Vehicles Air Pollution Control Program in São Paulo, SP, Brazil

Karina Camasmie Abe - Simone Georges El Khouri Miraglia

---

**74 - MODELOS ESTRUTURAIS DE BIOENGENHARIA DE SOLOS NA REVEGETAÇÃO DE PILHAS DE ESTÉRIL EM MINERAÇÃO A CÉU ABERTO**

Soil bioengineering structural models for the revegetation of waste dumps in opencast mining

Maria Lucia Solera - Admilson Irio Ribeiro - Caroline Almeida Souza - Sofia Julia Alves Macedo Campos

---

**89 - INTERFERÊNCIAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA INTERCEPTAÇÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS**

Interferences of arboreal species in the interception of urban stormwater

Patrícia Layne Alves - Klebber Teodomiro Martins Formiga - Marco Antônio Borges Traldi

---

**101 - ESTUDO COMPARATIVO DE ADSORÇÃO DE ÍONS METÁLICOS EM MEIO AQUOSO POR MEMBRANAS DE QUITOSANA RETICULADAS**

Comparative study of metal ions adsorption in aqueous media by cross-linked chitosan membranes

Carol Christina de Faria - Paulo Sergio Tonello

---

**116 - VALORAÇÃO AMBIENTAL DE UM RIO URBANO: UMA APLICAÇÃO DO MÉTODO DE VALORAÇÃO CONTINGENTE EM LAGES, SANTA CATARINA**

Environmental valuation of an urban river: an application of the contingent valuation method in Lages, Santa Catarina, Brazil

Gabriel Nathan Nicola Mombach - Júlia Wahrlich - Ana Paula Coelho Clauberg - Lucas Silveira Beninca - Flávio José Simioni

---

# AVALIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM DOIS USOS DO SOLO NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL

---

## EVALUATION OF HYDRAULIC CONDUCTIVITY IN TWO LAND USES SOIL IN CENTRAL BRAZIL

### *Miguel Angel Alfaro Soto*

Doutor em Geotecnia pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP). Pesquisador no Departamento de Geologia Aplicada e Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Rio Claro (SP), Brasil.

### *Chang Hung Kiang*

Doutor em Geologia pela Universidade Northwestern. Professor no Departamento de Geologia Aplicada e Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Rio Claro (SP), Brasil.

#### **Endereço para correspondência:**

Miguel Angel Alfaro Soto –  
Avenida 24a, 1.515 – Bela Vista –  
CEP 13506-900 – Rio Claro (SP),  
Brasil – E-mail: alfaro@rc.unesp.br

**Recebido:** 28/06/2016

**Aceito:** 07/12/2017

### *RESUMO*

Uma avaliação das condutividades hidráulicas em solos com tipos distintos de uso e ocupação — cultivo agrícola e cerrado nativo — foi realizada com a finalidade de verificar a interferência das intensas atividades agrícolas no processo de infiltração da água no solo e, conseqüentemente, recarga de aquíferos. Para determinação da condutividade hidráulica saturada em campo foram empregados permeâmetro Guelph e infiltrômetro de anel duplo. Os ensaios foram realizados em extensa área que abrange cinco estados na região central do Brasil, onde a atividade agrícola tem sido intensa. Avaliados mediante estatística paramétrica, os valores de condutividade hidráulica em áreas de cultivo mostraram-se estatisticamente diferentes e 4,5 vezes menores em relação aos obtidos em áreas de cerrado. Esses resultados indicam que as modificações da estrutura do solo, decorrentes das práticas de manejo para cultivo, afetam significativamente a condutividade hidráulica das porções superficiais e, portanto, a infiltração de água, responsável pela recarga dos aquíferos na região. Adicionalmente, verificou-se que os testes com infiltrômetros forneceram, em média, valores de condutividade estatisticamente diferentes e 2,2 vezes maiores do que os obtidos com permeâmetro Guelph.

**Palavras-chave:** áreas de cultivo; cerrado; permeâmetro Guelph; infiltrômetros de anel duplo.

### *ABSTRACT*

Evaluation of the hydraulic conductivity in soil of different use — agricultural cultivation and undisturbed native Savannah — was performed, in order to verify the influence of intense agricultural activities on water infiltration in soils and, consequently, aquifer recharges. For this purpose, the experimental design involved the determination of saturated hydraulic conductivity using the Guelph permeameter and double-ring infiltrometer. Tests were performed on large area covering five states in Central Brazil, where the agriculture has been intense. Evaluated by parametric statistics, the hydraulic conductivity values in farms cultivated areas proved to be statistically different and 4.5 times lower compared to those ones obtained in savannah. These results showed that changes in soil structure resulting from management practices in crop areas significantly affect the hydraulic conductivity of the superficial portions and, therefore, the water infiltration, responsible for the aquifer recharge in that area. Additionally, it was found that the infiltrometer provided statistically different values of hydraulic conductivity and 2.2 times higher than those ones obtained with Guelph permeameter.

**Keywords:** crop areas; savannah; Guelph permeameter; double-ring infiltrometers.



## INTRODUÇÃO

O conhecimento da variabilidade das variáveis físico-hídricas do solo, no espaço e no tempo, é considerado, atualmente, o princípio básico para o manejo preciso das áreas agrícolas (JOSÉ *et al.*, 2012).

Dentro dessas variáveis a condutividade hidráulica constitui o parâmetro mais importante que governa o movimento de água nos solos, e seu conhecimento é de grande importância em questões relacionadas à geotecnia, agronomia, hidrologia, contaminação e meio ambiente, entre outras áreas.

A medição da condutividade hidráulica pode ser realizada por meio de ensaios de laboratório e de campo. Neste, segundo Daniel (1989), podem ser realizados ensaios com permeômetros de ponta porosa e de furos de sondagem, com drenos subterrâneos e de infiltração. No entanto, a dispersão dos resultados — provenientes dos diferentes métodos —, bem como a praticidade para execução dos testes, têm de ser levadas em consideração na escolha do equipamento.

Entre as técnicas disponíveis, os permeômetros de furos de sondagem e ensaios de infiltração são os mais utilizados e difundidos (DANIEL, 1989).

Kanwar *et al.* (1989) compararam os resultados provenientes dos permeômetros Guelph e de velocidade provenientes de um solo de *till* em Iowa, Estados Unidos. No entanto, os diferentes métodos utilizados mostraram distintas tendências, conforme os tipos de solo e condições de campo.

Gupta *et al.* (1993) avaliaram o desempenho de infiltrômetro de anel duplo, simulador de chuvas, permeômetro Guelph e este acoplado a um infiltrômetro, em Ottawa, Canadá. Os resultados provenientes do infiltrômetro de anel duplo e simulador de chuvas mostraram maiores valores médios de condutividade hidráulica e menores coeficientes de variação.

Verbist *et al.* (2013) compararam seis métodos (infiltrômetros simples e de duplo anel, infiltrômetro de carga constante, de trado inverso, infiltrômetro de tensão e simulador de chuvas) utilizados no semiárido no Chile. Alguns dos resultados mostraram diferenças com relação à condutividade hidráulica saturada ( $K_{fs}$ ), principalmente em função das diferentes técnicas de cálculo.

Esses estudos, entre outros encontrados na literatura (*e.g.*, WANG *et al.*, 2012; GHANI *et al.*, 2013), foram realizados em solos com características próprias e diversas das localizadas no Brasil. Os solos brasileiros são, em grande parte, mais intemperizados, com sistemas heterogêneos de poros e distribuições de tamanho de poros multimodais, tal como mostrado por Alfaro Soto *et al.* (2015). A heterogeneidade de um sistema de poros pode ter origem na distribuição granulométrica específica ou na formação de porosidade secundária e, neste caso, está relacionada a processos de agregação física.

Solos com essas características podem apresentar peculiaridades, como valores de condutividade hidráulica mais altos (NOGAMI; VILLIBOUR, 1995) do que os encontrados em solos não intemperizados, em razão da elevada macroporosidade. Tal característica pode ser importante na hora de escolher o método de medição da condutividade hidráulica, visto que, segundo Lee (1983), a sua determinação possui um dos mais elevados coeficientes de variação (*c.a.* 200%) em relação aos demais testes geotécnicos.

Além da variabilidade dos resultados decorrentes dos métodos de medição, é importante levar em consideração a provocada pela modificação antrópica do solo. Em estudo baseado no efeito decorrente de diferentes métodos de cultivo em um latossolo amarelo argiloso, Correia (1985) revelou que os sistemas de preparo do local estudado alteraram a densidade do solo em diferentes intensidades, porém com valores significativamente superiores em relação à floresta nativa. Resultados semelhantes foram verificados por Pires *et al.* (2012).

Entre os métodos expostos, o uso do permeômetro Guelph tem se difundido em razão da praticidade (portabilidade e rapidez), substituindo testes comumente utilizados, tais como os de infiltração. No entanto, apesar de existirem pesquisas sobre resultados de comparação entre esses e outros experimentos, não são conhecidos resultados em solos com distribuição de tamanhos de poros multimodal — característica intrínseca de solos lateríticos — nem a relação entre solos inalterados e os modificados estruturalmente em razão das atividades decorrentes do cultivo.

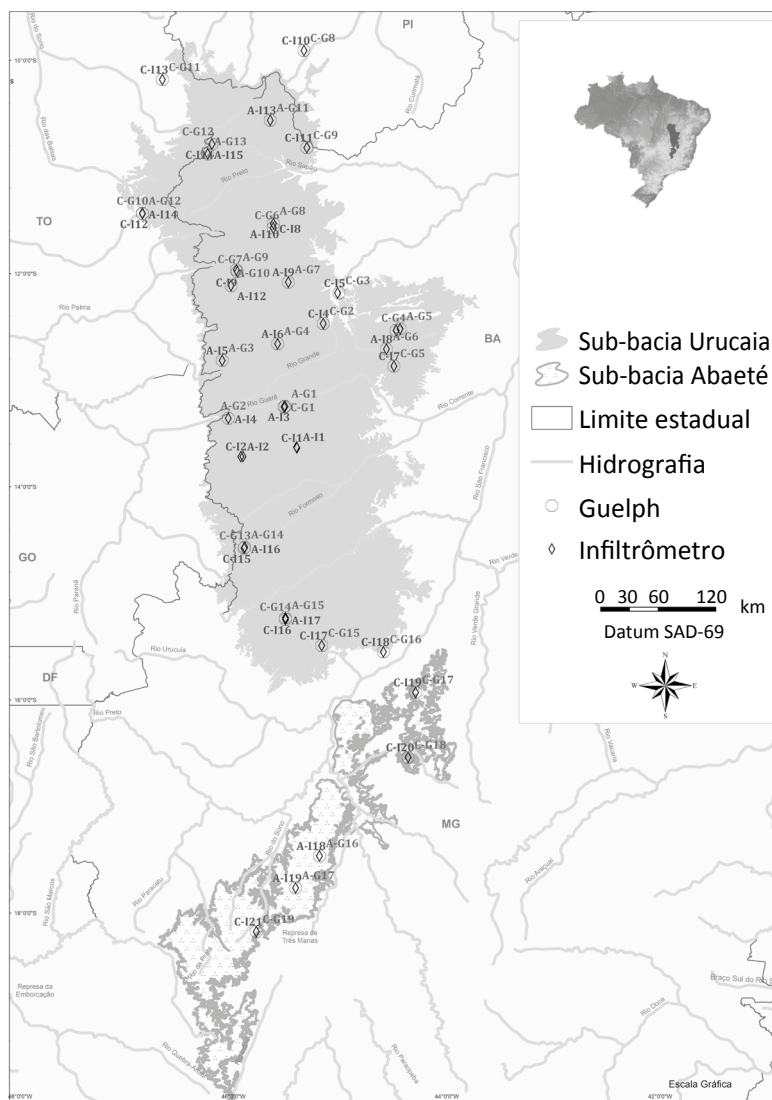
Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência de uso do solo, do ponto de vista hidráulico, quando utilizado no cultivo agrícola, com grande modificação antrópica do solo, sendo comparado com solos de cerrado com textura similar, porém sem modificação antrópica, ou seja, em estado de preservação natural.

Para determinação da condutividade hidráulica foram utilizados dois métodos: permeômetro Guelph e infiltrômetro de anel duplo. Esses testes foram conduzidos em diferentes estados, como Bahia, Tocantins, Minas Gerais, Piauí e Goiás, sobre rochas do Grupo Urucuia, arcabouço geológico do Sistema Aquífero Urucuia.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Ao todo foram realizados 80 testes para obtenção da condutividade hidráulica saturada, sendo que 38 — 19 com permeômetro Guelph e 19 com infiltrômetros — em áreas agrícolas e 42 — 21 com permeômetro Guelph e 21

com infiltrômetros — em áreas de cerrado (não cultivadas). Cabe ressaltar que a identificação textural foi realizada por análise táctil visual. A Figura 1 mostra a localização dos testes realizados.



C: cerrados; A: áreas agrícolas; G: permeômetro Guelph; I: infiltrômetros.

**Figura 1 – Localização dos testes em cerrados e áreas agrícolas com permeômetro Guelph e infiltrômetros.**



## Permeâmetro Guelph

O permeâmetro Guelph funciona em regime de carga constante, sob o princípio do tubo de Mariotte. Os resultados obtidos por esse método são interpretados segundo o modelo teórico de Reynolds e Elrick (1985), baseado na equação de Richards para fluxo permanente em furo cilíndrico.

A equação para fluxo permanente é composta por duas parcelas, a primeira representa o fluxo saturado e a segunda o fluxo não saturado, dados pela Equação 1:

$$Q = \left( \frac{2\pi H^2}{C} + \pi a^2 \right) K_{fs} + \left( \frac{2\pi H}{C} \right) \phi_{Gm} \quad (1)$$

Em que:

Q [L<sup>3</sup>T<sup>-1</sup>] = vazão em regime permanente;

K<sub>fs</sub> [LT<sup>-1</sup>] = condutividade hidráulica saturada de campo;

φ<sub>Gm</sub> [L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>] = potencial matricial de fluxo;

H [L] = altura de carga hidráulica;

a [L] = raio do furo no solo;

C [-] = parâmetro fator de forma, que depende da relação H/a e do tipo de solo.

Graficamente, a Soilmoisture Equipment Corp. (1986) fornece o fator C para três classes de solos (macroporosidade e textura).

A determinação dos parâmetros K<sub>fs</sub> e φ<sub>Gm</sub> da Equação 1 pode ser obtida, em geral, pelas técnicas (procedimentos de ensaio e cálculos) de uma e duas alturas de carga (REYNOLDS; ELRICK, 1985).

A primeira refere-se à aplicação de uma altura de carga hidráulica H constante até alcançar o regime perma-

nente. Os parâmetros K<sub>fs</sub> e φ<sub>Gm</sub> são determinados a partir das Equações 2 e 3:

$$K_{fs} = \frac{CQ}{2\pi H^2 + \pi a^2 C + 2\pi H / \alpha} \quad (2)$$

$$\phi_{Gm} = \frac{CQ}{[(2\pi H^2 + \pi a^2 C)\alpha + 2\pi H]} \quad (3)$$

O parâmetro a (Equações 2 e 3) representa o grau de macroporosidade (fissuras no solo, formigueiros, cupinzeiros, furos causados por raízes, entre outros) e textura do solo. Para esse método, o parâmetro a é estimado *a priori* mediante avaliação visual. Os valores sugeridos estão resumidos no Quadro 1.

A técnica de duas alturas de cargas (ou mais de duas) consiste em aplicar duas ou mais cargas hidráulicas H<sub>i</sub> sucessivas. Depois de atingido o regime permanente e determinadas as vazões Q<sub>i</sub> e os parâmetros C<sub>i</sub> correspondentes a cada carga hidráulica, os parâmetros K<sub>fs</sub> e φ<sub>Gm</sub> são calculados a partir da solução de equações simultâneas (REYNOLDS; ELRICK, 1986), cuja solução é dada pelas Equações 4 e 5:

$$K_{fs} = \frac{\sum_{i=1}^n H_i^2 \sum_{i=1}^n C_i Q_i \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right) - \sum_{i=1}^n H_i C_i Q_i \sum_{i=1}^n H_i \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right)}{2\pi \left\{ \sum_{i=1}^n H_i^2 \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right)^2 - \left[ \sum_{i=1}^n H_i^2 \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right) \right]^2 \right\}} \quad (4)$$

$$\phi_{Gm} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right) \sum_{i=1}^n H_i \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right) - \sum_{i=1}^n H_i C_i Q_i \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right)}{2\pi \left\{ \left[ \sum_{i=1}^n H_i \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right) \right]^2 - \sum_{i=1}^n H_i^2 \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i a_i^2}{2} + H_i^2 \right)^2 \right\}} \quad (5)$$

Quadro 1 – Valores a sugeridos por Reynolds e Elrick (1986).

α (cm <sup>-1</sup> )	Tipo de solo
0,01	Argilas compactas (aterros, <i>liners</i> , sedimentos lacustres e marinhos).
0,04	Solos de textura fina, principalmente sem macroporos e fissuras.
0,12	Argilas até areias finas com alta a moderada quantidade de macroporos e fissuras.
0,36	Areia grossa, incluindo solos com macroporos e fissuras.

Nesse caso, o parâmetro  $\alpha$  é determinado por meio do ensaio, mediante a relação (Equação 6):

$$\alpha = K_{fs} / \phi_{Gm} \quad (6)$$

## Infiltrômetros de anel duplo

O método do infiltrômetro de anel duplo é um dos mais tradicionais, sendo empregado em diferentes áreas de conhecimento, devido, provavelmente, aos procedimentos simples de ensaios, à fácil interpretação dos resultados e à maior representatividade (volume de solo ensaiado) em relação a testes em furo de sondagem.

Durante o processo de infiltração, a condutividade hidráulica saturada pode ser obtida tanto na carga constante como na carga variável. A Figura 2 mostra os parâmetros de medição para obtenção da condutividade hidráulica saturada, que pode ser calculada de duas maneiras:

Para carga constante (Equação 7):

$$K_{fs} = Q / (At \cdot (H + Z_w) / Z_w) \quad (7)$$

E para carga variável (Equação 8):

$$K_{fs} = (Z_w \cdot \ln(H_2/H_1) / t) \quad (8)$$

Em que:

$K_{fs}$  [ $LT^{-1}$ ] = condutividade hidráulica saturada de campo;

$Z_w$  [L] = profundidade da frente de saturação;

$A$  [ $L^2$ ] = área transversal do anel;

$t$  [T] = tempo entre duas leituras;

$Q$  [ $L^3$ ] = volume de água infiltrada dentro do solo;

$H$  [L] = profundidade da água do anel quando é ensaiado a regime constante;

$H_1$  e  $H_2$  [L] = profundidades inicial da água no anel e no tempo zero e “t”, respectivamente.

Os experimentos feitos utilizando o método do permeâmetro Guelph foram conduzidos pela técnica de uma altura de carga segundo procedimentos de testes e cálculos sugeridos por Reynolds e Elrick (1986), enquanto para o método do infiltrômetro foram usados os procedimentos contidos na norma ASTM D3385 (2008).

Tendo em vista a análise comparativa dos resultados entre os dois métodos, e considerando que o do infiltrômetro permite apenas ensaios em superfície, aqueles com o permeâmetro Guelph foram também realizados superficialmente (profundidade média de 30 cm), porém evitando solos com elevada macroporosidade (*e.g.*, presença de furos de raízes e de insetos), de forma a não fornecerem resultados incoerentes ou não representativos do local devido ao pequeno volume de água que este método proporciona.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 reúne os resultados dos testes nas áreas de cultivo agrícola e cerrado, obtidos a partir de análises com o permeâmetro Guelph. Nessa tabela, são apresentados a condutividade hidráulica saturada ( $K_{fs}$ ), o potencial matricial de fluxo ( $f_{Gm}$ ) e o parâmetro  $\alpha$ , bem como a média geométrica de cada um desses parâmetros.

A Tabela 2 agrupa os resultados dos testes nessas mesmas áreas, alcançados por meio de testes com infiltrômetro de anel duplo. Nessa tabela são apresentadas a condutividade hidráulica saturada ( $K_{fs}$ ) e sua média geométrica.

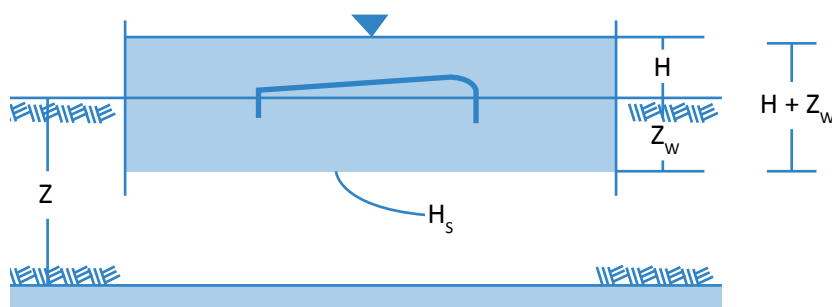


Figura 2 – Parâmetros para determinar a condutividade hidráulica saturada em infiltrômetros de anel duplo.



Tabela 1 – Resultados de ensaios com o permeâmetro Guelph realizados em áreas de cultivo agrícola e cerrado.

Ensaio	Coordenadas		$K_{fs}$	$\phi_m$	$\alpha$
#	S	W	cm/s	cm <sup>2</sup> /s	cm <sup>-1</sup>
C1	13° 38' 11,1"	45° 24' 23,3"	1,0E-02	4,1E-02	0,250
C2	13° 43' 01,4"	45° 54' 40,5"	1,6E-02	6,5E-02	0,250
C3	13° 15' 02,9"	45° 31' 36,4"	4,7E-03	1,9E-02	0,250
C4	12° 28' 10,7"	45° 09' 33,9"	7,1E-03	2,8E-02	0,250
C5	12° 10' 57,8"	45° 0,1' 29,5"	2,2E-04	8,7E-04	0,250
C6	12° 32' 01,1"	44° 28' 32,9"	4,8E-03	1,9E-02	0,250
C7	12° 52' 04,4"	44° 29' 47,4"	6,2E-03	2,5E-02	0,250
C8	11° 34' 16,3"	45° 37' 43,0"	6,2E-03	2,5E-02	0,250
C9	11° 59' 01,6"	45° 57' 49,3"	1,4E-02	5,5E-02	0,250
C10	9° 54' 25,0"	45° 20' 22,1"	7,2E-03	2,9E-02	0,250
C11	10° 49' 08,2"	45° 18' 44,2"	3,9E-03	1,6E-02	0,250
C12	11° 26' 11,6"	46° 51' 12,3"	2,1E-02	8,4E-02	0,250
C13	10° 10' 49,1"	46° 39' 59,9"	6,1E-03	2,4E-02	0,250
C14	10° 47' 06,5"	46° 12' 07,4"	2,1E-02	8,4E-02	0,250
C15	14° 34' 36,8"	45° 54' 05,5"	1,5E-02	6,0E-02	0,250
C16	15° 14' 45,5"	45° 30' 42,2"	4,0E-03	1,6E-02	0,250
C17	15° 29' 26,9"	45° 10' 23,1"	4,8E-03	1,9E-02	0,250
C18	15° 32' 59,7"	44° 35' 40,3"	8,7E-03	3,5E-02	0,250
C19	15° 55' 49,0"	44° 17' 32,8"	1,8E-03	9,5E-03	0,190
C20	16° 32' 25,0"	44° 21' 45,8"	2,7E-02	8,9E-02	0,300
C21	18° 10' 35,1"	45° 47' 12,6"	2,1E-02	8,4E-02	0,250
Média			7,0E-03	2,8E-02	0,250
A1	13° 37' 41,9"	45° 24' 32,5"	1,9E-03	9,4E-03	0,200
A2	13° 43' 03,9"	45° 55' 53,2"	1,8E-03	1,5E-02	0,120
A3	13° 14' 46,5"	45° 31' 00,9"	1,4E-03	1,1E-02	0,120
A4	13° 21' 31,0"	46° 02' 55,1"	1,8E-03	1,7E-02	0,100
A5	12° 48' 56,9"	46° 06' 22,2"	2,1E-03	1,8E-02	0,120
A6	12° 39' 33,6"	45° 35' 13,2"	1,5E-03	9,0E-03	0,170
A7	12° 31' 04,3"	44° 26' 19,1"	9,9E-05	2,4E-02	0,004
A8	12° 42' 32,6"	44° 33' 57,4"	1,3E-03	1,1E-02	0,120
A9	12° 04' 50,9"	45° 29' 07,5"	1,4E-03	1,2E-02	0,120
A10	11° 31' 49,7"	45° 37' 34,9"	1,7E-03	5,1E-03	0,320
A11	11° 57' 53,5"	45° 58' 24,8"	1,1E-03	2,7E-02	0,040
A12	12° 06' 50,2"	46° 01' 23,1"	1,1E-03	4,1E-02	0,030
A13	10° 33' 42,9"	45° 39' 19,7"	9,5E-04	7,9E-03	0,120
A14	11° 26' 08,6"	46° 51' 19,0"	1,7E-03	1,4E-02	0,120
A15	10° 52' 40,4"	46° 14' 29,1"	1,8E-03	1,5E-02	0,120
A16	14° 34' 05,4"	45° 53' 36,2"	2,5E-03	2,1E-02	0,120
A17	15° 13' 46,7"	45° 30' 48,8"	6,3E-03	1,2E-02	0,520
A18	17° 27' 55,8"	45° 11' 36,5"	3,0E-03	2,5E-02	0,120
A19	17° 45' 57,0"	45° 25' 03,7"	4,9E-03	4,1E-02	0,120
Média			1,6E-03	1,5E-02	0,100

C: cerrado; A: agrícola.

Tabela 2 – Resultados de ensaios com infiltrômetros realizados em áreas de cultivo agrícola e cerrado.

Ensaio	Coordenadas		$K_{fs}$
#	S	W	(cm/s)
C1	13° 38' 11,1"	45° 24' 23,3"	2,7E-02
C2	13° 43' 01,4"	45° 54' 40,5"	5,6E-02
C3	13° 15' 02,9"	45° 31' 36,4"	1,3E-02
C4	12° 28' 10,7"	45° 09' 33,9"	1,2E-02
C5	12° 10' 57,8"	45° 01' 29,5"	2,1E-03
C6	12° 32' 01,1"	44° 28' 32,9"	2,0E-02
C7	12° 52' 04,4"	44° 29' 47,4"	1,4E-02
C8	11° 34' 16,3"	45° 37' 43,0"	3,9E-02
C9	11° 59' 01,6"	45° 57' 49,3"	2,4E-02
C10	9° 54' 25,0"	45° 20' 22,1"	1,3E-02
C11	10° 49' 08,2"	45° 18' 44,2"	6,3E-03
C12	11° 26' 11,6"	46° 51' 12,3"	1,8E-02
C13	10° 10' 49,1"	46° 39' 59,9"	8,2E-03
C14	10° 47' 06,5"	46° 12' 07,4"	2,6E-02
C15	14° 34' 36,8"	45° 54' 05,5"	3,5E-02
C16	15° 14' 45,5"	45° 30' 42,2"	2,8E-02
C17	15° 29' 26,9"	45° 10' 23,1"	1,7E-02
C18	15° 32' 59,7"	44° 35' 40,3"	8,8E-03
C19	15° 55' 49,0"	44° 17' 32,8"	7,1E-03
C20	16° 32' 25,0"	44° 21' 45,8"	2,3E-02
C21	18° 10' 35,1"	45° 47' 12,6"	1,5E-02
Média			1,6E-02
A1	13° 37' 41,9"	45° 24' 32,5"	9,5E-04
A2	13° 43' 03,9"	45° 55' 53,2"	6,8E-03
A3	13° 14' 46,5"	45° 31' 00,9"	3,8E-03
A4	13° 21' 31,0"	46° 02' 55,1"	5,0E-03
A5	12° 48' 56,9"	46° 06' 22,2"	3,1E-03
A6	12° 39' 33,6"	45° 35' 13,2"	9,1E-04
A7	12° 31' 04,3"	44° 26' 19,1"	1,6E-03
A8	12° 42' 32,6"	44° 33' 57,4"	1,7E-03
A9	12° 04' 50,9"	45° 29' 07,5"	2,8E-03
A10	11° 31' 49,7"	45° 37' 34,9"	2,2E-03
A11	11° 57' 53,5"	45° 58' 24,8"	3,1E-03
A12	12° 06' 50,2"	46° 01' 23,1"	3,7E-03
A13	10° 33' 42,9"	45° 39' 19,7"	2,4E-03
A14	11° 26' 08,6"	46° 51' 19,0"	6,8E-03
A15	10° 52' 40,4"	46° 14' 29,1"	3,3E-04
A16	14° 34' 05,4"	45° 53' 36,2"	8,1E-03
A17	15° 13' 46,7"	45° 30' 48,8"	2,2E-02
A18	17° 27' 55,8"	45° 11' 36,5"	3,3E-02
A19	17° 45' 57,0"	45° 25' 03,7"	8,6E-03
Média		-	3,4E-03

C: cerrado; A: agrícola.



Esses resultados evidenciam diferenças tanto na comparação de valores médios entre métodos de ensaios (permeâmetro Guelph e infiltrômetros) como entre tipos de solo segundo seu uso e ocupação (solos de cultivo agrícola e cerrado). Para uma comparação quantitativa utilizando esses conjuntos de dados, foram realizados testes estatísticos de hipótese nula ( $H_0$ ). A hipótese  $H_0$  considera que as médias das duas populações são iguais, enquanto a hipótese alternativa  $H_1$  considera-as diferentes. As populações analisadas nessas comparações foram:

- Os resultados dos dois métodos de campo (permeâmetro Guelph e infiltrômetros);
- Os resultados quanto aos tipos de uso do solo (cultivo agrícola e cerrado).

As análises estatísticas para verificação da  $H_0$  foram os testes  $t$  ( $t_1$  ou  $t_2$ , dependendo da igualdade ou diferença dos desvios padrões segundo teste F) e o teste F, necessário para verificar a igualdade dos desvios padrões da variância. Esses testes são os mais recomendados devido ao número reduzido de amostras e porque apenas os desvios padrões amostrais são conhecidos. A estatística paramétrica foi possível pelo emprego do logaritmo natural dos dados amostrais de cada população, uma vez que esses elementos apresentam distribuição log-normal (típica de populações compostas por dados de condutividade hidráulica saturada).

A Tabela 3 resume os resultados desses testes de hipóteses, os quais são interpretados a partir de  $P$ , que representa a probabilidade de errar ou aceitar o resultado observado como válido. Assim, ao testar uma hipótese nula para um determinado nível de significância estipulado para o estudo ( $\alpha=5\%$ ), a hipótese será aceita se a estiver contido nesse intervalo de probabilidade (ou seja,  $P>\alpha$ ), caso contrário,  $H_0$  será rejeitada.

Os valores  $P$  obtidos pelo teste  $t$  Student são menores do que o nível de significância de 5% em todos os casos. A hipótese nula que afirma igualdade de médias (entre métodos ou tipos de uso de solo) é, portanto, rejeitada, passando a validar a hipótese alternativa ( $H_1$ ). Conseqüentemente, os métodos Guelph e infiltrômetro produzem resultados de condutividade hidráulica estatisticamente diferentes. Essa afirmação é válida para todos os dados ( $P=0,04$ ), apenas para os dos ensaios em cultivo agrícola ( $P=0,02$ ) e para aqueles provenientes de cerrado ( $P=0,06$ ).

Um confronto entre os dados experimentais obtidos por ambos os métodos pode ser observado na Figura 3, na qual os resultados obtidos pelo permeâmetro Guelph são menores do que os do infiltrômetro. A partir desses resultados verifica-se que a relação entre condutividades hidráulicas médias  $K_{fs}$  (Infiltrômetro)/ $K_{fs}$  (Guelph) é igual a 2,2.

**Tabela 3 – Resultados dos testes de hipóteses para comparação de valores médios de  $K_{fs}$  provenientes de diferentes métodos (Guelph e infiltrômetros) e tipos de uso do solo (cultivo agrícola e cerrado).**

Dados	Comparações				Valores P Testes	
	Entre métodos		Entre tipos de uso do solo			
	$K_{fs}$ médio		$K_{fs}$ médio			
	Guelph	Infiltrômetro	Agrícola	Cerrado	F*	T**
Todos	3,5E-03	7,6E-03	-	-	0,947	0,004
Agrícola	1,6E-03	3,4E-03	-	-	0,146	0,020
Cerrado	7,0E-03	1,6E-02	-	-	0,395	0,006
Guelph	-	-	1,6E-03	7,0E-03	0,297	0,000
Infiltrômetro	-	-	3,4E-03	1,6E-02	0,184	0,000

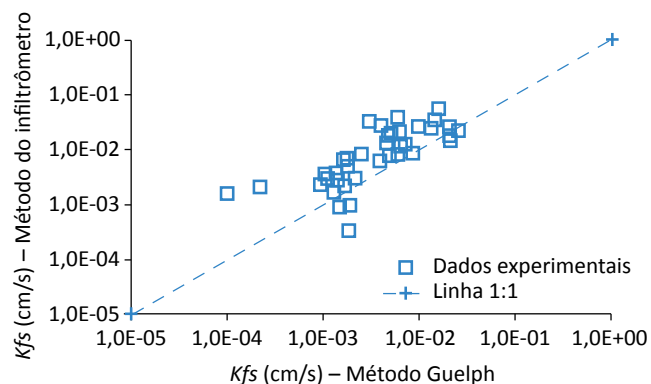
t:  $t_1$ , se  $\alpha(F)\geq 0,05$ ; caso contrário,  $t_2$ ; \* $H_0$  aceita para  $\alpha=5\%$ ; \*\* $H_1$  aceita para  $\alpha=5\%$ .

Este valor deve estar relacionado ao menor volume de amostra ocupada durante a infiltração, uma vez considerados os efeitos capilares em sua formulação e pelo fato de serem evitadas zonas de macroporos se comparado com o infiltrômetro. Trabalhos como os de Mohanty *et al.* (1994) e Gintanau (2011) têm mostrado que, entre os métodos de campo, os infiltrômetros apresentam sempre os valores mais altos de condutividade hidráulica, em razão do maior volume de solo ocupado durante o ensaio.

De forma análoga, a Tabela 3 mostra que a comparação dos resultados de condutividade hidráulica obtidos para cada solo (cerrado e cultivo agrícola), pelo método do permeâmetro Guelph (valor  $P=0$  para o teste  $t$ ) ou de infiltrômetros (valor  $P=0$  para o teste  $t$ ), produz resultados estatisticamente diferentes.

A Figura 4 apresenta os valores de  $K_{fs}$ , estatisticamente, e os valores médios e dispersão dos resultados provenientes de ambos os métodos, em forma de *box-plot*, para solos de cerrado e cultivo agrícola. Esses resultados exibem relações entre condutividades hidráulicas médias  $K_{fs}$  (cerrado)/ $K_{fs}$  (agrícola) iguais a 4,4 e 4,6, fruto dos testes com permeâmetro Guelph e infiltrômetros, respectivamente.

Como pode ser observado na Figura 4, é evidente a superioridade dos valores de  $K_{fs}$  obtidos para as áreas de cerrado em relação às de cultivo agrícola, o que é

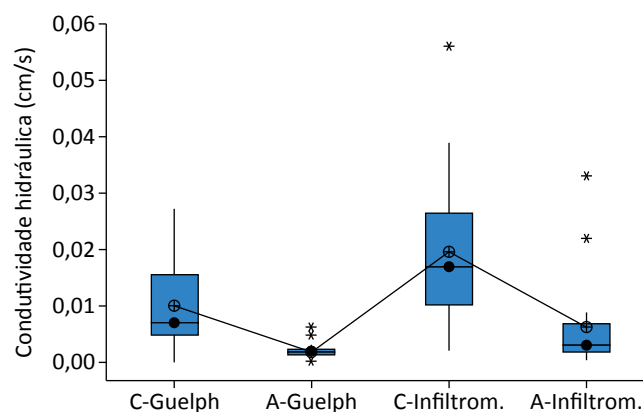


**Figura 3 – Confronto de resultados de  $K_{fs}$  entre métodos de medição.**

coerente com o fato de serem áreas de preservação — e, portanto, inalteradas pela ação antrópica — e por apresentarem maior macroporosidade em razão da interferência biológica (raízes e atividade de insetos — formigas, cupins etc.). Ao contrário do cerrado, os solos das áreas de cultivo agrícola apresentam intensa alteração antrópica, com  $K_{fs}$  menores — sejam medidas pelo método Guelph ou por infiltrômetros — em razão da maior densidade ocasionada pelas práticas de manejo e cultivo.

Os resultados da Figura 4 são similares aos encontrados por Silva *et al.* (2014), utilizando infiltrômetros de anel duplo em solos de textura média na cidade de Rio Verde, Goiás, onde foi observada a redução de  $K_{fs}$  de solos em área de cultivo em torno de quatro vezes em relação a solos de cerrados.

Testes semelhantes foram realizados por Viana e Donagemma (2016), porém utilizando o permeâmetro Guelph em solos arenosos na Chapada Gaúcha, Minas Gerais, e em Campo Verde, Mato Grosso. Nesse estudo se observou redução de  $K_{fs}$  de solos em área de cultivo entre quatro a oito vezes em relação a solos de cerrados. No entanto, testes em solos de textura argilosa, como os realizados por Batista e Sousa (2015) na cidade de Iporá, Goiás, mostraram diferenças de resultados do ponto de vista estatístico.



**Figura 4 – Confronto de resultados de  $K_{fs}$  (*box-plot*) provenientes de solos com diferentes tipos de uso (cerrado e cultivo agrícola).**

## CONCLUSÕES

A avaliação da influência do uso do solo em extensa área do território brasileiro, do ponto de vista hidráulico, utilizando os métodos do permeâmetro Guelph e do infiltrômetro de anel duplo, apresentou resultados que devem ser considerados na análise da recarga do aquífero.

Observou-se que a condutividade hidráulica em solos inalterados (cerrado) apresentou valores em média 4,5 vezes maiores do que em solos com intensa atividade antrópica (cultivo agrícola). A análise estatística comparativa determinou que as condutividades hidráulicas médias desses solos (independentemente do método de medição utilizado) são estatisticamente diferentes para o nível de significância de 5%. Do ponto de vista geotécnico, esses solos com distinto uso apresentam semelhante característica textural, porém diferem em densidade e macroporosidade decorrentes das práticas de manejo para cultivo. Esses resultados sugerem a intensa utilização agrícola de solos, que interfere

de maneira significativa no processo de infiltração de águas, prejudicando a recarga de aquíferos. Tal constatação é preocupante, haja vista tratar-se de importante fronteira agrícola em expansão no país, implantada em área de exposição do Aquífero Urucuaia, e que utiliza águas deste sistema em grande escala.

De forma similar, a análise estatística comparativa entre os resultados de condutividade hidráulica obtidos pelos métodos Guelph e de infiltrômetro mostrou que, para os tipos de solos analisados (cerrado inalterado e cultivado), os resultados são estatisticamente diferentes para o nível de significância de 5%. As condutividades hidráulicas resultantes dos ensaios com infiltrômetro de anel duplo são, em média, 2,2 vezes maiores do que as obtidas com o permeâmetro Guelph, reforçando a hipótese de que os ensaios de anel duplo sofrem maior influência da macroporosidade do solo por ensaiar uma área superficial maior do que o método Guelph.

## REFERÊNCIAS

- ALFARO SOTO, M. A.; BASSO, J. B.; CHANG, H. K.; VAN GENUCHTEN, M. T. Simulação de fluxo e transporte de íons de vinhaça através de vertente da formação Rio Claro. *Revista Brasileira de Águas Subterrâneas*, v. 29, n. 2, p. 162-174, 2015.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). *ASTM D3385*. Standard test method for infiltration rate of soils in field using double-ring infiltrometer. Estados Unidos: ASTM, 2008. 8p.
- BATISTA, D. F.; SOUSA, F. A. Avaliação da condutividade hidráulica do solo sobre condições de cobertura por cerrado e pastagem. *Revista Eletrônica do Curso de Geografia*, n. 25, 2015. Disponível em: <<https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/35332/0>>. Acesso em: jan. 2016.
- CORRÊA, J. C. Efeito de métodos de cultivo em algumas propriedades físicas de um Latossolo Amarelo muito argiloso do Estado do Amazonas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 20, p. 1317-1322, 1985.
- DANIEL, D. E. In situ Hydraulic Test for Compacted Clay. *Journal of Geotechnical Engineering*, v. 115, n. 9, p. 1205-1226, 1989.
- GHANI, F.; TABATABAEI, S. H.; SHAYANNEJAD, M.; GHORBANI DASHTAKI, S. H. Comparison of four in-situ methods for measuring saturated hydraulic conductivity. *Water Engineering*, v. 5, n. 15, p. 57-68, 2013.
- GINTANAU, S. H. *Application of Guelph permeameter and double-ring infiltrometer for determination of field permeability values*. 71f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade de Tecnologia da Malásia, 2011.
- GUPTA, R. K.; RUDRA, R. P.; DICKINSON, W. T.; PATNI, N. K.; WALL, G. J. Comparison of saturated hydraulic conductivity measured by various held methods. *Transactions of the ASAE*, v. 36, n. 1, p. 51-55, 1993.
- JOSÉ, J. V.; REZENDE, R.; MARQUES, P. A. A.; GONÇALVES, A. C. A.; SOUZA, R. S. Variabilidade espacial de variáveis físico-hídricas de dois latossolos da região noroeste do estado do Paraná. *Irriga*, Botucatu, v. 17, n. 2, p. 208-219, abr.-jun. 2012.

- KANWAR, R. S.; RIZVI, H. A.; AHMED, M.; HORTON JR., R.; MARLEY, S. J. Measurement of field-saturated hydraulic conductivity by using Guelph and velocity permeameters. *Transactions of the ASAE*, v. 32, p. 1885-1890, 1990.
- LEE, I. K.; WHITE, W.; INGLES, O. G. *Geotechnical Engineering*. Estados Unidos: Pitman Publishing, 1983. 508 p. Cap 2.
- MOHANTY, B. P.; KANWAR, R. S.; EVERTS, C. J. Comparison of saturated hydraulic conductivity measurement methods for a glacial-till soil. *Soil Science Society of America Journal*, v. 58, p. 672-677, 1994.
- NOGAMI, J. S.; VILLIBOR, D. F. *Pavimentação de baixo custo com solos lateríticos*. São Paulo: Villibor, 1995. 213p.
- PIRES, B. S.; DIAS JUNIOR, M. S.; ROCHA, W. W.; ARAÚJO JÚNIOR, C. F.; CARVALHO, R. C. R. Modelos de capacidade de suporte de carga de um latossolo vermelho-amarelo sob diferentes usos e manejos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 2, p. 635-642, 2012.
- REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. E. A method for simultaneous in situ measurement in the vadose zone of field saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the conductivity-pressure head relationships. *Ground Water Monitoring Review*, v. 6, n. 1, p. 84-95, 1986.
- REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. E. In situ measurement of field saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the  $\alpha$ -parameter using the Guelph permeameter. *Soil Science*, v. 140, n. 4, p. 292-302, 1985.
- SILVA, N. F.; CUNHA, F. N.; OLIVEIRA, R. C.; CABRAL, F. R.; TEIXEIRA, M. B.; CARVALHO, J. J. Características físico-hídricas de um latossolo sob diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 8, n. 5, p. 375-390, 2014.
- SOILMOISTURE EQUIPMENT CORP. *Guelph Permeameter*. Operating – Instructions, Soilmoisture manual. Estados Unidos: Soilmoisture Equipment Corp., 1986. 25p.
- VERBIST, K.; CORNELIS, W. M.; TORFS, S.; GABRIELS, D. Comparing methods to determine hydraulic conductivities on stony soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, p. 25-42, 2013.
- VIANA, J. H. M.; DONAGEMMA, G. K. O solo sob ameaça: conexões necessárias ao manejo e conservação do solo e água. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, Foz do Iguaçu. *Anais...* Curitiba: SBCS; Londrina: IAPAR, 2016.
- WANG, H.; SONG, S.; TANG, X. Comparison of determination methods for saturated soil hydraulic conductivity with Guelph infiltrometer. Nongye Gongcheng Xuebao. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, v. 28, n. 24, p. 99-104, 2012.



# ANT ASSEMBLAGES (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) ASSOCIATED TO ENVIRONMENTS OF A RURAL PROPERTY IN THE EXTREME WESTERN REGION OF THE STATE OF SANTA CATARINA

ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) ASSOCIADAS A AMBIENTES DE UMA PROPRIEDADE RURAL DO EXTREMO OESTE CATARINENSE

## *Junir Antonio Lutinski*

PhD. in Animal Biodiversity at the Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Professor of the Graduate Program in Health Science, Universidade Comunitária Regional de Chapecó (Unochapecó) – Chapecó (SC), Brazil.

## *Cladis Juliana Lutinski*

MSc. in Environmental Science, Unochapecó. Biologist of Biology Laboratory, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – Chapecó (SC), Brasil.

## *Juliane Freitag Beling*

Nursing Student, Unochapecó – Chapecó (SC), Brazil.

## *Maria Assunta Busato*

PhD. in Biology, Universitat de Barcelona. Professor of the Graduate Program in Health Science, Unochapecó – Chapecó (SC), Brazil.

## *Vanessa Corralo*

PhD. in Biology, UFSM. Professor of the Graduate Program in Health Science, Unochapecó – Chapecó (SC), Brazil.

### **Corresponding address:**

Junir Antonio Lutinski – Rua Beija-Flor, 254 E – Efapi – CEP 89809-760 – Chapecó (SC), Brasil –  
E-mail: junir@unochapeco.edu.br

**Received on:** 08/02/2016

**Accepted on:** 11/30/2017

## **ABSTRACT**

The conversion of natural environments into agricultural areas has led to habitat fragmentation and caused impacts on biological communities. This study evaluated the richness and abundance of ant assemblages from different environments within a small rural property. The study was conducted in December 2015 in the Palma Sola municipality, extreme western region of the state of Santa Catarina, Brazil. The sampled environments included a permanent preservation area, a forest fragment, a corn crop, a tobacco crop and a pine reforestation. Pitfall traps and manual collections were used. The observed richness totaled 69 species. Only two species, *Camponotus rufipes* and *Pheidole lignicola*, occurred in the five environments sampled. Overall, 65.3% of the variation in ants' occurrence, according to the sampled environments, was explained by the principal component analysis (PCA) components. This study presents new results on the ant diversity from rural areas, and may provide potential subsidies for management and conservation plans.

**Keywords:** agro ecosystems; agrochemicals; ant fauna; conservation; richness.

## **RESUMO**

A transformação de ambientes naturais em áreas agrícolas vem provocando a fragmentação ambiental e gerando impactos sobre as comunidades de organismos. Este estudo avaliou a riqueza e a abundância das assembleias de formigas de ambientes que compõem uma propriedade rural. O estudo foi conduzido no município de Palma Sola, extremo oeste catarinense, no mês de dezembro de 2015. Os ambientes avaliados foram uma área de preservação permanente, um fragmento florestal, uma lavoura de milho, uma lavoura de tabaco e um reflorestamento de *pinus*. Foram utilizadas armadilhas de queda e coleta manual. A riqueza amostrada foi de 69 espécies. Apenas duas espécies, *Camponotus rufipes* e *Pheidole lignicola*, ocorreram nos cinco ambientes amostrados. Ao todo, 65,3% da variação das ocorrências de formigas segundo os ambientes amostrados foi explicada pelos componentes da análise de componentes principais (ACP). Este estudo apresenta indicativos da diversidade presente em ambientes rurais e pode representar subsídios para planos de manejo e conservação.

**Palavras-chave:** agroecossistemas; agrotóxicos; mirmecofauna; conservação; riqueza.

## INTRODUCTION

The conversion of natural environments into agricultural areas (TANENTZAP *et al.*, 2015) has led to a growing concern about the impacts on biological communities caused by monocultures, habitat fragmentation and pesticide use (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; EDWARDS *et al.*, 2014). However, little is known about the impacts of conventional agricultural crops on the richness and abundance of organisms inhabiting directly affected areas. Likewise, it remains poorly known the role of small forest fragments, permanent preservation areas (APP) and reforestations as potential reservoirs (DECOCQ *et al.*, 2016), contributing for the maintenance of insect diversity in the mosaic of environments that typically compose small rural properties.

The western region of the Brazilian state of Santa Catarina is characterized, with regard to its economy, by the family farming with the predominance of small properties (up to 25 hectares), whose livelihood is based on grain planting (corn, soy, beans, and wheat), milk production, pig farming, poultry and tobacco production (IBGE, 2015). The land used on these farms is often characterized by a fragmented environment destined to distinct activities. It includes environments destined to agricultural crops, pastures, permanent preservation, conservation, and reforestation (LUTINSKI *et al.*, 2017). The biological communities in such environments suffer varying impacts related to agricultural activities, ranging from minimal impacts in preserved fragments to more severe impacts in the cultivated areas, as for instance the frequent use of pesticides (herbicides, insecticides, nematicides and fungicides) (CHAGNON *et al.*, 2015).

The study of ant assemblages in small farms contributes for understanding the key factors for the ant diversity conservation, as well as to the sustainability of the different farm environments, given that Formicidae is one of the most diverse insect *taxa* (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; LUTINSKI *et al.*, 2017; HOLDEFER *et al.*, 2017), characterized by its wide distribution and high richness and abundance in terrestrial environments (PÉREZ-SÁNCHEZ *et al.*, 2013; WIELGOSS *et al.*, 2013). The number of studies on the occurrence of ants in agricultural ecosystems is growing, and though these studies discuss ecological aspects of some species of major importan-

ce (CHEVALIER *et al.*, 2013; PÉREZ-SÁNCHEZ *et al.*, 2013; HOLDEFER *et al.*, 2017), they do not clearly emphasize the diversity of assemblages or aspects that could interfere on the ants conservation.

Ants have been regarded as bioindicator organisms due to their wide distribution, rapid response to environmental changes and biological relevance in different trophic levels (CREPALDI *et al.*, 2014; BHARTI *et al.*, 2016; LUTINSKI *et al.*, 2017). In agro ecosystems, ants act in seed dispersal, soil enrichment and aeration, although species like *Atta* spp. and *Acromyrmex* spp. may damage crops (LUTINSKI *et al.*, 2008; 2017; NICKELE *et al.*, 2016).

The ants present high richness of species and are ecologically important in the different strata of terrestrial ecosystems (BACCARO *et al.*, 2015). The richness and diversity of ants tend to increase according to the complexity of the environments, due to the greater availability of present niches (ROCHA *et al.*, 2015; HOLDEFER *et al.*, 2017). In order to evaluate the environmental impact of these insects, it has been proposed that these insects should be used as a tool for the environmental monitoring of areas under anthropogenic disturbance conditions.

The ants present characteristics such as the easy sampling, high abundance, broad geographic distribution, importance in the functioning of the ecosystems, and well-known ecology and taxonomy (AGOSTI *et al.*, 2000; ROCHA *et al.*, 2015). Ants have been used in the evaluation of pesticide contamination, in habitat disturbances, in the evaluation of the impact of deforestation (ILHA *et al.*, 2009), in the urbanization process impact (LUTINSKI *et al.*, 2013a), in the monitoring of mining areas (ROCHA *et al.*, 2015) and energy production (LUTINSKI *et al.*, 2017). Studies focusing on the diagnosis and conservation of the ant fauna on rural properties in the south of Brazil are rare (HOLDEFER *et al.*, 2017). In this context, researches are needed to identify resilient species capable of colonizing such environments and exploring the importance of permanent preservation and environmental protection areas for biodiversity conservation in small rural properties.

The knowledge about the richness and abundance of ant assemblages in a given ecosystem can support con-

ervation plans (ILHA *et al.*, 2009; LAWES *et al.*, 2017). Information on the ant fauna from small farm environments contributes to understand the impact of conventional farming monocultures on these insects, and to comprehend the role of protected environments as biodiversity reservoirs.

In this context, the aims of this study were:

- To characterize the ant assemblages in five environments from a rural property located in the extreme western region of Santa Catarina;
- To compare the five environments regarding the richness of their ant assemblages;
- To evaluate the relationship between the abundance of ant assemblages and the five environments sampled within the rural property.

## MATERIAL AND METHODS

### Characteristics of the sampled environments

The study was conducted in a rural property located in the municipality of Palma Sola (26°37'19"S, 53°40'01"W), extreme western region of the state of Santa Catarina, Brazil. The study site is an area of approximately 19 ha composed by small fragments of Atlantic forest (mixed ombrophilous forest), a permanent preservation area (PPA) alongside the river Tracutinga, pasture areas, a pine reforestation fragment (*Pinus elliottii* Engelm.), an area occupied by the property buildings, and the remaining area occupied by crops of corn (*Zea mays* L.), bean (*Phaseolus vulgaris* L.) and tobacco (*Nicotiana tabacum* L.). The local climatic type is characterized as "mesothermal superhumid subtropical humid", without a dry season and with regular frosts and rainfall evenly distributed along the year (RAMOS *et al.*, 2009).

We sampled five environments with approximately one ha each, as it follows:

- A PPA with a 30-year conservation history, formed by riparian native forest with sparse undergrowth vegetation;

### Ant collection

We did a sampling in December 2015 using pitfall traps and manual collections in all environments. The pitfall traps consisted of plastic cups with 500 mL capacity (10 cm in diameter by 12 cm in height) buried at the ground level (LUTINSKI *et al.*, 2013b). In each trap, we added 150 mL of water and two detergent drops in order to break the water surface tension, causing the insects to sink immediately after falling into the trap. In each environment we installed 10 pitfalls along a linear transect perpendicular to the edge, observing

- A forest fragment (FF) with no history of deforestation and with a dense undergrowth vegetation;
- A pine reforestation (PR) aged 20 years, with sparse undergrowth vegetation formed by shrubs and local native plants;
- A corn crop (CC), conventionally cultivated in pre-harvest stage, where the following pesticides were used: acaricide belonging to the group of organophosphates (O, S-dimethyl-acetylphosphoramidothioate) (acephate); neonicotinoid insecticide (1-(6-chloro-3-pyridylmethyl) -N-nitroimidazolidin-2-ylideneamine (imidacloprid) and the aminophosphorade herbicide N-(phosphonomethyl)-glycine) (glyphosate), with one application during cultivation;
- A tobacco crop (TC), conventionally cultivated in pre-harvest stage, where the following pesticides were used: acephate, imidacloprid and glyphosate, with one application during cultivation.

the distance of 10 meters between consecutive traps (LUTINSKI *et al.*, 2013b). The traps were kept open during a period of 48 hours.

Manual sampling was conducted following a random transect for one hour in each environment, using a gripper and a cotton swab moistened in alcohol for catching the specimens. In the FF, PPA and PR, samplings were carried out on the soil, shrubs and tree trunks up to a maximum height of two meters; in the TC and CC, samplings were performed directly on the soil.

## Identification of the collected material

The collected material was placed in vials containing 70% alcohol, labeled and transported to the Entomology Laboratory of the Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó) for

## Statistical analysis

Richness was defined as the number of species that occurred in each sample. Abundance was defined based on the relative frequency (*i.e.*, the number of records of a given species in each trap) — and not based on the number of individuals —, which is more suited for studies of ant assemblages because it minimizes the effects of foraging habit and colony size (LUTINSKI *et al.*, 2017). The relative frequency of each species in each environment was calculated by the following equation:  $F = F_i \times 100 / F_t$ , in which  $F_i$  is the number of occurrences of a given species in a given environment, and  $F_t$  is the total number of occurrences of that species in a given environment.

In order to verify the sampling sufficiency, we did a comparison between the species observed in the samples (Sobs) and the value generated by the Chao 2 es-

timator. This comparison allows inferring how much a survey approximates to an all-species sampling in a given environment. The richness estimates for each environment were obtained using the software EstimateS 8.2. The richness of ants sampled in each environment was compared by a rarefaction analysis based on species occurrences. This analysis was performed in the software EcoSim 7 (GOTELLI; ENTSMINGER, 2001).

The relationship between ant species and the different environments was verified through the principal component analysis (PCA). Forty-four ant species were excluded from this analysis due to their small number of occurrences in the samples ( $\leq 2$ ). The data were previously transformed into  $\text{Log}(x + 1)$  and then analyzed using the software Past (HAMMER *et al.*, 2001).

The relationship between ant species and the different environments was verified through the principal component analysis (PCA). Forty-four ant species were excluded from this analysis due to their small number of occurrences in the samples ( $\leq 2$ ). The data were previously transformed into  $\text{Log}(x + 1)$  and then analyzed using the software Past (HAMMER *et al.*, 2001).

## RESULTS

We identified 69 species belonging to 22 genera, 15 tribes and eight subfamilies (Table 1). The ant assemblage from the forest fragment had the highest richness of species ( $S = 37$ ), followed by the PPA ( $S = 35$ ), PR ( $S = 25$ ), CC ( $S = 13$ ) and TC ( $S = 9$ ) assemblages. Only two species, *Camponotus (Myrmotherix) rufipes* (Fabricius, 1775) and *Pheidole (Pheidole) lignicola* (Mayr, 1887), occurred in all five sampled environments. Overall, 38 (55%) species occurred in only one environment. The assemblage of the FF had *Gnamptogenys striatula* (Mayr, 1884), *Pachycondyla striata* (F. Smith, 1858) and *Heteroponera inermis* (Emery, 1894) as the most frequent species. In the PPA, the most frequent species were *G. striatula*, *Pheidole (Pheidole) risii* (Forel, 1892) and *Pogonomyrmex angustus* (Mayr, 1870); in the PR, the most frequent species were *P. striata*, *P. lignicola* and *Pheidole* sp. 2; in CC, *Dorymyrmex brunneus* (Forel, 1908) and *C. rufipes*; and in TC, *Solenopsis* sp. 1 and *P. lignicola* (Table 1).

The major difference (100%) between the observed (Sobs) and the estimated richness (Chao 2) was found for the ant assemblages of the CC (Chao 2 = 26) and TC

(Chao 2 = 18). In the FF, in turn, this difference was 76% (Chao 2 = 65), whereas in the PR it was of 72% (Chao 2 = 43), and in the PPA it decreases to 52% (Chao 2 = 54). The trend for increasing the species richness if additional samples were made is evident by the rarefaction curves, because none of the environments reached an asymptote. The FF and the PPA presented the highest richness, whilst the lowest richness occurred in the TC environment (Figure 1).

Altogether, 65.30% of the variation in the occurrence of ants, according to the sampled environments, was explained by the first (eigenvalue: 0.17; % of variance: 39.00) and second (eigenvalue: 0.12; % of variance: 26.30) PCA components. Three species showed a positive association with the samplings made in the FF and PPA: *G. striatula*, *P. risii* and *P. striata*; two species with the sampling made in the PR: *P. lignicola* and *Pheidole* sp. 2; and four species with the sampling carried out in the CC and TC: *C. rufipes*, *D. brunneus*, *Pheidole* sp. 4 and *Solenopsis* sp. 1. All other ant species occurred regardless of the environment type (Figure 2).



**Table 1 – Richness and frequency of ant assemblages sampled in five environments of a rural property in the municipality of Palma Sola, western Santa Catarina, Brazil (December 2015).**

<b>Taxon</b>	<b>PPA</b>	<b>FF</b>	<b>CC</b>	<b>TC</b>	<b>PR</b>
<b>Subfamily Dolichoderinae</b>					
<b>Tribe Dolichoderina</b>					
<i>Dorymyrmex brunneus</i> (Forel, 1908)			0.17	0.04	0.02
<i>Linepithema gallardoii</i> (Kusnezov, 1969)		0.01			
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)	0.04	0.03			
<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)	0.07				
<i>Linepithema micans</i> (Forel, 1908)	0.01				
<i>Linepithema</i> sp.					0.02
<b>Subfamily Ecitoninae</b>					
<b>Tribe Ecitonini</b>					
<i>Labidus praedator</i> (F. Smith, 1858)		0.01			0.02
<b>Subfamília Ectatomminae</b>					
<b>Tribo Ectatommini</b>					
<i>Gnamptogenys striatula</i> (Mayr, 1884)	0.11	0.16			0.02
<i>Gnamptogenys</i> sp. 1	0.01				
<i>Gnamptogenys</i> sp. 2	0.01				
<b>Subfamily Formicinae</b>					
<b>Tribe Camponotini</b>					
<i>Camponotus (Myrmaphaenus) blandus</i> (F. Smith, 1858)				0.04	
<i>Camponotus (Myrmepomis) sericeiventris</i> (G.-M., 1838)	0.01				
<i>Camponotus (Myrmobrachys) crassus</i> (Mayr, 1862)		0.01	0.04		0.02
<i>Camponotus (Myrmothrix) cingulatus</i> (Mayr, 1862)		0.01			
<i>Camponotus (Myrmothrix) rufipes</i> (Fabricius, 1775)	0.01	0.03	0.17	0.04	0.04
<i>Camponotus (Pseudocolobopsis) alboannulatus</i> (Mayr, 1887)	0.01	0.01			
<i>Camponotus (Tanaemyrmex) lespesii</i> (Forel, 1886)	0.01				
<i>Camponotus</i> sp. 1		0.01	0.04		0.02
<i>Camponotus</i> sp. 2		0.01			
<i>Camponotus</i> sp. 3		0.01	0.04		0.02
<i>Camponotus</i> sp. 4	0.01				
<i>Camponotus</i> sp. 5		0.01			
<b>Tribe Plagiolepidini</b>					
<i>Brachymyrmex (Brachymyrmex) aphidicola</i> (Forel, 1909)	0.03				
<i>Brachymyrmex (B.) coactus</i> (Mayr, 1887)				0.15	
<i>Brachymyrmex</i> sp.	0.01				
<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr, 1862)	0.03				0.02
<i>Nylanderia</i> sp.	0.04				
<b>Subfamily Heteroponerinae</b>					
<b>Tribe Heteroponerini</b>					
<i>Heteroponera inermis</i> (Emery, 1894)		0.07			
<i>Heteroponera mayri</i> (Kempf, 1962)		0.01			
<b>Subfamily Myrmicinae</b>					
<b>Tribe Attini</b>					
<i>Acromyrmex (Acromyrmex) disciger</i> (Mayr, 1887)	0.01	0.01			
<i>Acromyrmex (A.) niger</i> (F. Smith, 1858)	0.01	0.01	0.04		0.02
<i>Acromyrmex (A.) subterraneus</i> (Forel, 1893)					0.02
<i>Apterostigma pilosum</i> (Mayr, 1865)		0.03			

Continue...

Table 1 – Continuation.

Taxon	PPA	FF	CC	TC	PR
<i>Apterostigma wasmannii</i> (Forel, 1892)		0.01			
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1853)	0.01				
<i>Mycocepurus goeldii</i> (Forel, 1893)	0.03				
Tribe Blepharidattini					
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)					0.04
Tribe Cephalotini					
<i>Cephalotes pallidicephalus</i> (F. Smith, 1876)		0.01			
<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)	0.01	0.01			0.02
<i>Cephalotes</i> sp. 1		0.01			
<i>Cephalotes</i> sp. 2	0.01	0.01			
<i>Procryptocerus convergens</i> (Mayr, 1887)		0.01			0.02
Tribe Crematogastrini					
<i>Crematogaster (Neocrema) corticicola</i> (Mayr, 1887)		0.01			
<i>Crematogaster</i> sp. 1		0.01			
<i>Crematogaster</i> sp. 2		0.01			
Tribe Myrmicini					
<i>Pogonomyrmex angustus</i> (Mayr, 1870)	0.07	0.03			
<i>Pogonomyrmex naegelii</i> (Forel, 1878)			0.04		0.02
Tribe Pheidolini					
<i>Pheidole (Pheidole) brevicona</i> (Mayr, 1887)	0.03	0.03		0.04	
<i>Pheidole (Pheidole) lignicola</i> (Mayr, 1887)	0.05	0.04	0.13	0.22	0.14
<i>Pheidole (Pheidole) risii</i> (Forel, 1892)	0.08	0.03			0.06
<i>Pheidole</i> sp. 1	0.03	0.03			
<i>Pheidole</i> sp. 2	0.05		0.04		0.12
<i>Pheidole</i> sp. 3	0.03				
<i>Pheidole</i> sp. 4			0.13	0.15	0.04
<i>Pheidole</i> sp. 5			0.04		
<i>Pheidole</i> sp. 6		0.03			
<i>Pheidole</i> sp. 7		0.01			
Tribe Solenopsidini					
<i>Solenopsis saevissima</i> (F. Smith, 1855)					0.02
<i>Solenopsis</i> sp. 1	0.03		0.08	0.30	
<i>Solenopsis</i> sp. 2			0.04		0.04
Subfamily Ponerinae					
Tribe Ponerini					
<i>Hypoponera distinguenda</i> (Emery, 1890)	0.01				
<i>Hypoponera trigona</i> (Mayr, 1887)				0.04	
<i>Hypoponera</i> sp. 1	0.01				
<i>Hypoponera</i> sp. 2	0.01				
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)					0.04
<i>Pachycondyla striata</i> (F. Smith, 1858)	0.05	0.09			0.18
<i>Pachycondyla villosa</i> (Fabricius, 1804)	0.01	0.04			0.02
Subfamily Pseudomyrmecinae					
Tribe Pseudomyrmecini					
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)		0.01			0.02
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> (F. Smith, 1855)	0.01	0.01			

PPA: permanent preservation area; FF: forest fragment; CC: corn crop; TC: tobacco crop; PR: pine reforestation.

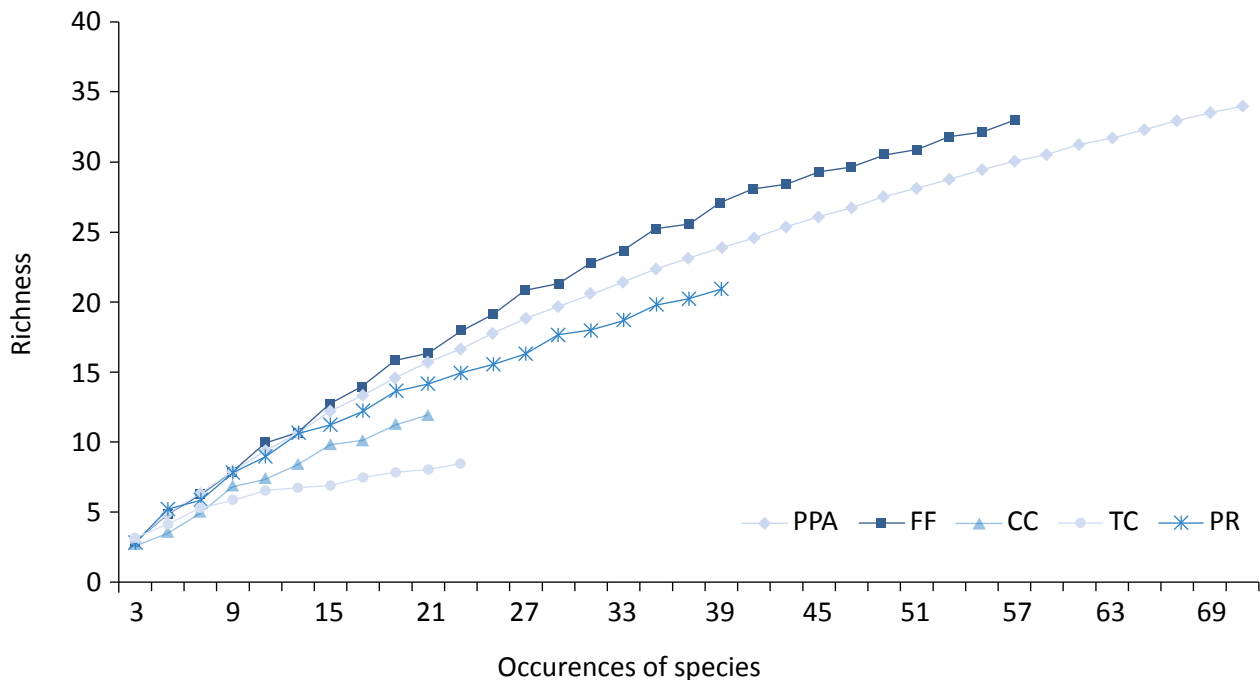
## DISCUSSION

The richness of ants found in the studied rural property represents 33.3% of the ant fauna currently known for the western region of Santa Catarina (ULYSSEÁ *et al.*, 2011; LUTINSKI *et al.*, 2013a; LUTINSKI *et al.*, 2017). This study represents the first survey of ants made in the municipality of Palma Sola, as well as it constitutes the first ant survey performed within a rural environment in the region. The ant assemblages found in the PPA and in the FF were similar in richness. However, they were 32.4%, 64.8% and 75.6% higher in richness than the PR, CC and TC assemblages, respectively. The nine ant species that showed a positive association with at least one of the sampled environments were also characterized as common and frequent in a previous regional study (LUTINSKI *et al.*, 2014).

From the total of 69 species, 38 species occurred exclusively in the PPA and/or in the forest fragment. The richness estimate (Chao 2) indicates that the PPA and the FF have the richest ant assemblages amongst the sampled environments, followed by the PR, CC and TC environments, with decreasing expected richness esti-

mates, respectively. The rarefaction curves showed no saturation, indicating that the sampling effort did not survey the ant assemblages fully, being thus possible to register additional ant species in all environments. Nevertheless, the lack of stabilization in the sampling curves is commonly observed for ant communities, a pattern that may be related to the aggregate distribution or rarity of some species (KLIMES *et al.*, 2015).

The PPA and the FF represent the two environments with the highest number of plant species. The highest richness and the highest number of unique ant species in these environments seems to corroborate the predictions of Hölldobler and Wilson (1990), that point that the increase in the number of ant species occurs as the environments become more complex and are able to provide resources for the establishment of new populations. Lutinski *et al.* (2017) reported that forest formations host habitats and shelter for the insect fauna, having thus an important link between these two variables.



PPA: permanent preservation area; FF: forest fragment; CC: corn crop; TC: tobacco crop; PR: pine reforestation.

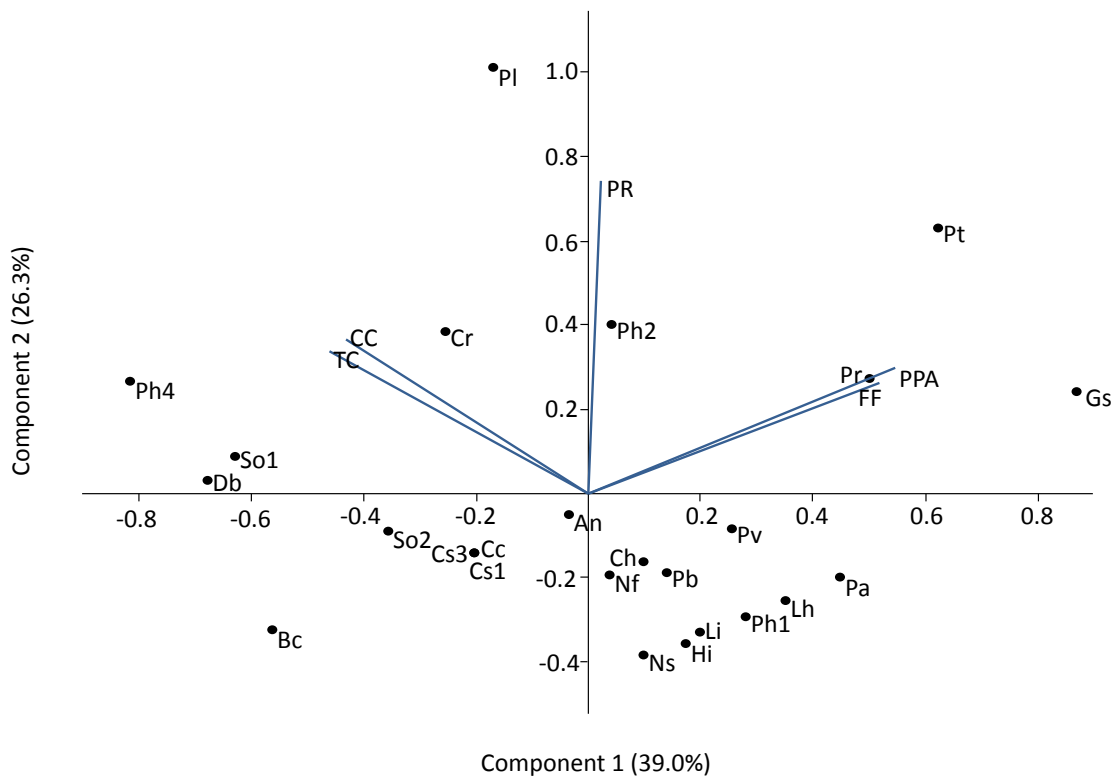
**Figure 1 – Comparison by the rarefaction method, based on the number of occurrences and of the accumulated richness of ant assemblages from five environments in a rural property of Palma Sola municipality, western Santa Catarina, Brazil (December 2015).**

The ant assemblage from the PR, due to the environment age and undergrowth vegetation, presented a relative similarity to the assemblage sampled in the PPA and FF environments. There was a shared richness of nine species between the PR and the preserved environments (PPA and FF). A similar relationship was found by Lutinski *et al.* (2008). These authors also observed a higher richness of ants in the native vegetation compared to the pine reforestation, supporting the hypothesis that complex environments favor the increase in the ant richness.

The lowest ant richness was observed in both the CC and TC environments. This result is likely attributed to the characteristics of the conventional agricultural management used in these environments, which includes successive mechanical and chemical interventions, hence resulting in a decline in the ant fauna as compared to the other sampled environments.

Holdefer *et al.* (2017) attributed to these conventional agricultural practices the 50% decrease in the ant richness, a pattern that agrees with our results. Formicidae is a diverse *taxon* that may indicate the occurrence of other organisms in the environment (GUÉNARD *et al.*, 2012; BISHOP *et al.*, 2015), and thus the occurrence of ant species in agro ecosystems under conventional management may also indicate the tolerance ability that some ant species show (ILHA *et al.*, 2009; CARVAL *et al.*, 2016).

The richest genera were *Camponotus* and *Pheidole*, representing 17.0 and 14.5% of total species, respectively. This result is in accordance to the most recent and representative surveys of the ant fauna in the western region of Santa Catarina, performed by Lutinski *et al.* (2008; 2013a). Noteworthy is the record of *Cephalotes pallidicephalus* (F. Smith, 1876), a species with no recent regional records.



PPA: permanent preservation area; FF: forest fragment; CC: corn crop; TC: tobacco crop; PR: pine reforestation; An: *Aspergillus niger*; Bc: *Brachymyrmex coactus*; Cc: *Camponotus crassus*; Cr: *Camponotus rufipes*; Cs1: *Camponotus* sp. 1; Cs3: *Camponotus* sp. 3; Ch: *Cephalotes pusillus*; Db: *Dorymyrmex brunneus*; Gs: *Gnamptogenys striatula*; Hi: *Heteroponera inermis*; Lh: *Linepithema humile*; Li: *Linepithema iniquum*; Nf: *Nylanderia fulva*; Ns: *Nylanderia* sp.; Pt: *Pachycondyla striata*; Pv: *Pachycondyla villosa*; Pb: *Pheidole brevicona*; Ph: *Pheidole lignicola*; Pr: *Pheidole risii*; Ph1: *Pheidole* sp. 1; Ph2: *Pheidole* sp. 2; Ph4: *Pheidole* sp. 4; Pa: *Pogonomyrmex angustus*; So1: *Solenopsis* sp. 1; So2: *Solenopsis* sp. 2.

**Figure 2 – Association (principal component analysis) of ant species with five environments from a rural property located in the municipality of Palma Sola, western Santa Catarina, Brazil (December 2015).**



On the other hand, the recorded species belonging to the genera *Dorymyrmex* and *Linepithema* are characteristic of anthropogenic environments (ULYSSÉA *et al.*, 2011; LUTINSKI *et al.*, 2013a) and exert strong dominance over food sources. The occurrence of *D. brunneus* in the CC, TC and PR environments supports the findings of Lutinski *et al.* (2014), which also observed the association of this species with anthropogenic environments.

More than 300 species of *Camponotus* have been described for the Neotropics (FERNÁNDEZ, 2003), and among them an accentuated polymorphism occurs, as well as omnivorous diet. Chemical defense and mutualism are commonly observed in the relationships between these species and other organisms (SILVESTRE *et al.*, 2003; BACCARO *et al.*, 2015). *Camponotus rufipes* and *C. sericeiventris* are species widely distributed in the state of Santa Catarina (ULYSSÉA *et al.*, 2011), common in anthropogenic environments (LUTINSKI *et al.*, 2013a). The ability to colonize open and anthropogenic environments may explain the positive association of *C. rufipes* with the CC and TC environments.

The high diversity of Neotropical species of *Solenopsis* and *Pheidole* characterizes these genera as common in ant fauna studies, including dozens of species collected in a single locality (BACCARO *et al.*, 2015; ECONOMO *et al.*, 2017). The wide geographical distribution and their dispersion ability make some of these species locally abundant. Silvestre *et al.* (2003) discussed that these genera of ants exhibit a nesting behavior in the soil, form large colonies of small individuals, either monomorphic or dimorphic, have a generalist and aggressive behavior, and are strongly associated to disturbed environments. These life history aspects may explain the positive association of these genera with the CC, TC and PR environments.

The use of pesticides may be affecting the diversity of Formicidae in the western region of Santa Catarina, and potentially the diversity of other organisms. This claim is supported by the higher richness of the ant assemblages from the PPA and FF compared to the areas cultivated with corn and tobacco (CC and TC). In the state of Santa Catarina, agricultural activities cause loss and degradation of natural environments, including soil and water contamination by chemical pollutants such as fertilizers, insecticides, pesticides and herbicides. These factors directly affect the health of animals inhabiting rural and urban areas, including humans (MODEL *et al.*, 2015). Clements (2000) points out that the effects of pesticides

on wildlife range from physiological changes in a few organisms to the massive death of entire populations, therefore affecting the whole community structure. In general, the higher the concentration of pesticides and the longer the exposure time, the greater the chances of negative impacts reaching higher levels of biological organization, such as communities and ecosystems. If an environmental stress persists long enough to lead local populations to death — affecting their growth rates, reproduction, and preventing the re-colonization of the environment —, it is then able to affect the whole community structure (BARBIERI *et al.*, 2013).

Agrochemicals can cause ecological imbalance by increasing the proliferation of pests and, consequently, the consumption of toxic compounds (LONDRES, 2011). The large-scale introduction of pesticides into the environment is considered one of the major factors leading to environmental contamination, especially in developing countries (COLLOTTA *et al.*, 2013). The acephate, although currently banned in several countries in the European Union and in the United States, continues to be largely used in Brazil (ANVISA, 2010). Likewise, the broad-spectrum herbicide glyphosate represents around 40% of the total pesticide use in Brazil. The use of this compound underlies the biological resistance phenomenon in insects, hence requiring the use of a greater amount of the product in crops or a combination with other pesticides.

This study adds information on the richness and abundance of ants in the environmental mosaics that compose small farms western Santa Catarina. It presents a checklist of ant species from different types of environments — including those species able to survive in agro-ecosystems in which a conventional agricultural management is used —, and also provides information about the ant diversity inhabiting such environments. The study also indicates the occurrence of ant species associated with these different farm environments and, more broadly, suggests that there are complex factors acting in the ant assemblages from agricultural ecosystems.

The results show the importance of the conservation of PPA and environmental protection areas (FF) to the biodiversity conservation and as reservoirs for the adjacent environments recolonization. They also show a significant impact of conventional corn and tobacco cultivation on insect communities when compared to other activities on small farms.

## REFERENCES

- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA)*. 2010. Available from: <<http://portal.anvisa.gov.br/programa-de-analise-de-registro-de-agrotoxicos-para>>. Accessed on: Feb. 4, 2016.
- AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. T.; SCHULTZ, T. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 2000. 304 p.
- BACCARO, B. B.; FEITOSA, R. M.; FERNÁNDEZ, F.; FERNANDES, I. O.; IZZO, T. J.; SOUZA, J. L. P.; SOLAR, R. *Guia para os gêneros de formigas do Brasil*. Manaus: INPA, 2015. 388p.
- BARBIERI, R. F.; LESTER, P. J.; MILLER, A. S.; RYAN, K. G. A neurotoxic pesticide changes the outcome of aggressive interactions between native and invasive ants. *Proceeding of Royal Society B*, v. 280, n. 20132157, p. 1-7, 2013.
- BHARTI, H.; BHARTI, M.; PFEIFFER, M. Ants as bioindicators of ecosystem health in Shivalik Mountains of Himalayas: assessment of species diversity and invasive species. *Asian Myrmecology*, v. 8, p. 1-15, 2016.
- BISHOP, T. R.; ROBERTSON, M.; VAN RENSBURG, B.; PARR, C. L. Contrasting species and functional beta diversity in montane ant assemblages. *Journal of Biogeography*, v. 42, p. 1776-1786, 2015.
- CARVAL, D.; COTTÉ, V.; RESMOND, R.; PERRIN, B.; TIXIER, P. Dominance in a ground-dwelling ant community of banana agroecosystem. *Ecology and Evolution*, v. 6, p. 8617-8631, 2016.
- CHAGNON, M.; KREUTZWEISER, D.; MITCHELL, E. A. D.; MORRISSEY, C. A.; NOOME, D. A.; VAN DER SLUIJS, J. P. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, p. 119-134, 2015.
- CHEVALIER, L. X. T.; GOMES, D. S.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; QUEIROZ, J. M. Potencial de formigas (Hymenoptera: Formicidae) como agentes anti-herbívoros em cultivo de café (*Coffea canephora* Pierre) e Feijão Guandu [*Cajanus cajans* (L.) Millsp]. *EntomoBrasilis*, v. 6, n. 2, p. 113-118, 2013.
- CLEMENTS, W. H. Integrating effects of contaminants across levels of biological organization: an overview. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, v. 7, p. 113-116, 2000.
- COLLOTTA, M.; BERTAZZI, P. A.; BOLLATI, V. Epigenetics and pesticides. *Toxicology*, v. 307, p. 35-41, 2013.
- CREPALDI, R. A.; PORTILHO, I. I. R.; SILVESTRE, R.; MERCANTE, F. M. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavoura-pecuária. *Ciência Rural*, v. 44, n. 5, p. 781-787, 2014.
- DECOCQ, G.; ANDRIEU, E.; BRUNET, J.; CHABRERIE, O.; FRENNE, P.; SMEDT, P.; DECONCHAT, M.; DIEKMANN, M.; EHRMANN, S.; GIFFARD, B.; MIFSUD, E. G.; HANSEN, K.; HERMY, M.; KOLB, A.; LENOIR, J.; LIIRA, J.; MOLDAN, F.; PROKOFIEVA, I.; ROSENQVIST, L.; VARELA, E.; VALDÉS, A.; VERHEYEN, K.; WULF, M. Ecosystem Services from Small Forest Patches in Agricultural Landscapes. *Current Forestry Reports*, v. 2, p. 30-44, 2016.
- ECONOMO, E. P.; KLIMOV, P.; SARNAT, E. M.; GUÉNARD, B.; WEISER, M. D.; LECROQ, B.; KNOWLES, L. L. Global phylogenetic structure of the hyperdiverse ant genus *Pheidole* reveals the repeated evolution of macroecological patterns. *Proceeding of Royal Society B*, v. 282, n. 20141416, p. 1-10, 2017.
- EDWARDS, D. P.; GILROY, J. J.; WOODCOCK, P.; EDWARDS, F. A.; LARSEN, T. H.; ANDREWS, D. J. R.; DERHÉ, M. A.; DOCHERTY, T. D. S.; HSU, W. W.; MITCHELL, S. L.; OTA, T.; WILLIAMS, L. J.; LAURANCE, W. F.; HAMER, K. C.; WILCOVE, D. S. Land-sharing versus land-sparing logging: reconciling timber extraction with biodiversity conservation. *Global Change Biology*, v. 20, p. 183-191, 2014.

- FERNÁNDEZ, F. *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. 426 p.
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 488 p.
- GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. *EcoSim: null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesity-Bear, 2001. Available from: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>. Accessed on: 23 mar. 2016.
- GUÉNARD, B.; WEISER, M. D.; & DUNN, R. R. Global models of ant diversity suggest regions where new discoveries are most likely are under disproportionate deforestation threat. *PNAS*, v. 109, n. 19, p. 7368-7373, 2012.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. *Past: palaeontological statistics software package for education and data analysis*. Version. 1.37. 2001. Available from: <[http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)>. Accessed on: Mar. 23, 2016.
- HOLDEFER, D. R.; LUTINSKI, J. A.; GARCIA, F. R. M. Does organic management of agroecosystems contribute to the maintenance of the richness of ants? *Semina: Ciências Agrárias*, v. 38, n. 6, p. 3455-3468, 2017.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. *The ants*. Cambridge: Harvard University Press, 1990. 732 p.
- ILHA, C.; LUTINSKI, J. A.; PEREIRA, D. V. M.; GARCIA, F. R. M. Riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da Bacia da Sanga Caramuru, município de Chapecó-SC. *Biotemas*, v. 22, n. 4, p. 95-105, 2009.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades*. 2015. Available from: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>>. Accessed on: Mar. 17, 2015.
- KLIMES, P.; FIBICH, P.; IDIGEL, C.; RIMANDAI, M. Disentangling the Diversity of Arboreal Ant Communities in Tropical Forest Trees. *PLoS One*, v. 10, n. 2, p. 1-24, 2015.
- LAWES, M. J.; MOORE, A. M.; ANDERSEN, A. N.; PREECE, N. D.; FRANKLIN, D. C. Ants as ecological indicators of rainforest restoration: community convergence and the development of an Ant Forest Indicator Index in the Australian wet tropics. *Ecology and Evolution*, v. 7, p. 8442-8455, 2017.
- LONDRES, F. *Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida*. Rio de Janeiro: Cidade, 2011. 190 p.
- LUTINSKI, J. A.; BAUCKE, L.; FILTRO, M.; BUSATO, M. A.; KNAKIEWICZ, A. C.; GARCIA, F. R. M. Ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) in three wind farms in the State of Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 1, p. 176-184, 2017.
- LUTINSKI, J. A.; GARCIA, F. R. M.; LUTINSKI, C. J.; IOP, S. Diversidade de formigas na Floresta Nacional de Chapecó, Santa Catarina, Brasil. *Ciência Rural*, v. 38, n. 7, p. 1810-1816, 2008.
- LUTINSKI, J. A.; LOPES, B.; MORAIS, A. B. B. Diversidade de formigas urbanas (Hymenoptera: Formicidae) de dez cidades do sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 3, p. 332-342, 2013a.
- LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; IOP, S.; GARCIA, F. R. M. Evaluation of an ant sampling protocol (Hymenoptera: Formicidae) in three modified environments located inside an austral Atlantic Forest area of Brazil. *Ecologia Austral*, v. 23, n. 1, p. 37-43, 2013b.
- LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; LOPES, B. C.; MORAIS, A. B. B. Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Ecologia Austral*, v. 24, n. 2, p. 229-237, 2014.

- MODEL, D.; ESSWEIN, D.; GALLINA, L. S.; TEO, C. R. P. A.; NOTHAFT, S. C. S.; BUSATO, M. A. Ambiente e alimentação saudável: percepções e práticas de agricultores familiares. *Campo-Território: Revista de Geografia Agrária*, v. 10, n. 21, p. 142-158, 2015.
- NICKELE, M. A.; REIS FILHO, W.; PIE, M. R.; PENTEADO, S. R. C. Daily Foraging Activity of *Acromyrmex* (Hymenoptera: Formicidae) Leaf-cutting Ants. *Sociobiology*, v. 63, n. 1, p. 645-650, 2016.
- PÉREZ-SÁNCHEZ, A. J.; LATTKE, J. E.; VILORIA, A. L. Patterns of Ant (Hymenoptera: Formicidae) Richness and Relative Abundance along an Aridity Gradient in Western Venezuela. *Neotropical Entomology*, v. 42, p. 128-136, 2013.
- RAMOS, A. M.; SANTOS, L. A. R.; FORTES, L. T. G. (Orgs.). *Normais climatológicas do Brasil 1961-1990: edição revisada e ampliada*. Brasília: INMET, 2009. 465 p.
- ROCHA, W. O.; DORVAL, A.; PERES FILHO, O.; VAEZ, C. A.; RIBEIRO, E. S. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) Bioindicadoras de Degradação Ambiental em Poxoréu, Mato Grosso, Brasil. *Floresta e Ambiente*, v.22, n. 1, p. 88-98, 2015.
- SILVESTRE, R.; BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del cerrado. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 133-148.
- TANENTZAP, A.; LAMB, A.; WALKER, S.; FARMER, A. Resolving Conflicts between Agriculture and the Natural Environment. *PLoS Biology*, v. 13, n. 9, p. 1-13, 2015.
- ULYSSEÁ, M. A.; CERETO, C. E.; ROSUMEK, F. B.; SILVA, R. R.; LOPES, B. C. Updated list of ant species (Hymenoptera, Formicidae) recorded in Santa Catarina State, southern Brazil, with a discussion of research advances and priorities. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 55, n. 4, p. 603-611, 2011.
- WIELGOSS, A.; TSCHARNTKE, T.; RUMEDE, A.; FIALA, B.; SEIDEL, H.; SHAHABUDDIN, S.; CLOUGH, Y. Interaction complexity matters: disentangling services and disservices of ant communities driving yield in tropical agroecosystems. *Proceeding of Royal Society B*, v. 281, n. 1775, p. 1-10, 2013.
- WILD, A. L. Taxonomic revision of the ant genus *Linepithema* (Hymenoptera: Formicidae). California: University of California Publications in Entomology, 2007. v. 126. 159 p.



# PLANEJAMENTO E OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO POR OZONIZAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DA BORRA OLEOSA DO REFINO DO PETRÓLEO

PLANNING AND OPTIMIZING THE TREATMENT OF WASHING WATER OF OILY SLUDGE FROM OIL REFINING BY OZONATION

**Mateus Chaves  
Almeida de Oliveira**

Mestre em Engenharia, Heriot-Watt University – Edimburgo, Escócia, Reino Unido.

**Jessica Moreira**

Mestranda em Engenharia Química, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

**Fabiano Luiz Naves**

Professor do Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ) – Ouro Branco (MG), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Mateus Chaves Almeida de Oliveira – Departamento de Engenharia Química e Estatística – Universidade Federal de São João del-Rei – Rodovia MG 443/Km 7 – Fazenda do Cadete – Campus Alto Paraopeba – Caixa Postal 131 – CEP 36420-000 – Ouro Branco (MG), Brasil – E-mail: mateus.chaves@yahoo.com.br

**Recebido:** 02/10/2016

**Aceito:** 05/04/2018

## RESUMO

O resíduo mais amplo do refino do petróleo é a borra oleosa, que pode ser lavada para se tornar um combustível, enquanto a água ácida é conduzida para tratamento convencional. Porém, muitos componentes tóxicos estão nesse resíduo, destacando a necessidade de tratamentos mais rigorosos. Assim, este estudo utilizou e otimizou a ozonização (maximizando a redução de demanda química de oxigênio e minimizando o custo) para o tratamento. Nesse processo, a água usada para lavar a borra foi submetida ao contato prolongado com ozônio em um reator. Por meio da aplicação de *design of experiments* e metodologia de superfície de resposta, modelos foram gerados para a redução da demanda química de oxigênio e do custo. *Normal boundary intersection* otimizou os modelos. Minitab gerou e desenvolveu os modelos. O estado ideal para a redução da demanda química de oxigênio foi de 51,1% e R\$ 151,5.kW<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> para o custo nas condições operacionais de pH, % de potência e tempo iguais a 7; 61,5%; e 45 minutos, respectivamente.

**Palavras-chave:** tratamento de efluentes; oxidação avançada; *design of experiments*.

## ABSTRACT

The amplest residue from oil refining is the oily sludge, which can be washed to become a fuel; while the acid water is driven to conventional wastewater treatment. Nevertheless, many toxic components are present in this water, highlighting the necessity of more strict treatments. So, this study used and optimized ozonation (maximizing the chemical oxygen demand reduction and minimizing the cost) to treat this acidic water. In this process, the acid water was under long contact with ozone in a reactor. By applying design of experiments tools and the response surface methodology, models were generated for the reduction of chemical oxygen demand and cost. Normal boundary intersection optimized the models. The software Minitab generated and developed the models. The optimal state for chemical oxygen demand reduction was 51.1% and R\$ 151.5.kW<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> for the cost at the operational conditions of pH, potency percentage and time equal to 7; 61.5%; and 45 minutes, respectively.

**Keywords:** wastewater treatment; advanced oxidation; design of experiments.

## INTRODUÇÃO

A água possui diversas características que a fazem única, sendo a espécie química mais abundante na Terra. Porém, tão importante quanto a quantidade de água disponível é sua qualidade que, devido ao seu uso indiscriminado, tem sido reduzida. Por meio do ciclo hidrológico e da autodepuração dos cursos naturais, a água é renovável. Porém, ao ser exageradamente contaminada em seus mananciais, ela deve passar por processos de tratamento para se tornar potável, sendo essa a melhor estratégia para o controle da poluição (PAL *et al.*, 2014; LU *et al.*, 2015).

O tratamento da água pode ser desenvolvido de forma convencional, por meio da remoção de partículas suspensas e coloidais, matéria orgânica e micro-organismos por gradeamento, coagulação, floculação, decantação, filtração, correção de pH e desinfecção. Porém, muitos compostos solúveis em água são resistentes à biodegradação. Assim, o tratamento avançado é uma alternativa para eliminação de tais compostos. Nesse tipo de tratamento ocorre degradação ou remoção de substâncias mais específicas por nanofiltração, adsorção, osmose reversa, luz ultravioleta e/ou ozonização (CESAN, 2011; BERNARDO & DANTAS, 2005). A escolha entre os tipos de tratamento depende do grau de poluição da água e do investimento disponível para potabilizá-la.

Entre todas as técnicas existentes para o tratamento avançado, a ozonização surge como uma das principais alternativas devido à sua capacidade em mineralizar compostos orgânicos complexos, ótima eficiência e viabilidade econômica (SANTOS *et al.*, 2016; NUVOLARI, 2011; DRINAN, 2001). Muñoz e Orta (2012) mostraram que a ozonização alcançou redução de 85% da cor, 63% da turbidez e 71% da demanda química de oxigênio (DQO) do esgoto da Cidade do México. Tal capacidade de degradação se deve ao fato de que o ozônio é o segundo oxidante mais poderoso (potencial de oxidação —  $E_o = 2,08$  V). É um gás incolor e instável em solução aquosa (CREMASCO & MOCHI, 2014), características que favorecem sua geração *in situ* (COELHO, 2015a; COELHO, 2015b; ALENCAR, 2013), por meio da passagem de oxigênio por eletrodos submetidos a elevada diferença de potencial (efeito corona). A otimização econômica do processo de geração é alcançada pela aplicação simultânea de baixa diferença de potencial associada à alta frequência da corrente elétrica — a maioria dos geradores comerciais opera em frequências entre 60 e

1.000 Hz (NUVOLARI, 2011; DRINAN, 2001; HASSEMER, 2000). O ozônio em soluções básicas leva à formação de radicais hidroxila, cujo potencial de oxidação é ainda mais elevado ( $E_o = 3,06$  V), sendo mais efetivos na degradação (MASTEN & DAVIES, 1994). Dessa maneira, a oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos durante a ozonização pode ocorrer via radical hidroxila (reação indireta, predominante em meio alcalino) ou via ozônio molecular (reação direta, predominante em meio ácido), embora na prática haja contribuição dos dois mecanismos (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003). Santos (2011) mostrou que o pH e o tempo são os fatores que mais influenciam nesse processo.

A ozonização pode ser aplicada a diversos resíduos, principalmente industriais. Nas indústrias petroquímicas e de oleaginosas, a borra oleosa — resíduo sólido perigoso, classe I, que não pode ser descartado sem tratamento prévio (ABNT, 2004; JIN *et al.*, 2014; OMM-E-HANY, 2015; EGAZAR'YANTS *et al.*, 2015) —, uma emulsão orgânica e inorgânica de alto poder calorífico, com compostos tóxicos, metais (MOREIRA, 2013), óleos e micro-organismos (ANNUAL GENERAL MEETING OF BIOMINET, 1991; SHIE *et al.*, 2000; ZHU *et al.*, 2014) é o resíduo mais abundante e tem desafiado diversos tipos de tratamento, apresentando componentes recalcitrantes a tratamentos convencionais (HU; LI; ZENG, 2013; MINAI-TEHRANI; ROHANIFAR; AZAMI, 2015). Diferentes tipos de tratamentos foram sugeridos: Shahi *et al.* (2016), Rienzo, Urdaneta e Dorta (2014), Silva *et al.* (2014), e Gragouri *et al.* (2014) apresentaram o uso de biosurfactantes; Atagana (2015) apresentou o uso de surfactantes comerciais; da Souza *et al.* (2013), o uso de vinhaça da cana-de-açúcar para o tratamento por despejo no solo; Mansur *et al.* (2014) e Cerqueira *et al.* (2014), o uso de bactérias extraídas de diversos resíduos; e Quadros *et al.* (2016), a borra como estimulante para plantações, porém com ressalvas de contaminação. Outros trabalhos também sugerem potenciais soluções para esse problema (THANGALAZHY-GOPAKUMAR *et al.*, 2015; PRAKASH *et al.*, 2015; VIANA *et al.*, 2015; RADFARNIA; KHULBE; LITTLE, 2015; GUOLIN; TINGTING; MINGMING, 2016; HU; LI; HOU, 2015; LI; CHAMPAGNE; ANDERSON, 2015). A borra oleosa traz dificuldades até para as aplicações rústicas, como seu uso em fornos rotativos de clínquer na indústria de cimento para reduzir os custos de pro-

dução relacionados ao gasto energético. Nesse caso, ela levou à corrosão do forno (ARAÚJO, 1992). Como solução, Pécora (2004) propôs lavar a borra ácida com água, neutralizá-la e desidratá-la, separando um combustível de alto poder calorífico e destinando a água gerada ao tratamento convencional (PÉCORA, 2004). Entretanto, muitos compostos perigosos, cancerígenos e tóxicos se solubilizam na água, mostrando a necessidade de um tratamento mais rigoroso do que aquele

normalmente realizado nas estações de tratamento de esgoto convencionais (SILVA, 2005).

Dessa forma, seguindo as indicações de Hu, Li e Zeng (2013) e Pécora (2004), este trabalho estudou o tratamento por oxonização da água ácida derivada da lavagem da borra oleosa proveniente do processo de refino do petróleo (HUANG *et al.*, 2015) por meio do *design of experiments*.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Preparo da água ácida e planejamento experimental

Uma amostra de 300 mL de borra ácida, obtida de uma empresa localizada em Minas Gerais, foi solubilizada com água destilada para um volume total de 20 L, filtrada com papel-filtro (Quanty, 25  $\mu\text{m}$ ) e novamente foi feito esse processo para um volume final de 50 L (água ácida). Então, a metodologia de superfície de resposta (MSR) com o planejamento composto central (PCC) foi utilizada para fazer o planejamento experimental ajustando três parâmetros a dois níveis, seis pontos axiais e seis pontos centrais, em um total de 20 experimentos. Os fundamentos e aplicações dessa metodologia

são amplamente discutidos por Myers, Montgomery e Anderson-Cook (2009). As variáveis avaliadas para a água ácida, conforme indicações de estudos prévios (PÉCORA, 2004; HU; LI; ZENG, 2013), foram: pH do efluente ( $x_1$ ), potência do ozonizador ( $x_2$ ) e tempo de reação ( $x_3$ ), variando de 0,95 a 11; 66 a 220 W e de 20 a 70 minutos, respectivamente. A ordem e as condições dos experimentos foram determinadas por meio do software de estatística Minitab, conforme as metodologias citadas. A Tabela 1, na seção Resultados e Discussão, apresenta a condição para os experimentos.

### Tratamento por ozonização

Durante os experimentos, 800 mL da água ácida foram introduzidos em um reator cilíndrico de vidro (diâmetro interno = 8,0 cm, altura = 32,0 cm), após a lavagem do mesmo com água destilada. Então, soluções de hidróxido de sódio (99%) (0,2 mol.L<sup>-1</sup>) e ácido sulfúrico (98%) (0,2 mol.L<sup>-1</sup>) foram usadas para ajustar o pH da solução de trabalho para o valor estabelecido pelo planejamento experimental. O pHmetro (Hanna, pH 21) foi usado para o controle dessa variável.

O reator descrito anteriormente foi conectado ao ozonizador projetado e construído no Laboratório de Engenharia Química do Campus Alto Paraopeba da Universidade Federal de São João del-Rei. Este permite a regulação da porcentagem de potência, que é dire-

tamente proporcional à energia fornecida ao sistema (em que o máximo corresponde a 220,0 W), e vazão volumétrica de ar, que foi mantida em 6 L.min<sup>-1</sup> durante o experimento, por meio da conexão do reator com um compressor de ar trabalhando à pressão de 1,5 kg.cm<sup>-2</sup>. Seu princípio de geração de ozônio baseia-se no método de descarga elétrica por efeito corona.

Então, duas amostras de 10 mL foram coletadas e o processo de ozonização foi iniciado, tomando-se uso das soluções ácido e base citadas anteriormente para manter o pH constante. Após o tempo de ozonização determinado pelo planejamento experimental, o processo foi interrompido e duas amostras de 10 mL foram coletadas.

### Caracterização dos parâmetros e otimização

A caracterização da água tratada foi realizada pelo método de DQO, em que 0,04 g de sulfato de mercúrio (98%), 2,5 mL de sulfato ácido de prata (98%), 0,5 mL de dicromato de potássio (100%) (1 mol.L<sup>-1</sup>), 0,3 mL de

água destilada e 2,0 mL de amostra de água ácida foram adicionados a um tubo hermeticamente fechado. A solução formada foi agitada e levada à digestão em um termorreator de DQO (Solar, SL 25/16) a 150°C durante

2 horas. Então, os tubos foram deixados à temperatura ambiente para serem resfriados. Por fim, a absorvância das amostras foi medida no espectrofotômetro (Micronal, AJAX-1600), em comprimento de onda igual a 620 nm. Para quantificar a DQO, uma curva padrão de bifitalato de potássio (1.440 mg.L<sup>-1</sup>) a 620 nm foi desenvolvida pelo método do refluxo fechado para o espectrofotômetro em uso. A Equação 1 mostra essa correlação.

$$DQO = \left( \frac{ABS + 0,0155}{0,0003} \right) \quad (1)$$

Em que:

DQO = demanda química de oxigênio;

ABS = absorvância no respectivo comprimento de onda.

O custo para o tratamento foi calculado com base na estimativa do valor energético da produção de ozônio pelo efeito corona. Os custos de filtração e neutralização foram desconsiderados por serem muito menores do que os energéticos. A base para o cálculo foi: vazão de 3.000 L.h<sup>-1</sup> de efluente e custo de energia elétrica de R\$ 0,51.kW<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. A Equação 2 apresenta essa relação.

$$C = \frac{48000x_2}{6,022 \times 10^{23} V} \quad (2)$$

Em que:

C = custo;

x<sub>2</sub> = potência;

V = vazão do equipamento.

**Tabela 1 – Planejamento experimental feito pelo Minitab usando a metodologia de superfície de resposta, com valores codificados apresentados em parênteses e resultados experimentais para redução de demanda química de oxigênio e custo.**

Experimento	pH	Potência (W)	Tempo (minutos)	Redução de demanda química de oxigênio (%)	Custo (R\$.kW <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup> )
1	3,0 (-1)	88 (-1)	30 (-1)	27,39	67,32
2	9,0 (+1)	88 (-1)	30 (-1)	52,04	67,32
3	3,0 (-1)	176 (+1)	30 (-1)	23,60	134,64
4	9,0 (+1)	176 (+1)	30 (-1)	24,55	134,64
5	3,0 (-1)	88 (-1)	60 (+1)	22,65	134,64
6	9,0 (+1)	88 (-1)	60 (+1)	36,87	134,64
7	3,0 (-1)	176 (+1)	60 (+1)	33,08	269,28
8	9,0 (+1)	176 (+1)	60 (+1)	34,98	269,28
9	1,0 (-1,68)	132 (0)	45 (0)	35,92	151,47
10	11,0 (+1,68)	132 (0)	45 (0)	38,77	151,47
11	6,0 (0)	66 (-1)	45 (0)	33,08	75,735
12	6,0 (0)	220 (+1,68)	45 (0)	35,92	252,45
13	6,0 (0)	132 (0)	20 (-1,68)	28,34	67,32
14	6,0 (0)	132 (0)	70 (+1,68)	28,34	235,62
15	6,0 (0)	132 (0)	45 (0)	57,73	151,47
16	6,0 (0)	132 (0)	45 (0)	55,83	151,47
17	6,0 (0)	132 (0)	45 (0)	50,14	151,47
18	6,0 (0)	132 (0)	45 (0)	45,40	151,47
19	6,0 (0)	132 (0)	45 (0)	43,51	151,47
20	6,0 (0)	132 (0)	45 (0)	50,14	151,47

Coef: coeficiente na equação; SE Coef: coeficiente do parâmetro; T, P, S: parâmetros estatísticos; R-Sq: coeficiente de determinação; r-Sq(pred): coeficiente de determinação para predição; R-Sq(adj): coeficiente de determinação ajustado.

Os resultados obtidos foram então tratados de acordo com a MSR e com o PCC por meio do software de estatística Minitab. O método de otimização *normal boundary inter-*

*section* (NBI — interseção normal da fronteira), proposto por Das e Dennis (1998), foi utilizado com o *software* Excel para determinar os pontos ótimos dos modelos gerados.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados em termos de redução de DQO e custo para cada experimento estão detalhados na Tabela 1.

### Construção dos modelos

Por meio do *software* Minitab e dos fundamentos explicados por Myers, Montgomery e Anderson-Cook (2009), os coeficientes relativos às variáveis analisadas para redução de DQO e custo do tratamento foram determinados pela MSR e análise de variância (ANOVA) e são mostrados na Figura 1 (os valores significativos foram destacados).

Os valores de p para os modelos estão abaixo do valor crítico (0,05) e para a falta de ajuste, acima desse índice, mostrando a validade dos dados conforme parâmetros estatísticos apresentados para a ANOVA e usados por diferentes pesquisadores (LI; SARMA; ZHANG, 2011; OMAR & AMIN, 2011; RASTEGAR *et al.*, 2011).

Na redução de DQO, o pH apresentou significância linear (coeficiente 3,4040). O valor desse coeficiente, por ser maior que zero, indica que à medida que o pH se desloca para valores codificados positivos (maior pH, solução básica), maior a redução de DQO segundo o modelo. Conforme mostrado por Masten e Davis (1994), o radical hidroxila é gerado pelo ozônio em meios básicos e responsável pela oxidação. Como pos-

sui maior potencial de oxidação, espera-se que a redução de DQO aumente, conforme apontado pelo modelo. Em compostos com ligações pi entre carbonos e átomos eletrofílicos, o ataque pelo ozônio molecular é favoravelmente atribuído por ser mais simples. Porém, o ataque eletrofílico pelos íons hidroxila não é seletivo, sendo cem vezes mais rápido e potente do que agentes oxidantes tradicionais (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003; MASTEN & DAVIES, 1994).

Tempo e potência não foram linearmente significativos no modelo de redução de DQO, pois as faixas de trabalho dessas variáveis não foram amplas o suficiente para estabelecer tal relação. Lopes (2015) também encontrou tal resultado ao trabalhar com o mesmo ozonizador. Concomitantemente, as relações quadráticas de tempo e potência foram significativas. Portanto, conforme Montgomery (2006), todas as relações foram mantidas para o modelo, que está representado na Equação 3, com  $R^2 = 0,765$ . Erros aceitáveis são esperados entre os resultados do modelo e dos experimentos.

Coeficientes de regressão para o custo					Coeficientes de regressão estimados para a redução de DQO				
Term	Coef	SE Coef	T	P	Term	Coef	SE Coef	T	P
Constante	151,614	1,1404	132,948	0,000	Constant	50,4732	2,162	23,349	0,000
pH	0,000	0,7566	0,000	1,000	pH	3,4040	1,434	2,373	0,039
Potência	51,338	0,7566	67,851	0,000	Potência	-1,3156	1,434	-0,917	0,381
Tempo	50,302	0,7566	66,482	0,000	Tempo	-0,0000	1,434	-0,000	1,000
pH*pH	-0,942	0,7366	-1,279	0,230	pH*pH	-4,7342	1,396	-3,391	0,007
Potência*potência	3,521	0,7366	4,780	0,001	Potência*potência	-5,7395	1,396	-4,111	0,002
Tempo*tempo	-0,942	0,7366	-1,279	0,230	Tempo*tempo	-7,9178	1,396	-5,671	0,000
pH*potência	0,000	0,9886	0,000	1,000	pH*potência	-4,5024	1,874	-2,403	0,037
pH*tempo	-0,000	0,9886	-0,000	1,000	pH*tempo	-1,1848	1,874	-0,632	0,541
Potência*tempo	16,830	0,9886	17,024	0,000	Potência*tempo	4,9763	1,874	2,656	0,024
S = 2,79614	PRESS = 590,763				S = 5,30011	PRESS = 1200,46			
R-Sq = 99,89%	R-Sq(pred) = 99,19%	R-Sq(adj) = 99,80%			R-Sq = 87,65%	R-Sq(pred) = 47,23%	R-Sq(adj) = 76,54%		

Figura 1 – Relatório obtido pelo *software* Minitab com os coeficientes de regressão e seus respectivos valores de p para a redução de demanda química de oxigênio e para o custo conforme a metodologia de superfície de resposta.



$$Y_1 = 50,4732 + 3,4040x_1 - 1,3156x_2 - 4,7342x_1^2 - 5,7395x_2^2 - 7,9178x_3^2 - 4,5024x_1x_2 - 1,1848x_1x_3 + 4,9763x_2x_3 \quad (3)$$

Em que:

$Y_1$  = redução da demanda química de oxigênio;

$x_1$  = pH;

$x_2$  = % de potência;

$x_3$  = tempo.

No custo, todas as relações do pH não foram significativas, ao contrário de potência e tempo, conforme esperado, uma vez que o custo foi estimado pela Equação 2, que não leva em conta os gastos com o controle de pH. Os coeficientes gerados são positivos para todos os parâmetros significativos, indicando que qualquer aumento de potência ou tempo eleva o custo total do processo. O modelo é mostrado na Equação 4, com  $R^2 = 0,998$ . Erros insignificantes são esperados entre modelo e experimento.

## Otimização

O método de otimização NBI, proposto por Das e Dennis (1998), foi utilizado com o *software* Excel para determinar os pontos ótimos dos modelos gerados. Esse método criou uma curva que relaciona pontos ótimos dos dois modelos

$$Y_2 = 151,614 + 51,338x_2 + 50,302x_3 + 3,521x_2^2 + 16,830x_2x_3 \quad (4)$$

Em que:

$Y_2$  = custo;

$x_2$  = % de potência;

$x_3$  = tempo.

As superfícies de resposta foram geradas pelo Minitab e são mostradas na Figura 2.

Pela análise da Figura 2, é possível notar a estreita relação da redução de DQO com o pH e do custo com o tempo e a potência. Essas relações são fundamentadas conforme a discussão apresentada anteriormente e vão de encontro aos resultados já obtidos por outros pesquisadores sob as mesmas condições (LOPES, 2015; MONTGOMERY, 2006; TCHOBANOGLOUS; BURTON; STENSEL, 2003; MASTEN & DAVIES, 1994).

analisados, também chamada de fronteira de Pareto. A partir dessa curva, um ponto ótimo foi selecionado para teste. A Figura 3 apresenta a seção da fronteira de Pareto para os dois modelos que contém o ponto ótimo selecionado.

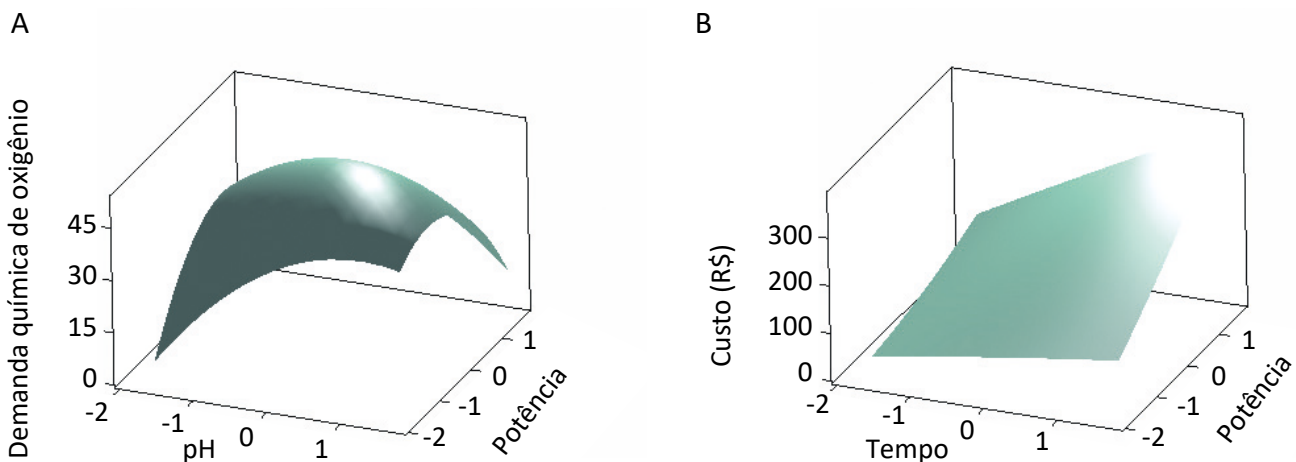


Figura 2 – Superfícies de resposta obtidas pelo Minitab mostrando o efeito (A) da potência do ozonizador e do pH do efluente sobre a redução de demanda química de oxigênio; (B) da potência do ozonizador e do tempo de reação sobre o custo.

Entre as condições ótimas, aquela com redução de DQO de 51,1% e custo de R\$ 151,5.kW<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> foi selecionada para teste. Esse ponto corresponde às condições

experimentais de pH, potência e tempo iguais a 7,0 (0,35); 61,5% (-0,001) e 45 minutos (0,001), respectivamente, com valores codificados entre parênteses.

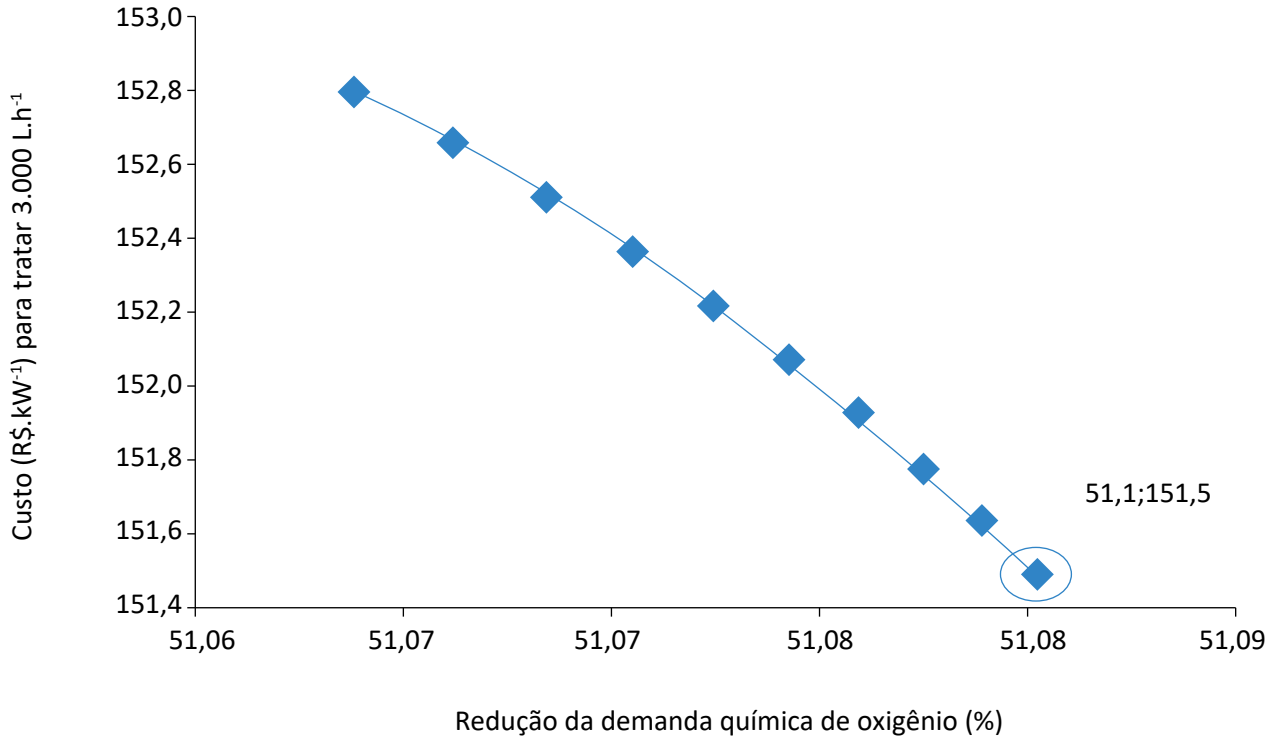
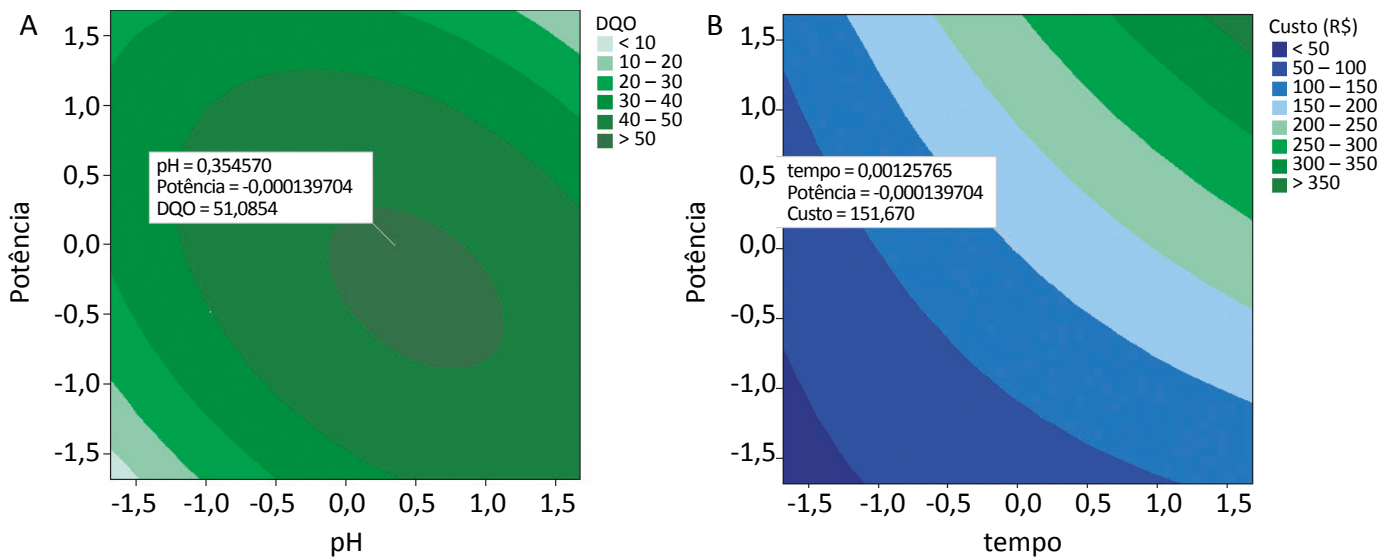


Figura 3 – Seção da fronteira de Pareto e melhor condição para menor custo e maior redução de demanda química de oxigênio.



DQO: demanda química de oxigênio.

Figura 4 – Gráfico da curva de contorno gerado pelo software Minitab com o ponto ótimo dentro das regiões de análise para (A) redução de demanda química de oxigênio e (B) custo.

O ponto com as condições ótimas pode ser melhor verificado quando plotado sobre curvas de contorno. A Figura 4 mostra essa representação.

Na Figura 4, observa-se que apesar da redução de DQO estar dentro de sua curva de ótimo, o preço não está. Mostrando que, além da dependência com as três variáveis selecionadas para modelar o problema (pH,

tempo e potência), as duas variáveis dependentes (redução de DQO e custo) são subordinadas entre si.

Finalmente, a condição ótima selecionada foi testada experimentalmente e o resultado obtido foi a redução de 51,0% de DQO (0,17% de erro ante o modelo) e custo de R\$ 151,67.kW<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> (sem erro ante o modelo). Mostrando, assim, a validade do modelo representado pelas Equações 3 e 4.

## CONCLUSÕES

O Projeto e Análise de Experimentos (DOE) por meio do PCC e da MSR aplicados a um procedimento experimental possibilitou encontrar um modelo de redução de DQO e custo no tratamento da água ácida proveniente da borra oleosa do petróleo. Então, a otimização multiobjetiva de NBI foi utilizada em ambos os modelos. Destacando-se que o metamodelo obtido contempla duas respostas de difícil otimização simultânea por métodos empíricos.

Nas condições estudadas, foi possível observar que valores de pH básicos favorecem mais a degradação do que valores ácidos de pH, uma vez que aumentam o potencial de oxidação por favorecerem a geração de íons hidroxila, confirmando estudos prévios sobre o tema. A potência e o tempo tiveram efeitos significantes sobre o custo, conforme já era esperado, uma vez que a análise desse parâmetro se reduziu ao processo de geração do ozônio.

O modelo gerado foi testado e validado no ponto ótimo testado, apresentando erros pequenos. Dessa forma, esses modelos (Equações 3 e 4) são uma contribuição direta do presente trabalho para futuras pesquisas e para a indústria de tratamento de efluentes. Porém, alguns parâmetros estatisticamente não significativos foram acrescentados ao modelo de redução de DQO, a saber, tempo e potência. Acredita-se que as faixas de trabalho dessas variáveis influenciaram a análise de variância. Portanto, sugere-se que faixas de tempo e potência mais amplas sejam futuramente avaliadas nos métodos do presente trabalho. De forma a complementar os resultados aqui apresentados, trabalhos futuros podem ser realizados com o objetivo de estudar a cinética da decomposição exposta e determinar um modelo cinético com as variáveis propostas.

## REFERÊNCIAS

- ALENCAR, E.R.; FARONI, L.R.D.; PINTO, M.S.; COSTA, A.R.; SILVA, T.A. Postharvest quality of ozonized “nânico” cv. Bananas. *Revista Ciência Agronômica*, v. 44, n. 1, p. 107-114, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902013000100014>
- ANNUAL GENERAL MEETING OF BIOMINET, 8., 1991, Calgary. *Proceedings...* Calgary, 1991.
- ARAÚJO, M.A.S. *Rerrefino de óleos usados*. Rio de Janeiro: Conpet, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação*. São Paulo: ABNT, 2004.
- ATAGANA, H.I. Biological degradation of crude oil refinery sludge with commercial surfactant and sewage sludge by co-composting. *Soil & Sediment Contamination*, v. 24, n. 5, p. 494-513, 2015. DOI: 10.1080/15320383.2015.985375
- BERNARDO, L.; DANTAS, A. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005. v.1.
- CERQUEIRA, V.S.; PERALBA, M.C.R.; CAMARGO, F.A.O.; BENTO, F.M. Comparison of bioremediation strategies for soil impacted with petrochemical oily sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 95, n. 2, p. 338-345, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.08.015>

COELHO, C.C.S.; FREITAS-SILVA, O.; ALCÂNTARA, I.; SILVA, J.P.L.; CABRA, L.M.C. Ozônio em morangos minimamente processados, uma alternativa ao uso do cloro na segurança de alimentos. *Vigilância Sanitária em Debate*, v. 3, n. 1, p. 61-66, 2015a. DOI: 10.3395/2317-269x.00437

COELHO, C.C.S.; FREITAS-SILVA, O.; CAMPOS, R.S.; BEZERRA, V.S.; CABRAL, L.M.C. Ozonização como tecnologia pós-colheita na conservação de frutas e hortaliças: uma revisão. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v. 19, n. 4, p. 369-375, 2015b. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n4p369-375>

COMPANHIA ESPÍRITO SANTENSE DE SANEAMENTO (CESAN). *Tratamento de água*. Belo Horizonte: Cesan, 2011.

CREMASCO, M.A.; MOCHI, V.T. Reaction of dissolved ozone in hydrogen peroxide produced during ozonization of an alkaline medium in a bubble column. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 36, n. 1, p. 1-85, 2014. <http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v36i1.11834>

DAS, I.; DENNIS, J. Normal-boundary intersection: a new method for generating the pareto surface in nonlinear multicriteria optimization problems. *SIAM Journal on Optimization*, v. 8, n. 3, p. 631-657, 1998.

DRINAN, J. *Water and wastewater treatment: a guide for the nonengineering professional*. Nova York: CRC Press, 2001.

EGAZAR'YANTS, S.V.; VINOKUROV, V.A.; VUTOLKINA, A.V.; TALANOVA, M.Y.; FROLOV, V.I.; KARAKHANOV, E.A. Oil sludge treatment processes. *Chemistry and Technology of Fuels and Oils*, v. 51, n. 5, p. 506-515, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10553-015-0632-7>

GRAGOURI, B.; KARRAY, F.; MHIRI, N.; ALOUI, F.; SAYADI, S. Bioremediation of petroleum hydrocarbons-contaminated soil by bacterial consortium isolated from an industrial wastewater treatment plant. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 89, n. 7, p. 978-987, 2014. <https://doi.org/10.1002/jctb.4188>

GUOLIN, J.; TINGTING, C.; MINGMING, L. Studying oily sludge treatment by thermos chemistry. *Arabian Journal of Chemistry*, v. 9, n. 1, p. S457-S460, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2011.06.007>

HASSEMER, M.E.N. *Tratamento de efluente têxtil: processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

HU, G.; LI, J.; HOU, H. A combination of solvent extraction and freeze thaw for oil recovery from petroleum refinery wastewater treatment pond sludge. *Journal of Hazardous Materials*, v. 283, n. 1, p. 832-840, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.028>

HU, G.; LI, J.; ZENG, G. Recent development in the treatment of oily sludge from petroleum industry: a review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 261, n. 1, p. 470-490, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.069>

HUANG, C.; SHI, Y.; GAMAL EL-DIN, M.; LIU, Y. Treatment of oil sands process-affected water (OSPW) using ozonation combined with integrated fixed-film activated sludge (IFAS). *Water Research*, v. 85, n. 1, p. 167-176, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.019>

JIN, Y.; ZHENG, X.; CHI, Y.; NI, M. Experimental study and assessment of different measurement methods of water in oil sludge. *Drying Technology*, v. 32, n. 3, p. 251-257, 2014. <https://doi.org/10.1080/07373937.2013.811251>

LI, C.; CHAMPAGNE, P.; ANDERSON, B.C. Enhanced biogas production from anaerobic co-digestion of municipal wastewater treatment sludge and fat, oil and grease (FOG) by modified two-stage thermophilic digester system with selected thermos-chemical pre-treatment. *Renewable Energy*, v. 83, n. 1, p. 474-482, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.04.055>

LI, H.; SARMA, P.; ZHANG, D. A comparative study of the probabilistic-collocation and experimental-design methods for petroleum-reservoir uncertainty quantification. *Society of Petroleum Engineers*, 16, 2011. <https://doi.org/10.2118/140738-PA>

LOPES, M.C. *Análise e calibração de um ozonizador*. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Universidade Federal de São João del-Rei, Ouro Branco, 2015.

LU, Y.; SONG, S.; WANG, R.; LIU, Z.; MENG, J.; SWEETMAN, A.J.; JENKINS, A.; FERRIER, R.C.; LI, H.; LUO, W.; WANG, T. Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environmental International*, v. 77, n. 1, p. 5-15, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.010>

MANSUR, A. A.; ADETUTU, E.M.; KADALI, K.K.; MORRISON, P.D.; NURULITA, Y.; BALL, A.S. Assessing the hydrocarbon degrading potential of indigenous bacteria isolated from crude oil tank bottom sludge and hydrocarbon-contaminated soil of Azzawiya oil refinery, Libya. *Environmental Science & Pollution Research*, v. 21, n. 18, p. 10725-10735, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3018-1>

MASTEN, S.J.; DAVIES, S.H.R. The use of ozonation to degrade organic contaminants in waste water. *Environmental Science & Technology*, v. 28, n. 4, p. 180-185, 1994. DOI: 10.1021/es00053a001

MINAI-TEHRANI, D.; ROHANIFAR, P.; AZAMI, S. Assessment of bioremediation of aliphatic, aromatic, resin, and asphaltene fractions of oil-sludge-contaminated soil. *International Journal of Environmental Science & Technology*, v. 12, n. 4, p. 1253-1260, 2015. DOI: 10.1007/s13762-014-0720-y

MONTGOMERY, D.C. *Design and analysis of experiments*. Wiley: Hoboken, 2006.

MOREIRA, I.T.A.; OLIVEIRA, O.M.C.; TRIGUIS, J.A.; QUEIROZ, A.F.S.; BARBOSA, R.M.; ANJOS, J.A.S.A.; REYES, C.Y.; SILVA, C.S.; TRINDADE, M.C.L.F.; RIOS, M.C. Evaluation of the effects of metals on biodegradation of total petroleum hydrocarbons. *Microchemical Journal*, v. 110, n. 1, p. 215-220, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2013.03.020>

MUÑOZ, J.F.; ORTA, M.T. Efecto del ozono en la remoción de materia orgánica disuelta de un efluente secundario. *Revista EIA*, v. 1, n. 18, p. 171-178, 2012.

MYERS, R.H.; MONTGOMERY, D.C.; ANDERSON-COOK, C.M. *Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments*. 3. ed. Hoboken: Wiley, 2009.

NUVOLARI, A. *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola*. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011.

OMAR, W.; AMIN, N. Optimization of heterogeneous biodiesel production from waste cooking palm oil via response surface methodology. *Biomass & Bioenergy*, v. 35, n. 3, p. 1329-1338, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.049>

OMM-E-HANY; SHAH, D.; HASAN, S.A.; ALAMGIR, A. Biodegradation of crude petroleum oil by indigenous and isolated bacterial strains. *American-Eurasian Journal of Agriculture & Environmental Science*, v. 15, n. 9, p. 1827-1834, 2015. DOI: 10.5829/idosi.aejaes.2015.15.9.12747

PAL, A.; HE, Y.; JEKEL, M.; REINHARD, M.; GIN, K.Y.-H. Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator in the urban water cycle. *Environmental International*, v. 71, n. 1, p. 46-62, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.025>

PÉCORA, M.M.C. *Degradação fotoquímica e eletroquímica da fração aromática do resíduo de óleo lubrificante*. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2004.

PRAKASH, V.; SAXENA, S.; SHARMA, A.; SINGH, S.; SINGH, S.K. Treatment of oil sludge contamination by composting. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, v. 6, n. 3, p. 284-290, 2015. DOI: 10.4172/2155-6199.1000284

QUADROS, P.D.; CERQUEIRA, V.S.; CAZAROLLI, J.C.; PERALBA, M.C.; CAMARGO, F.A.O.; GIONGO, A.; BENTO, F.M. Oily sludge stimulates microbial activity and changes microbial structure in a landfarming soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 115, n. 1, p. 90-101, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.07.018>



- RADFARNIA, H.; KHULBE, C.; LITTLE, E. Supercritical water treatment of oil sludge, a viable route to valorize waste oil materials. *Fuel*, v. 159, n. 1, p. 653-658, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2015.06.094>
- RASTEGAR, S.; MOUSAVI, M.; SHOJAOSADATI, S.A.; SHEIBANI, S. Optimization of petroleum refinery effluent treatment in a UASB reactor using response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, v. 197, p. 26-32, 2011. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.09.052
- RIENZO, M.D.; URDANETA, I.; DORTA, B. Biosurfactant production in aerobic and anaerobic conditions by different species of the genus *Pseudomonas*. *Journal of Life Science*, v. 8, n. 3, p. 201-210, 2014.
- SANTOS, P.K.; FERNANDES, K.C.; FARIA, L.A. Descoloração e degradação do azo corante vermelho GRLX-220 por ozonização. *Química Nova*, v. 34, n. 8, p. 1315-1322, 2011.
- SANTOS, R.R.; FARONI, L.R.D.; CECON, P.R.; FERREIRA, A.P.S.; PEREIRA, O.L. Ozone as fungicide in rice grains. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v. 20, n. 3, p. 230-235, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n3p230-235>
- SHAHI, A.; AYDIN, S.; INCE, B. K.; INCE, O. The effects of white-rot fungi *Trametes versicolor* and *Bjerkandera adusta* on microbial community structure and functional genes during the bioaugmentation process following biostimulation practice of petroleum contaminated soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 114, n. 1, p. 67-74, 2016. DOI: 10.1016/j.ibiod.2016.05.021
- SHIE, J.L.; CHANG, C.Y.; LIN, J.-P.; WU, C.-H.; LEE, D.-J. Resources recovery of oil sludge by pyrolysis: kinetics study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 75, n. 6, p. 443-450, 2000. [https://doi.org/10.1002/1097-4660\(200006\)75:6%3C443::AID-JCTB228%3E3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1097-4660(200006)75:6%3C443::AID-JCTB228%3E3.0.CO;2-B)
- SILVA, A.B.L. *Investigação geoambiental de uma área contaminada por resíduos industriais*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- SILVA, R.C.F.S.; ALMEIDA, D.G.; RUFINO, R.D.; LUNA, J.M.; SANTOS, V.A.; SARUBBO, L.A. Application of biosurfactants in the petroleum industry and the remediation of oil spills. *International Journal of Molecular Science*, v. 15, n. 7, p. 12523-12542, 2014. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijms150712523>
- SOUZA, T.S.; HENCKLEIN, F.A.; ANGELIS, D.F.; FONTANETTI, C.S. Clastogenicity of landfarming soil treated with sugar cane vinasse. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 185, n. 2, p. 1627-1636, 2013. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-012-2656-3>
- THANGALAZHY-GOPAKUMAR, S.; AL-NADHERI, W.M.; JEDARAJAN, D.; SAHU, J.N.; MUBARAK, N.M.; NIZAMUDDIN, S. Utilization of palm oil sludge through pyrolysis for bio-oil and bio-char production. *Bioresources Technology*, v. 178, n. 1, p. 65-69, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.068>
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, H. Processing and treatment of sludges. In: METACALF & EDDY (Orgs.). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4. ed. Nova York: McGraw-Hill, 2003.
- VIANA, F.F.; DANTAS, T.N.C.; ROSSI, C.G.F.T.; DANTAS NETO, A.A.; SILVA, M.S. Aged oil sludge solubilization using new microemulsion systems: design of experiments. *Journal of Molecular Liquids*, v. 210, n. 1, p. 44-50, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.02.042>
- ZHU, L.L.; QIU, L.P.; ZHANG, L.X.; ZHANG, S.B. Challenge and development of sludge treatment and disposal in China. *Applied Mechanics & Materials*, v. 675-677, n. 1, p. 665-668, 2014. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.675-677.665>

# QUANTIFICAÇÃO DO ESTOQUE DE CARBONO DA *COPERNICIA PRUNIFERA* (MILL.) H. E. MOORE EM ÁREAS DISTINTAS

## QUANTIFICATION OF CARBON STOCK *COPERNICIA PRUNIFERA* (MILL.) H. E. MOORE IN DIFFERENT AREAS

### *Vera Lúcia dos Santos Costa*

Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí (UFPI) – Teresina (PI), Brasil.

### *Jaíra Maria Alcobaça Gomes*

Professora do Departamento de Ciências Econômicas e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPI – Teresina (PI), Brasil.

### *Maria da Conceição Prado de Oliveira*

Professora do Departamento de Ciências Biológicas, UFPI – Teresina (PI), Brasil.

### *Carla Ledi Korndörfer*

Professora do Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Piauí (UESPI) – Campo Maior (PI), Brasil.

#### **Endereço para correspondência:**

Vera Lúcia dos Santos Costa –  
Rua Lucídio Portela, 1.073 –  
Piauí – CEP 64208-410 –  
Parnaíba (PI), Brasil –  
E-mail: eco.vera09@gmail.com

**Recebido:** 15/02/2017

**Aceito:** 03/04/2018

### **RESUMO**

A carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore), em seu *habitat* natural, contribui para o equilíbrio ecológico. Este estudo teve como objetivos: quantificar o estoque de carbono (EC) presente no estipe e nas folhas de carnaúba e verificar em que tipo de área a planta tem maior EC, com a finalidade de difundir a conservação ambiental da espécie. O experimento foi realizado em uma fazenda do município de Campo Maior, Piauí, nos meses de julho a dezembro de 2013, onde se fez a amostragem por parcelas em ambientes distintos. Utilizou-se uma equação alométrica para calcular a biomassa e, a partir desta, quantificou-se o EC e realizou-se o teste *t* de Student. O estoque total de carbono foi de 14,71 kg.ha<sup>-1</sup>. Concluiu-se que as carnaúbas presentes nas margens do rio têm, em média, um estoque maior de carbono (4,72 kg) do que as que estão presentes em áreas secas (2,33 kg). Com isso, recomenda-se que a conservação da espécie deva ocorrer em áreas estratégicas por prestar esse serviço ecossistêmico.

**Palavras-chave:** serviço ecossistêmico; sequestro de carbono; conservação.

### **ABSTRACT**

*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore (carnauba), in its natural habitat, contributes to the ecological balance. The study aimed to quantify the carbon stock present in the carnauba stem and leaves and to check in which type of area the carnauba has a higher carbon stock. This way, we may diffuse the need of conservation of the species. The experiment was conducted at the farm of municipality of Campo Maior, Piauí, Brazil, from July to December 2013, and the sampling plots were performed in different environments. We used allometric equation for estimating biomass, from which we quantified the carbon stock, and the *t*-test was applied. The carbon stock was 14.71 kg ha<sup>-1</sup>. We conclude that the carnaubas on the river banks have, on average, greater carbon stock (4.72 kg) than those present in dry areas (2.33 kg). Thereby, we encourage the conservation of the species should occur in strategic areas for providing this ecosystem service.

**Keywords:** ecosystem service; carbon sequestration; conservation.

## INTRODUÇÃO

O reconhecimento da importância dos ecossistemas se intensificou após a realização da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD) e o estabelecimento da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), no início dos anos 1990. A partir de então, e com a publicação do artigo *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, de Costanza et al. (1997), ganharam notoriedade os estudos sobre serviços ecossistêmicos e sua valoração, que chamam a atenção para a necessidade de conservação e preservação de espécies vegetais e florestais. Os benefícios da conservação destas consistem na continuidade da oferta de serviços ecossistêmicos que garantem o bem-estar à humanidade. Como exemplos desses serviços pode-se citar a regulação do clima e da água, o controle da erosão e retenção de sedimentos, etc. (COSTANZA et al., 1997).

A definição de serviços ecossistêmicos como benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas foi posta em circulação e consolidada pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio (em inglês: *Millennium Ecosystem Assessment* — MEA). A MEA, conjunto de relatórios publicados de 2001 a 2005, baseou-se em quatro convenções da Organização das Nações Unidas (ONU) relativas às questões ambientais — clima, biodiversidade, desertificação e áreas úmidas —, constituindo o maior inventário do estado de uso da natureza pelos seres humanos.

O Relatório da MEA, publicado em 2005, dividiu os serviços ecossistêmicos em quatro categorias:

- de provisão: alimentos, água potável, madeiras e fibras, combustível, etc.;
- de regulação: clima, inundações, controle de doenças, purificação da água, etc.;
- de cultura: estético, espiritual, educacional, recreação, etc.;
- de suporte: ciclagem de nutrientes, formação do solo, produção primária, etc. Sobre a oferta desses serviços, Isbell et al. (2011) apontam que quanto maior o número de espécies, melhor se mantém a multifuncionalidade do ecossistema em grandes escalas espaço-temporais e mais se conserva o equilíbrio ecológico. Daí constata-se que cada espécie

desempenha um importantíssimo papel a fim de que o ecossistema permaneça estável (MEA, 2005).

Para incentivar a conservação dos ecossistemas, Almeida (2007) defende que os serviços ecossistêmicos sejam valorados e inseridos no mercado pela adoção de políticas de pagamento, sendo necessário que os direitos de propriedade estejam bem definidos. E que, na verdade, o conjunto desses serviços se encontra ameaçado pela ausência de direitos de propriedade e de fungibilidade e por serem produtos globais de uso comum, definidos, economicamente, como externalidades. Daí a dificuldade de valorar esses recursos econômicos.

A valoração dos serviços ecossistêmicos deriva, conforme Motta (2011), de seus atributos, que podem ou não estar associados a um uso. Valorar um recurso ambiental consiste em estimar um *quantum* monetário em relação a outros bens e serviços disponíveis na Economia (MOTTA, 1997), a partir do que surge uma política de pagamento por serviços ecossistêmicos que, segundo Moraes (2012), se expressa pela ideia de que os beneficiários externos paguem aos proprietários desses bens pela adoção de práticas de conservação ou restauração dos ecossistemas. Nesse sentido, as instituições financeiras podem contribuir para que as atividades extrativas sejam sustentáveis, exigindo contrapartidas ambientais para a concessão de crédito (COSTA; GOMES, 2016).

Nesse ínterim, como a conservação e preservação de espécies florestais é fundamental para garantir a continuidade desses serviços, surgiram pesquisas na área de Engenharia Florestal, em especial sobre a regulação climática por meio do sequestro de CO<sub>2</sub>, que visaram a quantificar o estoque de carbono (EC) e/ou a biomassa de florestas ou de espécies florestais. A maioria dessas pesquisas abrange áreas florestais, poucas se referem a estudos de espécies individuais.

Dentre os estudos internacionais, destacam-se o de Missanjo e Kamanga-Thole (2015), que estimaram a biomassa e o EC de uma reserva florestal de Miombo Woodland, no Malawi; e o de Chavan e Rasal (2010), que abordam o estoque permanente de carbono sequestrado por espécies arbóreas selecionadas em um *campus* universitário da Índia; nesta última pesquisa os autores utilizaram o mé-

todo não destrutivo, concluindo que modelos alométricos baseados em padrões teóricos são ótimos para a determinação da biomassa. E, ainda, o estudo de Breugel *et al.* (2011), que estimaram o EC em florestas secundárias no Panamá.

Das pesquisas realizadas no Brasil, citam-se a de Ratchne *et al.* (2015), que quantificaram o carbono florestal da espécie *Araucaria angustifolia* no sudoeste do Paraná; a de Silva *et al.* (2015), que estimaram, usando métodos indiretos, o EC em área de restauração florestal em Minas Gerais; e a de Rocha *et al.* (2014), que estimaram estoques de carbono na fitomassa área de sistemas agroflorestais no cerrado de Minas Gerais.

Quanto aos estudos sobre a carnaúba já realizados, citam-se o de Araújo *et al.* (2013), que analisaram a germinação das sementes; o de Reis *et al.* (2010; 2011), que avaliaram a protrusão do pecíolo cotiledonar e a emergência de mudas de carnaúbas, respectivamente; o de Arruda e Calbo (2004), que analisaram a tolerância à inundação; e o de Holanda (2006), que verificou os efeitos da salinidade sobre o crescimento e desenvolvimento da espécie. Quanto ao manejo da carnaúba, destacam-se o estudo de Vieira, Oliveira e Loiola (2016), que analisaram as consequências da extração mensal das folhas sobre a sobrevivência, a produção de folhas e o desempenho reprodutivo da planta; o de Ferreira (2009), que verificou o comportamento de carnaubeiras em três estádios de desenvolvimento (capoteiro, palmeira nova e palmeira velha); o de Ferreira, Nunes e Gomes (2013), que analisaram o efeito de diferentes estratégias de manejo de corte das folhas; e o de Reis Filho (2005), que coordenou o Mapeamento Espacial e Zoneamento da Carnaúba no Piauí (Projeto Carnaupi), a partir do qual inventariou as populações dessa planta, classificando-a em quatro classes. No âmbito da etnobotânica, citam-se três estudos que confirmam os usos ou o potencial de usos da espécie em comunidades tradicionais, indo as indicações desde a categoria alimentícia até a produção de energia, são eles: Silva *et al.* (2014), Silva *et al.* (2011) e Sousa *et al.* (2015).

Esses estudos etnobotânicos confirmam os registros da literatura sobre o aproveitamento integral da carnaúba. Gomes e Nascimento (2006) registraram usos de todas as partes da palmeira – folhas, pecíolo, estipe, fruto e raízes. Além desses usos diretos, a carnaúba

desempenha um importante papel na preservação de margens de rios, conforme Lima e Araújo (2006) e Araújo *et al.* (2012).

Tomando por base as categorias de serviços ecossistêmicos relatados em MEA (2005) e os usos da carnaúba, identificam-se os seguintes serviços da espécie:

- de provisão: fonte de fibra, celulose e pó cerífero que provêm das folhas, da madeira (caule e pecíolo) e do alimento (fruto e palmito);
- cultural: estético (paisagismo), medicinal (raízes) e simbologia (árvore-símbolo);
- de suporte: proteção de solo, nascentes, mananciais hídricos e cursos d'água.

O conhecimento sobre a etnobotânica e os serviços ecossistêmicos da carnaúba, seja por meio de benefícios diretos, seja pelos indiretos, é, assim, essencial para a conservação da espécie e o consequente equilíbrio ecológico, por intermédio da sua exploração econômica racional e sustentável.

Inexistem estudos empíricos sobre os serviços ecossistêmicos de regulação da carnaubeira, como o climático e o hídrico, o que justifica a relevância de estudar o EC presente na espécie. Desse modo, aponta-se o serviço ecossistêmico de regulação climática da carnaúba por meio do EC como uma variável importante para a conservação da espécie, dada a sua importância não apenas socioeconômica, mas também ambiental. Para tanto, escolheu-se a Fazenda Itans, no município de Campo Maior, Piauí, que é cortada pelo Rio Canudos e tem áreas de carnaubal nas margens dos rios, nas quais há maior variedade de vegetação, e distantes dessas, em que predomina a carnaúba, o que motivou a seguinte questão: qual o EC das carnaúbas dessas áreas?

Os objetivos consistiram em quantificar o EC presente no estipe e nas folhas de carnaúba e verificar se existe diferença de quantidade de EC entre carnaúbas situadas em áreas distintas para, assim, difundir a necessidade de conservação ambiental da espécie.



## MATERIAIS E MÉTODOS

### Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado com populações naturais de *Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore no município de Campo Maior, Piauí, escolhido pela sua representatividade como o maior produtor de pó cerífero na Região Nordeste.

A área de estudo se localiza na Fazenda Itans, a 20 km da sede do município de Campo Maior, Piauí, na Rodovia PI 314 (Campo Maior — Barras). Fez-se a solicitação ao proprietário por meio de ofício a ele encaminhado, o qual autorizou o experimento.

O clima da microrregião é, conforme a classificação de Köppen, Tropical Subúmido ( $C_1WA_{4a}$ ), com temperaturas

### Amostragem

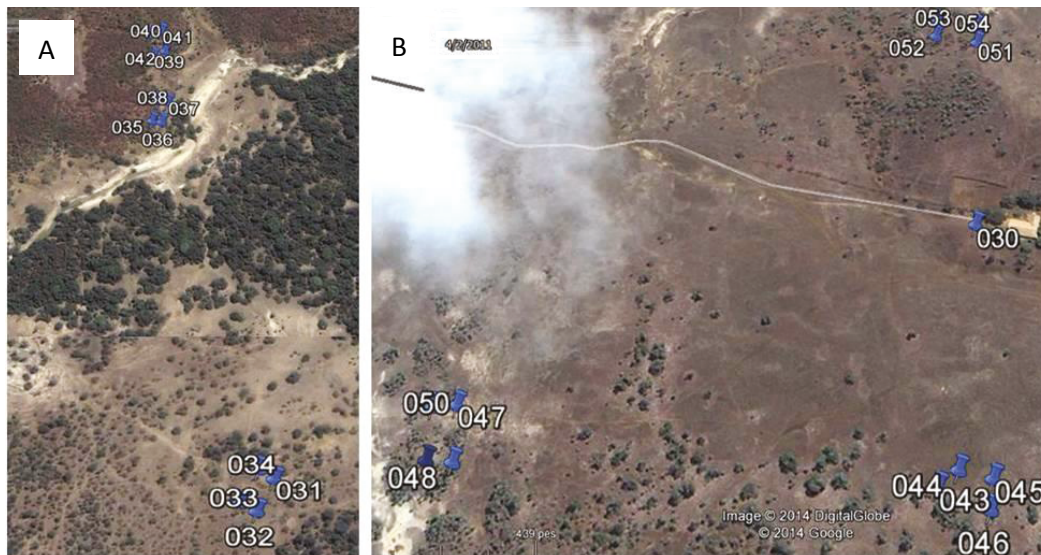
Foram implantadas 3 parcelas com dimensões de 40 × 20 m nas margens do Rio Canudos (área I), em que a carnaúba se encontra associada com outras espécies, e 3 parcelas, com as mesmas dimensões, distantes das margens do rio e próximas à casa da Fazenda (área II), esta caracterizada pela predominância de carnaúbas com existência mínima

entre 23 e 35°C nos meses secos. A vegetação, segundo Barros, Farias e Castro (2010), compõe o Complexo Vegetacional de Campo Maior, caracterizado como um ambiente sujeito a frequentes inundações, o que lhe confere o caráter de transição, estabelecido a partir do contato dos cerrados com a caatinga, o carrasco, as matas estacionais (decíduas e semidecíduas) e as matas ripícolas.

A fazenda, com área de 970 ha, é cortada por dois rios intermitentes, um com menos de 10 m de largura (Itans) e outro com largura entre 10 e 50 m (Canudos). A área de estudo é coberta predominantemente por carnaúbas e todo o carnaubal é manejado para a extração do pó cerífero.

de outras espécies. A Figura 1 mostra os pontos georreferenciados, via *Global Position System* (GPS), das parcelas.

Em cada parcela foi levantado o número de indivíduos cujo estipe era igual ou superior a 2,5 m de altura. Foram medidos a altura (H) do estipe e o perímetro à altura do peito (PAP) a 1,30 m do solo.



**Figura 1 – Vista aérea das áreas pesquisadas, Fazenda Itans, Campo Maior, Piauí: (A) área I (parcelas 1 (pontos 031, 032, 033, 034), 2 (pontos 035, 036, 037, 038) e 3 (pontos 039, 040, 041, 042)); (B) área II (parcelas 4 (pontos 043, 044, 045, 046), 5 (pontos 047, 048, 049, 050), 6 (pontos 051, 052, 053, 054) e Casa da Fazenda (ponto 030).**



## Determinação da biomassa e do estoque de carbono

A biomassa do estipe da carnaúba foi calculada, por meio de equação alométrica (Equação 1), proposta por Ribeiro *et al.* (2009), como produto das variáveis volume do estipe ( $V$ ) e densidade básica média da espécie ( $\bar{D}$ ):

$$B = \bar{D} \times V \quad (1)$$

Em que:

$B$  = biomassa (em kg);

$\bar{D}$  = densidade básica média da espécie (em kg.m<sup>-3</sup>);

$V$  = volume do estipe (em m<sup>3</sup>).

Para o cálculo da densidade básica média da espécie, utilizou-se o método destrutivo. Para tanto, solicitou-se autorização da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Campo Maior, Piauí, que a forneceu com a recomendação de fazer a reposição de cinco para cada uma que fosse abatida. As espécies determinadas para reposição foram *Libidibia férrea* (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroze *Anacardium occidentale* L.

Procedeu-se, então, a um sorteio de três indivíduos para o abate em cada área. A determinação da  $\bar{D}$  da espécie teve por base a Norma Brasileira (NBR 11941), de março de 2003 (ABNT, 2003). Fez-se a secção do estipe dos indivíduos retirando-se 6 discos, com espessura de 3 cm, nos pontos de PAP, 0, 25, 50, 75 e 100% do comprimento. O método utilizado foi o da imersão, baseado na variação do peso da amostra. Ou seja, logo após serem seccionados, os discos foram colocados, individualmente, em um recipiente com água previamente pesado ( $m_1$ ) durante uma hora, para atingir o volume máximo saturado; em seguida, os recipientes com os cilindros imersos foram pesados ( $m_2$ ). Posteriormente, os discos foram encaminhados para o Laboratório/Herbário Graziela Barroso (TEPB), onde foram secos em estufa, a 105°C, até atingirem o peso constante para a determinação da massa seca ( $m_3$ ). A densidade básica foi calculada conforme a Equação 2, na qual o volume do disco equivale ao volume da água deslocada, que, por sua vez, é igual à diferença de massa ( $m_2 - m_1$ ), considerando-se a densidade da água como um g/cm<sup>3</sup> (ABNT, 2003):

$$\bar{D} = \frac{m_3}{m_2 - m_1} \quad (2)$$

Em que:

$\bar{D}$  = densidade básica da madeira (em kg.m<sup>3</sup>);

$m_3$  = massa seca (em kg);

$m_2$  = massa do recipiente com água e disco imerso (em kg);

$m_1$  = massa do recipiente com água (em kg).

A  $\bar{D}$  da espécie foi obtida a partir da média aritmética dos valores de densidade dos seis discos das carnaúbas.

O  $V$  foi calculado a partir da equação de volume do cilindro, admitindo que o estipe da carnaúba tivesse a forma cilíndrica. Partindo da Equação 3, chega-se à equação para obter o  $V$  da carnaúba.

$$V = A \times H \quad (3)$$

Em que:

$A$  = área do cilindro;

$H$  = altura do cilindro.

A área do cilindro é dada conforme a Equação 4:

$$A = \pi r^2 \quad (4)$$

Em que:

$r$  = raio da circunferência do cilindro.

Pela equação da circunferência, tem-se a Equação 5:

$$C = 2\pi r \rightarrow C^2 = 4\pi^2 r^2 \rightarrow r^2 = \frac{C^2}{4\pi^2} \quad (5)$$

Em que:

$C$  = perímetro da circunferência.

Substituindo o valor  $r^2$  (Equação 5) na equação da área do cilindro (Equação 4), temos a Equação 6:

$$A = \frac{\pi C^2}{4\pi^2} \equiv A = \frac{C^2}{4\pi} \quad (6)$$

Utilizando estas equações (Equações 3 e 5), pode-se calcular o volume do estipe da carnaúba; conforme as variáveis levantadas, tem-se que o perímetro da circunferência ( $C$ ) corresponde ao PAP do estipe da carnaúba em  $m$  e a  $H$  do cilindro corresponde à  $H$  do estipe em  $m$ . Substituindo essas variáveis na equação do volume (Equação 3) se obtém a equação de volume (em  $m$ ) para o estipe da carnaúba (Equação 7):

$$V = \frac{PAP^2}{4\pi} \times H \quad (7)$$

Após a determinação da biomassa e das variáveis que a compõem, foi possível quantificar o EC das carnaúbas pela multiplicação da biomassa por 0,5, visto que 50% da biomassa correspondem ao EC, proposta esta elucidada pelos autores Pearson, Brown e Birdsey (2007).

## Análise dos dados

Após a coleta, fez-se a análise estatística dos dados, usando o *software Statistical Package for the Social Sciences (SPSS)*, da IBM, versão 20 para Windows. Realizou-se o teste *t* de Student, que compara médias entre dois grupos; com os

Além disso, dos indivíduos abatidos para obtenção da densidade básica da espécie, foram recolhidas as folhas com pecíolos, contadas e pesadas ainda verdes (mv). Posteriormente, foram levadas ao TEPB, onde secaram em estufa a 105°C até atingirem a massa constante ou massa seca (ms) para calcular o EC, considerando que ele corresponde a 50% da ms.

resultados pode-se constatar se as diferenças observadas são significativas ou não para analisar se existe diferença significativa de EC das carnaúbas das duas áreas. Os testes foram realizados com a probabilidade de 5%.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas áreas I e II foram contabilizadas 104 carnaúbas, sendo que a I apresentou menor número de indivíduos (29) e na II foram contados 75. Conforme a classificação de Reis Filho (2005), todas as carnaúbas encontravam-se em estágio adulto, sendo, assim, distribuídas nas seguintes subclasses: 12 palmeiras novas (2,5 a 3,99 m), 44 médias (4,0 a 6,99 m) e 48 velhas (acima de 7 m).

A  $\bar{D}$  foi de 0,562 kg.m<sup>-3</sup>. Na Tabela 1 tem-se a estatística descritiva das seis carnaúbas que foram abatidas — são apresentados o desvio padrão e as médias das variáveis coletadas —, sendo que as da área I foram classificadas como palmeiras velhas, e as da área II, uma como velha e as outras duas como palmeiras médias.

As folhas constituem um EC que é renovado anualmente pelo corte para extração de pó cerífero. Assim, essa atividade contribui para o sequestro e o EC. O to-

tal de carbono estocado nas folhas com pecíolos foi de 14,63 kg ou 500 g.kg<sup>-1</sup>, valor que se encontra acima do encontrado por Cunha *et al.* (2009) na espécie *Attalea dúbia* (Mart.) Burret (448 g.kg<sup>-1</sup>) e abaixo do resultado encontrado por Miranda *et al.* (2012) para a *Euterpe oleraceae* Mart. (885 g.kg<sup>-1</sup>).

Quanto ao estoque total de carbono dos estipes, na área II quantificou-se em 4,72 kg, maior que na I (2,33 kg), e a soma do EC nas duas áreas foi de 7,05 kg. Entretanto, nas margens do rio as carnaúbas apresentam, em média, estoque maior de carbono, pois elas apresentam-se mais frondosas, altas e com maior número de folhas, diferenciando-se das que distam de fontes de água. Isso lhes confere maior EC. Na Tabela 2 são apresentados o número de indivíduos, a média e o desvio padrão da H, do PAP e do EC.

**Tabela 1 – Médias das carnaúbas abatidas: número de folhas, altura e perímetro à altura do peito (em m), massa verde, massa seca e estoque de carbono das folhas (em kg).**

Variáveis	Área I	Desvio padrão	Área II	Desvio padrão
N	32	6,028	21	12,503
H	8,98	2,374	5,76	1,250
PAP	0,64	0,059	0,73	0,069
mv	15,90	4,140	7,13	7,132
ms	6,85	1,727	2,90	3,019
EC	3,42	0,863	1,45	1,510

N: número de indivíduos; H: altura; PAP: perímetro à altura do peito; mv: massa verde; ms: massa seca; EC: estoque de carbono.

Observa-se de imediato que, pelos valores das tabelas, as folhas estocam mais carbono que o estipe da carnaúba. Contudo, faz-se a ressalva de que o método usado para calcular o EC do estipe não foi o mesmo adotado para calcular o carbono das folhas, o que justifica a disparidade entre os dois resultados.

Estendendo o resultado do EC da Tabela 2 para 1 ha, quantificou-se o EC em 14,71 kg.ha<sup>-1</sup>. As comparações desse resultado que poderiam ser feitas usando resultados de outros estudos ficam limitadas, pois não há pesquisas sobre a carnaúba semelhantes a esta. Contudo, com os resultados já obtidos para a família Arecaceae, à qual a carnaúba pertence, dentre os quais se pode citar o de Ribeiro *et al.* (2009), que citam a *Euterpe edulis* Mart. com um EC de 1,275 t.ha<sup>-1</sup>; o de Pessoa *et al.* (2012), que concluíram em sua pesquisa que 18 indivíduos da família Arecaceae estocam carbono em 1.879 kg.ano<sup>-1</sup>; e o de Miranda *et al.* (2012), que encontraram a média de 3,873 kg de carbono estocado no fuste de 18 indivíduos da espécie *Euterpe oleraceae* Mart. no município de Breves, Pará. Como as espécies são distintas, os resultados são, obviamente, diferentes; some-se a isso o fato de que essas pesquisas utilizaram métodos diversificados, ainda que não destrutivos, o que justifica os resultados serem tão díspares.

Vale ressaltar que o EC por área depende, além das características físicas, da quantidade de indivíduos da espécie que se encontram na amostra. No caso da carnaúba, é possível encontrar áreas bastante populosas ou não. No local onde foi realizado o estudo as carnaúbas estão um pouco mais dispersas, o que explica o

pequeno estoque encontrado em relação aos estudos realizados com espécies da mesma família.

Embora a carnaúba tenha crescimento lento, pode, segundo Lorenzi *et al.* (2010), chegar a 15 m de altura. Além disso, conforme Reis *et al.* (2011), ela se desenvolve melhor estando exposta ao sol, especialmente as mudas, o que ajuda no processo de fotossíntese e, conseqüentemente, no sequestro de CO<sub>2</sub>. O experimento realizado por Arruda e Calbo (2004) confirmou que carnaúbas situadas em áreas alagadas apresentam maiores concentrações de CO<sub>2</sub> e diminuição de O<sub>2</sub> nas raízes, porém essa exposição reduz o processo de fotossíntese e de condutância estomática, o que não implica ser prejudicial às plantas, pois apresentam tolerância a tal condição. E, também, é no período chuvoso que elas mais emitem folhas, conforme Ferreira (2009).

Quanto à exploração do carnaubal para extração de pó cerífero, ela pode ser prejudicial à planta se ocorrer de forma intensa (acima de 50%) e mensal (VIEIRA; OLIVEIRA; LOIOLA, 2016), visto que reduz a produção de folhas, afetando a estrutura foliar e causando de perda de energia. Porém, Ferreira, Nunes e Gomes (2013) recomendam, para os extrativistas, fazer um único corte anual das folhas, pois resulta em rendimento maior. Pode-se inferir que essa extração anual das folhas constitui renovação do EC. No entanto, recomenda-se o manejo adequado no que concerne não só a preservar o mangará, como também a retirar das proximidades espécies que causam a morte da carnaúba — como o popular “mato-de-leite” no Piauí, mais conhecido como “boca-de-leão” no Ceará.

**Tabela 2 – Número de indivíduos, desvio padrão e média das variáveis coletadas (altura e perímetro à altura do peito em m) e quantificada (estoque de carbono em kg) das carnaúbas nas áreas I e II.**

Área	N	Variáveis	Média	Desvio padrão
I	29	H	6,9838	2,4779
		PAP	0,7197	0,0911
		EC	0,0802*	0,0282
II	75	H	6,0707	1,6082
		PAP	0,6724	0,1023
		EC	0,0630*	0,0253

N: número de indivíduos; H: altura; PAP: perímetro à altura do peito; EC: estoque de carbono; \*médias diferentes entre si pelo teste t de Student a 5% de significância.

Além disso, não se deve esquecer de que o sequestro de CO<sub>2</sub> é realizado pelas folhas, o que permite dizer que a retirada total das folhas, mesmo preservando o mangará, reduz essa função da carnaubeira. Outra sugestão é de que não sejam retiradas todas as folhas para que não haja redução drástica de sequestro de CO<sub>2</sub> por ela, pois causa danos à planta.

Com esses resultados, pretende-se que a carnaúba seja conservada em função do seu valor econômico, como destacado por Gomes, Cerqueira e Carvalho (2009), bem como pelos benefícios ambientais que oferece. Assim, reforça-se a importância do manejo sustentável, que promove, como já destacado por Watzlawick *et al.* (2012), benefícios ambientais e socioeconômicos, além de contribuir para a recomposição de áreas degradadas; além disso, os extrativistas podem ser beneficiados com projetos que visam à sustentabilidade da atividade extrativa.

No âmbito da conservação e sustentabilidade da carnaúba, destaca-se a Câmara Setorial da Carnaúba,

que publicou, em 2009, um manual contendo instruções para o manejo da espécie (CÂMARA SETORIAL DA CARNAÚBA, 2009). Posteriormente, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) lançou um caderno de boas práticas para o extrativismo sustentável orgânico da carnaúba com o objetivo de estabelecer um protocolo mínimo que promovesse o manejo consciente da atividade extrativista, respeitando o meio ambiente, a cultura e a dinâmica das populações envolvidas (BRASIL, 2014).

Gomes, Cerqueira e Carvalho (2009) veem que o benefício privado da exploração econômica da carnaúba pode contribuir para a preservação da espécie, exatamente pela geração de lucros e ocupações rurais. Conforme os autores, isso a torna um recurso natural primordial no âmbito da política ambiental. Ou seja, a partir de seu valor socioeconômico, órgãos públicos e privados podem adotar em suas políticas contrapartidas que favoreçam a conservação da espécie, lembrando que a política de crédito às atividades produtivas tem um papel fundamental no incentivo à conservação.

## CONCLUSÕES

A carnaúba presta o serviço ecossistêmico de regulação climática por meio do sequestro e EC. O estudo quantificou o EC presente no estipe e nas folhas da espécie. Como foram utilizadas carnaúbas situadas em áreas distintas, verificou-se, estatisticamente, que elas têm EC diferente entre si, conforme resultado do teste *t* de Student. Concluindo, na área em que a carnaúba aparece associada com mais espécies vegetais e às margens do rio há maior EC. Além disso, constatou-se que a carnaúba tem maior EC nas folhas que a espécie *Attalea dubia* (Mart.) Burret.

Diante do contexto das discussões sobre alterações climáticas, deve-se incentivar a conservação da carnaúba não só pelo valor socioeconômico, mas também por prestar o serviço ecossistêmico de estocar carbono. Esse tema tem ganhado relevância no meio acadêmi-

co e na implantação de políticas públicas, como, por exemplo, o pagamento por esse serviço. Portanto, um meio para se conservar a espécie é a utilização de políticas que englobam e prezam pela sustentabilidade da atividade extrativa, e que tenham como paradigma o manejo sustentável.

Esta pesquisa contribui com a literatura no que concerne à quantificação do EC para a espécie *Copernicia prunifera* (Mill) H. E. More, visto que inexistem estudos semelhantes para a carnaúba; some-se a isso o fato de ser uma pesquisa interdisciplinar que agrega conhecimentos da Ciência Florestal com a Economia Ecológica. Ressalta-se que o presente artigo não esgota o tema, pois deixa margem para realização de pesquisas, por exemplo, para usar um método distinto e, assim, poder fazer comparação e tirar novas conclusões.

## AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. José Machado Moita Neto, o auxílio com a estatística.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, F. *Os desafios da sustentabilidade: uma ruptura urgente*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2007. p. 11-58.
- ARAÚJO, D. R.; SILVA, P. C. M.; DIAS, N. S.; LIRA, D. L.-A. C. Estudo da área de preservação permanente do Rio Mossoró no sítio urbano de Mossoró-RN por meio de técnicas de geoprocessamento. *Revista Caatinga*, v. 25, n. 2, p. 177-183, 2012.
- ARAÚJO, L. H.; SILVA, R. A. R.; DANTAS, E. X.; SOUSA, R. F.; VIEIRA, F. A. Germinação de sementes da *Copernicia prunifera*: biometria, pré-embebição e estabelecimento de Mudas. *Enciclopédia Biosfera*, v. 9, n. 17, 2013.
- ARRUDA, G. M. T.; CALBO, M. E. R. Efeitos da inundação no crescimento, trocas gasosas e porosidade radicular da carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore). *Acta Botânica Brasílica*, v. 18, n. 2, p. 219-224, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000200002>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 11941: Madeira - determinação da densidade básica*. Rio de Janeiro: ABNT, 2003.
- BARROS, J. S.; FARIAS, R. R. S.; CASTRO, A. A. J. F. Compartimentação geoambiental no Complexo de Campo Maior, Piauí: caracterização de um mosaico de ecótonos. In: CASTRO, A. A. J. F.; ARZABE, C.; CASTRO, N. M. C. F. *Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí*. Teresina: EDUFPI, 2010. (Série Desenvolvimento e Meio Ambiente, 5.) p. 25-43.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Desenvolvimento Agropecuário e Cooperativismo. *Caderno de Boas Práticas para o Extrativismo Sustentável Orgânico da Carnaúba*. Brasília: MAPA/ACS, 2014. (Cadernos de Boas Práticas para o Extrativismo Sustentável Orgânico.)
- BREUGEL, M. V.; RANSIJN, J.; CRAVEN, D.; BONGERS, F.; HALL, J. S. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management*, v. 262, p. 1648-1657, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.018>
- CÂMARA SETORIAL DA CARNAÚBA. *A carnaúba: preservação e sustentabilidade*. Fortaleza: Câmara Setorial da Carnaúba, 2009.
- CHAVAN, B. L.; RASAL, G. B. Sequestered standing carbon stock in selective tree species grown in University campus at Aurangabad, Maharashtra, India. *International Journal of Engineering Science and Technology*, v. 2, p. 3003-3007, 2010.
- COSTA, V. L. S.; GOMES, J. M. A. Crédito e conservação ambiental no extrativismo da carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore) no nordeste brasileiro no período de 2007 a 2012. *Interações*, v. 17, n. 1, p. 4-14, 2016. <http://dx.doi.org/10.20435/1518-70122016101>
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. V. D. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997. DOI: 10.1038/387253a0
- CUNHA, G. M.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; VELLOSO, A. C. X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da Mata Atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n. 33, p. 1175-1185, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000500011>
- FERREIRA, C. S. *Comportamento de populações de carnaubeira em diferentes estádios de desenvolvimento no município de União-Piauí*. 60 f. Dissertação. (Mestrado em Agronomia)—Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2009.
- FERREIRA, C. S.; NUNES, J. A. R.; GOMES, R. L. F. Manejo de corte das folhas de *Copernicia prunifera* (Miller) H. H. Moore no Piauí. *Revista Caatinga*, v. 26, n. 2, p. 25-30, 2013.



- GOMES, J. M. A.; CERQUEIRA, E. B.; CARVALHO, J. N. F. Custos e benefícios da preservação dos carnaubais nativos nordestinos. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 47., 2009, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, 2009, p. 1-20.
- GOMES, J. M. A.; NASCIMENTO, W. L. Visão sistêmica da cadeia produtiva da carnaúba. In: GOMES, J. M. A.; SANTOS, K. B.; SILVA, M. S. (Orgs.). *Cadeia produtiva da cera de carnaúba: diagnóstico e cenário*. Teresina: EDUFPI, 2006. p. 23-34.
- HOLANDA, S. J. R. *Efeito da salinidade induzida no desenvolvimento e crescimento inicial de carnaúba (Copernicia prunifera (Miller) H. E. Moore): suporte a estratégias de restauração em áreas salinizadas*. 75 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)–Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.
- ISELL, F.; CALCAGNO, V.; HECTOR, A.; CONNOLLY, J.; HARPOLE, W. S.; REICH, P. B.; SCHERER-LORENZEN, M.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; RUIJVEN, J. V.; WEIGELT, A.; WILSEY, B. J.; ZAVALA, E. S.; LOREAU, M. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, v. 477, p. 199-203, 2011. DOI: 10.1038/nature10282
- LIMA, A. S.; ARAÚJO, J. L. L. Geoambientes e as atividades agropecuárias consorciadas e associadas nas áreas dos carnaubais. In: GOMES, J. M. A.; SANTOS, K. B.; SILVA, M. S. (Orgs.). *Cadeia produtiva da cera de carnaúba: diagnóstico e cenários*. Teresina: EDUFPI, 2006. p. 35-47.
- LORENZI, H. (Org.). *Flora brasileira – Arecaceae (palmeiras)*. Nova Odessa: Plantarum, 2010. 384 p.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Living beyond our means: natural assets and human well-being*. Statement from the Board, 2005.
- MIRANDA, D. L. C.; SANQUETTA, C. R.; COSTA, L. G. S.; CORTE, A. P. D. Biomassa e Carbono em *Euterpe oleracea* Mart., na Ilha do Marajó – PA. *Floresta e Ambiente*, v. 19, n. 3, p. 336-343, 2012. DOI: 10.4322/foram.2012.039
- MISSANJO, E.; KAMANGA-THOLE, G. Estimation of biomass and carbon stock for Miombo Woodland in Dzalanyama Forest reserve, Malawi. *Research Journal of Agriculture and Forestry Science*, v. 3, p. 7-12, 2015.
- MORAES, J. L. A. Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como instrumento de política de desenvolvimento sustentável dos territórios rurais: O Projeto Protetor Das Águas de Vera Cruz, RS. *Sustentabilidade em Debate*, v. 3, n. 1, p. 43-56, 2012. <http://dx.doi.org/10.18472/SustDeb.v3n1.2012.7196>
- MOTTA, R. S. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.
- \_\_\_\_\_. Valoração e precificação dos recursos ambientais para uma economia verde. *Economia Verde*, n. 8, p. 179-190, 2011.
- PEARSON, T. R. H.; BROWN, S.; BIRDSEY, R. A. *Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon*. United States: Department of Agriculture, 2007.
- PESSOA, S. G.; BARBOSA, I. A.; KEUNECKE, L. F.; GOMES, D. A.; COCCO, M. L.; MACENA, D. R. Sequestro florestal de CO<sub>2</sub> em clube campestre: opção para compensação de emissões de frota de ônibus urbano. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, v. 5, n. 1, p. 205-224, 2012.
- RATUCHNE, L. C.; BRUSTOLIM, J. C.; KOEHLER, H. S.; WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R.; SCHAMNE, P. A. Quantificação de carbono florestal em povoamentos de *Araucaria angustifolia* no sudoeste do estado do Paraná. *Ambiência*, v. 11, n. 2, p. 321-335, 2015. DOI: 10.5935/ambiencia.2015.02.04
- REIS FILHO, A. A. (Org.). *Projeto Carnaupi: Mapeamento espacial e zoneamento de carnaúba no Piauí – relatório*. Teresina: EDUFPI, 2005.
- REIS, R. G. E.; BEZERRA, A. M. E.; GONÇALVES, N. R.; PEREIRA, M. S.; FREITAS, J. B. S. Biometria e efeito da temperatura e tamanho das sementes na protrusão do pecíolo cotiledonar de carnaúba. *Ciência Agrônômica*, v. 41, n. 1, p. 81-86, 2010.

REIS, R. G. E.; PEREIRA, M. S.; GONÇALVES, N. R.; PEREIRA, D. S.; BEZERRA, A. M. E. Emergência e qualidade de mudas de *Copernicia prunifera* em função da embebição das sementes e sombreamento. *Revista Caatinga*, v. 24, n. 4, p. 43-49, 2011.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L.; NARDELLI, A. M. B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 33, n. 5, p. 917-926, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622009000500014>

ROCHA, G. P.; FERNANDES, L. A.; CABACINHA, C. D.; LOPES, I. D. P.; RIBEIRO, J. M.; FRAZÃO, L. A.; SAMPAIO, R. A. Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no Cerrado de Minas Gerais. *Ciência Rural*, v. 44, n. 7, p. 1197-1203, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20130804>

SILVA, H. F.; RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FARIA, R. A. V. B.; TEIXEIRA, M. B. R.; MELLO, J. M. Estimativa do estoque de carbono por métodos indiretos em área de restauração florestal em Minas Gerais. *Scientia Forestalis*, v. 43, n. 108, p. 943-953, 2015. DOI: 10.18671/scifor.v43n108.18

SILVA, N.; LUCENA, R. F. P.; LIMA, J. R. F.; LIMA, G. D. S.; CARVALHO, T. K. N.; SOUSA JÚNIOR, S. P.; ALVES, C. A. B. Conhecimento e uso da vegetação nativa da caatinga em uma comunidade rural da Paraíba, Nordeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, v. 34, 2014.

SILVA, R. A. R.; ROCHA, T. G. F.; MARINHO, A. A.; FARJADO, C. G.; VIEIRA, F. A. Etnoecologia e etnobotânica da palmeira carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore) no semi-árido do vale do Rio Açu, RN. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 10., 2011, São Lourenço. *Anais...* São Lourenço, 2011. p. 1-2.

SOUSA, R. F.; SILVA, R. A. R.; ROCHA, T. G. F.; SANTANA, J. A. S.; VIEIRA, F. A. Etnoecologia e etnobotânica da palmeira carnaúba no semiárido brasileiro. *Cerne*, v. 21, n. 4, p. 587-594, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521041764>

VIEIRA, I. R.; OLIVEIRA, J. S.; LOIOLA, M. I. B. Effects of harvesting on leaf production and reproductive performance of *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore. *Revista Árvore*, v. 40, n. 1, p. 117-123, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622016000100013>

WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W.; VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; GODINHO, T. O.; BALBINOT, R. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. *Scientia Forestalis*, v. 40, n. 95, p. 353-362, 2012.

# MUDANÇAS CLIMÁTICAS E O SETOR HIDROELÉTRICO BRASILEIRO: UMA ANÁLISE COM BASE EM MODELOS DO IPCC-AR5

CLIMATE CHANGE AND BRAZILIAN HYDROPOWER SECTOR:  
AN ANALYSIS BASED ON GLOBAL MODELS FROM IPCC-AR5

## *Cleiton da Silva Silveira*

Professor adjunto do Instituto de Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-brasileira (UNILAB) – Redenção (CE), Brasil.

## *Francisco de Assis Souza Filho*

Professor adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

## *Francisco das Chagas Vasconcelos Júnior*

Pesquisador, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) – Fortaleza (CE), Brasil.

## *Luiz Martins de Araújo Júnior*

Doutorando em Engenharia Civil, UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

## *Samuellson Lopes Cabral*

Tecnologista, Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) – São José dos Campos (SP), Brasil.

### **Endereço para correspondência:**

Cleiton da Silva Silveira –  
Avenida da Abolição, 3 – Centro –  
CEP 62790-000 – Redenção (CE), Brasil –  
E-mail: cleitonsilveira@unilab.edu.br

**Recebido:** 29/11/2016

**Aceito:** 30/11/2017

## **RESUMO**

O objetivo deste trabalho foi analisar o impacto das mudanças climáticas nas vazões dos postos do setor elétrico brasileiro utilizando seis modelos globais do *Intergovernmental Panel on Climate Change – Fifth Assessment Report* (IPCC-AR5) para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 no período de 2011 a 2098. As vazões de 21 postos representativos do Operador Nacional do Sistema (ONS) do Sistema Interligado Nacional (SIN) foram geradas por meio do modelo hidrológico *Soil Moisture Account Procedure* (SMAP), enquanto as vazões dos demais postos que compõem o SIN foram obtidas por regressões lineares. Foram analisadas as anomalias das vazões médias anuais e a tendência no período de 2011 a 2098. Os modelos do IPCC-AR5 mostraram que há maior possibilidade de redução nas vazões anuais na maior parte do Brasil, exceto para a Região Sul, onde os modelos mostram aumentos superiores a 5% no período de 2040 a 2069.

**Palavras-chave:** vazão; setor hidroelétrico brasileiro; mudanças climáticas.

## **ABSTRACT**

The objective of this study was to assess the climate change impacts on the annual streamflows of the Brazilian hydropower sector by using six global models from *Intergovernmental Panel on Climate Change – Fifth Assessment Report* (IPCC-AR5) for RCP4.5 and RCP8.5 scenarios from 2011 and 2098. Streamflow from 21 relevant National Electric System Operator (ONS) stations from National Interconnected System (NIS) were generated through the hydrological model *Soil Moisture Account Procedure* (SMAP), while the streamflow from other stations that compose the NIS were obtained by linear regression. Annual mean streamflow anomalies and trend were analyzed in the period from 2011 to 2098. The IPCC-AR5 models showed that there is a greater possibility of reduction in annual streamflows in most of Brazil, except for the southern, where the models showed increases more than 5% during 2040–2069.

**Keywords:** streamflow; hydropower sector; climate change.

## INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas podem produzir grandes impactos sobre os recursos hídricos. É possível que o aumento da temperatura média global observado nas últimas décadas cause alterações no ciclo hidrológico, por meio de modificações dos padrões de precipitação e evapotranspiração capazes de impactar diretamente a umidade do solo, a reserva subterrânea e a geração do escoamento superficial (BATES *et al.*, 2008). Esses aspectos, associados ao aumento da demanda por água, estão projetados para as próximas décadas, principalmente em razão do crescimento populacional e do aumento da riqueza; regionalmente, poderão exercer grande pressão nos hidrossistemas brasileiros.

O Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) garante que mudanças climáticas impõem uma grande ameaça ao desenvolvimento sustentável, por afetar de forma direta e indireta grande parte da população, sua saúde, os recursos hídricos, as infraestruturas urbana e rural, as zonas costeiras, as florestas e a biodiversidade, bem como os setores econômicos — como agricultura, pesca, produção florestal, geração de energia, indústrias — e suas cadeias (CHIEW *et al.*, 2009). O IPCC aponta impactos de grande magnitude sobre a América do Sul, especialmente quanto a recursos hídricos e setores econômicos relacionados, impondo a necessidade de formular medidas de adaptação, com vistas a gerenciar riscos climáticos. Dessa forma, torna-se fundamental a elaboração de subsídios ao planejamento nacional de longo prazo que incorporem a mudança do clima.

A matriz energética brasileira é basicamente constituída por energias consideradas limpas, principalmente provenientes de hidroelétricas, extremamente dependente do regime de vazões nos rios em que estão localizados os empreendimentos. Qualquer modificação nos padrões do ciclo hidrológico pode representar impactos significativos na geração de energia, tornando o sistema mais vulnerável (PRADO JR. *et al.*, 2016; SOITO; FREITAS, 2011).

A variação do escoamento nos rios é influenciada por diversos fatores, entre os quais se destacam a precipitação ocorrida na bacia de contribuição e as mudanças no uso e na ocupação do solo. Portanto, a geração de hidroeletricidade no Brasil exige uma análise sobre o regime fluvial e seus padrões de variação temporal,

dado o significativo impacto que essas variações podem produzir na oferta de energia e, consequentemente, em toda a economia brasileira (ALVES *et al.*, 2013). Diante disso, existe uma demanda pelo Estado e pelas empresas privadas por informações climáticas para tomada de decisão a nível regional/local de médio e longo prazos. Informações de variabilidade e mudanças climáticas de qualidade podem tornar o planejamento energético mais eficaz e minimizar os potenciais impactos acerca da disponibilidade desse recurso (BANCO MUNDIAL, 2010).

As mudanças e a variabilidade climáticas têm sido alvo de discussões e pesquisas científicas em todo o mundo, com vistas ao entendimento de sua ocorrência (IPCC, 2007a; 2007b; NOBRE, 2005; SILVEIRA *et al.*, 2013a; 2013b; 2013c; SILVEIRA *et al.*, 2012; SOUZA FILHO, 2003; MARENGO; SOARES, 2005; MARENGO; VALVERDE, 2007; ARNEEL, 2004; VAN VILET *et al.*, 2012; VAN VILET *et al.*, 2016). Os impactos no escoamento de água superficial e na recarga de água subterrânea variam dependendo da região e do cenário climático considerado (IPCC, 2014), mas relacionam-se, principalmente, com as alterações projetadas para a precipitação (IPCC, 2001; KROL *et al.*, 2006).

Muitos estudos foram realizados com o objetivo de verificar o impacto da mudança do clima nos recursos hídricos da América do Sul. Milly *et al.* (2005) afirmam que há concordância nas projeções para a metade do século XXI, mostrando aumento de vazão sobre a Bacia do Paraná-Prata e redução nas bacias do leste da Amazônia e do Nordeste do Brasil, baseados em modelos do IPCC-AR4 (quarto relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) no cenário A1B. Tomasella *et al.* (2009) acoplaram um modelo hidrológico para grandes bacias a um modelo regional climático forçado com modelo global HadCM3 para o cenário A1B do IPCC-AR4. Esse modelo regional climático revelou projeções de redução de 30% na vazão mensal sobre a Bacia do Rio Tocantins, indicando que maiores reduções podem ocorrer durante o período de estiagem. Silveira *et al.* (2014) analisaram o impacto nas vazões nas bacias do sistema elétrico brasileiro com base em projeções dos modelos globais do IPCC-AR4, forçando modelos hidrológicos chuva-vazão para os cenários A1B, B2 e A2. Os resultados mostraram grande divergência nos valores das vazões anuais para o Nordeste

do Brasil, especialmente na Bacia do Xingó, associada a reduções nas vazões no Setor Sudeste do país, em torno de 5% em Furnas.

Van Vilet *et al.* (2012) e Van Vilet *et al.* (2016) mostram que sistemas hidrotérmicos são muito vulneráveis às mudanças climáticas, destacam a dependência da energia gerada por hidroelétricas em relação à disponibilidade de água e sinalizam que o aquecimento global pode afetar o resfriamento da água das termoelétricas, diminuindo sua eficiência. Os autores afirmam que é necessário um planejamento energético com enfoque mais forte na adaptação do setor elétrico, além de mitigação de impactos, recomendando que ações sejam tomadas para prover a segurança hídrica e energética nas próximas décadas.

Sistemas energéticos como o brasileiro estão sujeitos a impactos advindos da variabilidade e das mudanças no clima, tanto na produção de energia, em suas diversas formas, quanto no seu consumo — visto que o planejamento e a geração eletroenergética do Sistema Interligado Nacional (SIN) apresentam correlação com os estoques de água existentes nos reservatórios das usinas hidrelétricas e das suas afluentes. Sobretudo, em períodos críticos, com reservatórios com baixos volumes, são acionadas termoelétricas de emergência para suprir a demanda energética do país. As térmicas

no Brasil acabam por funcionar como reservatórios virtuais ao proporcionar segurança de abastecimento quando os reservatórios estão vazios e ao aliviar a necessidade de estocar água para lidar com a incerteza das afluentes.

As mudanças climáticas representam um desafio para a gestão de recursos hídricos e energéticos do Brasil. Prado Jr. *et al.* (2016) reforçam que a política de crescimento energético do país precisa ser revista em busca de garantir a segurança energética a longo prazo perante as mudanças climáticas e sugerem que esforços precisam ser concentrados em melhoria da eficiência energética, além de investimentos em energia eólica e solar. Prado Jr. *et al.* (2016) destacam ainda que, para garantir o crescimento econômico do país, é necessária a construção de alguns empreendimentos hidroelétricos, entretanto ressaltam que alguns, especialmente na Região Norte do país, precisam ser cancelados ou adiados, para evitar e/ou minimizar danos socioeconômicos e ambientais na região.

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi analisar o impacto das mudanças climáticas nas vazões dos postos do setor elétrico brasileiro utilizando seis modelos do IPCC-AR5 para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 no período de 2011 a 2098.

## METODOLOGIA

Esta seção mostra os cenários do IPCC-AR5 utilizados, além dos procedimentos para a obtenção das vazões para os aproveitamentos hidroelétricos do SIN.

A metodologia de obtenção das vazões divide-se, basicamente, em cinco etapas:

- A primeira etapa consiste em escolher as bacias representativas que contemplam espacialmente a maior parte do SIN. Conforme esse critério, foram selecionadas 21 bacias, dispostas como a Figura 1. Em seguida, são selecionados os dados de estações do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) no período de 1992 a 2007 (precipitação, insolação, temperatura, umidade), para calibração dos parâmetros do modelo hidrológico *Soil Moisture Accounting Procedure* (SMAP) (LOPES *et al.*, 1981). Para tanto, é utilizado um procedimento de otimização objetivo com base no coeficiente de *Nash-Sutcliffe*, ao comparar a série de vazões obtidas pelo SMAP com a série dispo-

nibilizada pelo Operador Nacional do Sistema (ONS). Mais detalhes sobre o modelo SMAP podem ser encontrados no subtópico “Modelo hidrológico”;

- A segunda etapa fundamenta-se na obtenção das precipitações dos modelos globais do IPCC-AR5 para os cenários *Historical*, RCP4.5 e RCP8.5 para 21 bacias de interesse, conforme a Figura 1, para posterior correção estatística para remoção de viés usando a função de distribuição gama. Essa correção utilizou como base de dados de precipitação mensal o *Climate Research Unit* (CRU) (NEW *et al.*, 2002). Para período histórico, usou-se a série mensal de 1950 a 1999, enquanto para as projeções se utilizou a série de 2010 a 2098. Mais detalhes sobre os modelos globais empregados estão no subtópico “Modelos do IPCC-AR5”;
- A terceira etapa pauta-se em obter as evapotranspirações potenciais por meio dos modelos globais do IPCC-AR5 para os cenários *Historical*, RCP4.5



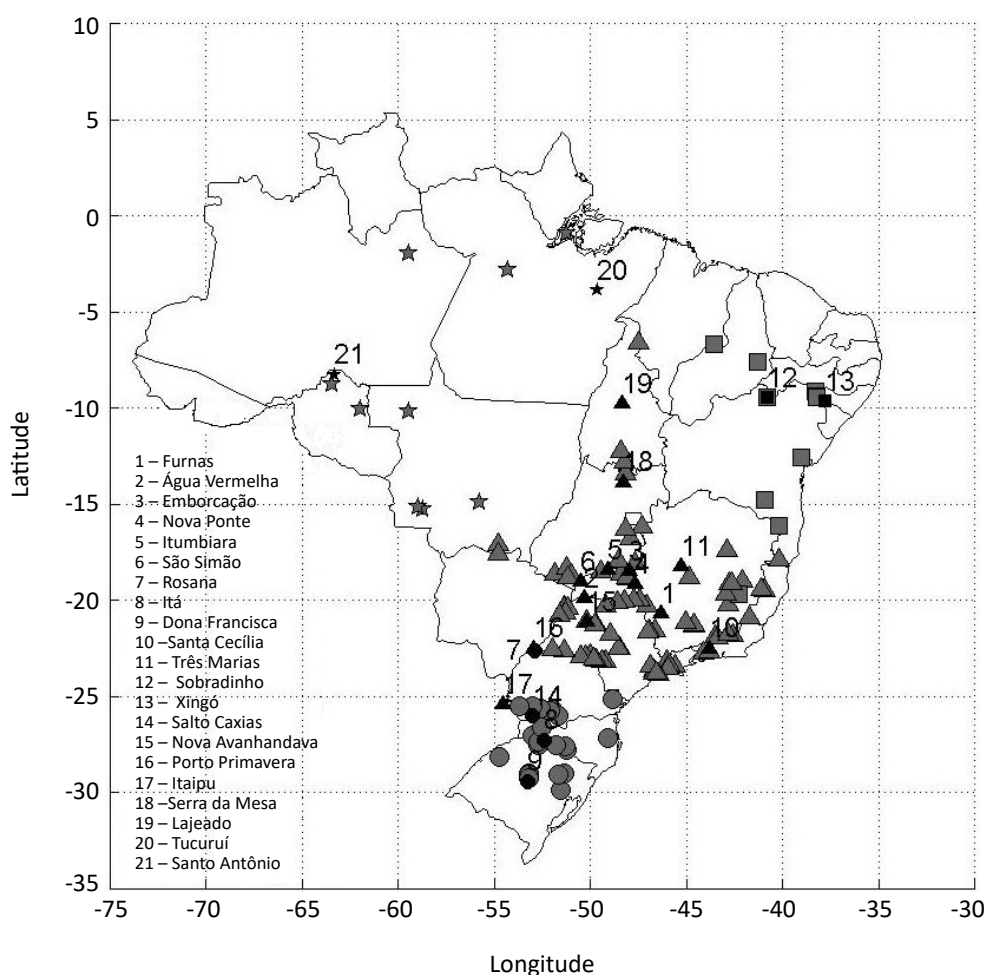
e RCP8.5, usando o método de Pennan-Motheih (ALLEN *et al.*, 1998). Para tanto, são usadas como dados de entrada as temperaturas máxima, mínima e média dos modelos globais do IPCC-AR5;

- Na quarta etapa, obtêm-se as vazões usando modelo hidrológico SMAP (LOPES *et al.*, 1981; SOUZA FILHO; PORTO, 2003) em 21 postos, tendo como dados de entrada as evapotranspirações estimadas e as precipitações com viés removido;
- A quinta etapa consiste em obter as vazões estimadas com base nos dados dos modelos globais para os postos que não possuem o modelo hidrológico calibrado. Para isso, são utilizadas regres-

sões mensais a partir dos postos que possuem o SMAP calibrado.

Para realizar esse procedimento, são utilizadas as séries mensais de vazões naturalizadas disponibilizadas pelo ONS no período de 1931 a 2009. As séries de vazões do ONS são divididas em dois grupos: um com 21 postos e outro com 167, sendo a vazão mensal dos 21 postos usada como preditora da vazão dos demais postos. Logo, obtêm-se os parâmetros da regressão dos 167 postos usando *stepwise*.

Com as vazões dos modelos globais do IPCC-AR5 estimadas pelo SMAP para as 21 bacias e com os parâmetros gerados para os outros 167 postos, são estimadas as vazões dos 188 postos que compõem o SIN.



**Figura 1 – Aproveitamentos hidroelétricos do Sistema Interligado Nacional. Os postos numerados representam aqueles que foram gerados a partir do uso do modelo hidrológico, enquanto os demais representam os postos cujas vazões foram geradas por meio de regressões lineares. A estrela representa o subsistema Norte; o quadrado, o Nordeste; o triângulo, o Sudeste; e o círculo, o Sul.**

## O Sistema Interligado Nacional

O SIN responde pela produção e transmissão de energia elétrica do Brasil. É um sistema hidrotérmico de grande porte com predominância de usinas hidroelétricas.

Esse sistema possui grande variabilidade espacial por conta das diversas localizações dos postos no país, sofrendo influência de vários fenômenos meteorológicos e indicando comportamentos sazonais distintos para as bacias que compõem o sistema. A fim de aproveitar ao máximo os recursos energéticos existentes do SIN e a sazonalidade hidrológica própria de cada região, o sistema é dividido em quatro subsistemas: Setor Sudeste/Centro-Oeste, Setor Sul, Setor Norte e Setor Nordeste. Esses subsistemas são interligados por uma extensa malha de transmissão que possibilita a transferência de excedentes energéticos e permite a otimização dos estoques armazenados nos reservatórios das usinas hidroelétricas.

A Região Norte produz 8% da energia nacional em GWh e demanda 7%, a Região Nordeste produz 11% e demanda 18%, a Região Sul produz 18% e demanda 16%, e a Região Sudeste/Centro-Oeste produz 47% e demanda 61%.

A previsão de vazões e a geração de cenários de afluições definidas em ONS (2009, 2012b) estabelecem os processos para a previsão de vazões mensais, semanais e diárias e para a geração de cenários de afluições naturais médias mensais utilizadas na elaboração do Programa Mensal da Operação Energética (PMO).

## Modelos do IPCC-AR5

Os dados provenientes do IPCC são resultados de simulações de modelos atmosféricos globais de centros de pesquisa que contribuem para a confecção do relatório do IPCC-AR5 (Quadro 1). Os modelos possuem como forçantes as concentrações de gases de efeito estufa durante o século XX e as estimativas de concentração no século XXI.

Como parte da fase preparatória para o desenvolvimento dos novos cenários para o AR5, foram criados os chamados *representative concentration pathways* (RCPs), que servem como entrada para modelagem climática e química atmosférica nos experimentos numéricos do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5* (CMIP5). Os RCPs recebem seus nomes a partir dos níveis das forçantes radiativas, conforme relatado pelas equipes de modelagem

Em razão das metodologias e dos critérios atualmente adotados na previsão de vazões, o ONS pode não utilizar a disponibilidade de vazões mensais para alguns locais de aproveitamento em operação. Para tanto, adota-se, em geral, a realização de previsão de vazões para um subconjunto de aproveitamentos de cada bacia, denominados de postos-base. No restante dos locais de aproveitamento, as vazões são previstas por meio de regressões lineares mensais com base nos dados previstos nos postos-base para complementar as previsões de vazões para todo o SIN (ONS, 2012b). O ONS trabalha atualmente com o total de 88 postos-base, representativo dos diversos regimes hidrográficos regionais encontrados em território brasileiro.

Neste trabalho foram utilizados 21 postos-base para a calibração do modelo SMAP, enquanto as vazões dos demais postos foram obtidas por meio de regressões, conforme Figura 1.

Até o fim de 2010 o SIN contava com 206 séries de vazões naturais devidamente divididas em 185 pontos de aproveitamento no sistema, sendo 161 postos naturais, 3 postos artificiais e 21 postos naturais/artificiais. Dos 185 locais de aproveitamento, 169 são postos em operação e 16 postos em expansão com horizonte de projeto até 2015 (ONS, 2012a).

elaboradoras de cada RCP. Assim, RCP-X implica um cenário no qual a forçante radiativa de estabilização ou de pico ao final do século XXI corresponde a  $X \text{ W.m}^{-2}$ . Neste trabalho foram usados os cenários RCP4.5 e RCP8.5 para análise das projeções do século XXI e três modelos globais do IPCC-AR5, conforme Quadro 1.

O cenário RCP4.5 pressupõe que a forçante radiativa estabilizará pouco depois de 2100, sem ultrapassar o nível de radiação a longo prazo, de  $4,5 \text{ W/m}^2$ . Essa projeção é consistente com a estabilização da demanda energética mundial, programas de reflorestamento fortes e políticas climáticas rigorosas. Além disso, sugere a estabilização das emissões de metano associada a um leve aumento das emissões de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ )

até 2040, até atingir o valor-alvo de 650 ppm de CO<sub>2</sub>, equivalente ao da segunda metade do século XXI.

O cenário RCP8.5 sugere crescimento contínuo da população associada ao desenvolvimento tecnológico lento,

## Modelo hidrológico

O modelo chuva-vazão SMAP (LOPES *et al.*, 1981) é do tipo conceitual, determinístico e de estrutura concentrada. Pertence à grande família dos modelos hidrológicos de cálculo de umidade do solo. Sua estrutura é relativamente simples, cujos parâmetros são relacionados com parâmetros físicos médios da bacia.

O SMAP, em sua versão mensal, utiliza em seu esquema conceitual dois reservatórios lineares, representando o solo (camada superior) e o aquífero. A cada evento de precipitação (P) é realizado um balanço de massa. Uma parcela de P é transferida como escoamento superficial (E<sub>s</sub>). Esse cálculo é feito por meio da equação do *Soil Conservation Service* (SCS) para escoamento superficial. A lâmina restante da precipitação subtraída do escoamento superficial (P - E<sub>s</sub>) sofre perda por evaporação em nível de evaporação potencial (E<sub>p</sub>). Logo, a lâmina remanescente (P - E<sub>s</sub> - E<sub>p</sub>) é adicionada a um reservatório que representa a camada superior do solo. Neste, a umidade é atualizada ao longo do tempo por meio das perdas por evapotranspiração real (E<sub>r</sub>), que dependem do nível do reservatório (R<sub>sol</sub>) e da capacidade de saturação do solo (Cap<sub>sat</sub>). Outra saída desse reservatório é a recarga

## Obtenção da evapotranspiração

Para o cálculo da evapotranspiração de referência (E<sub>p</sub>), é usado o método de Penman-Monteith (ALLEN *et al.*, 1998; SILVEIRA *et al.*, 2014). Segundo esse método, a E<sub>p</sub> é dada conforme a Equação 1:

resultando em acentuadas emissões de CO<sub>2</sub>. Esse cenário é considerado o mais pessimista para o século XXI em termos de emissões de gases do efeito estufa, sendo consistente com nenhuma mudança política para reduzir as emissões e forte dependência de combustíveis fósseis.

(Rec) no reservatório subterrâneo (R<sub>sub</sub>), em que é utilizado o conceito de capacidade de campo (Cap<sub>c</sub>) para determiná-la. Esse segundo reservatório também é linear e o nível de água existente (R<sub>sub</sub>) é deplecionado a uma taxa constante de recessão do escoamento de base (K), resultando em escoamento de base (Eb). A soma do E<sub>s</sub> e E<sub>b</sub> fornece a vazão no ponto de controle da bacia.

O SMAP mensal possui quatro parâmetros: Cap<sub>sat</sub>; parâmetro que controla o escoamento superficial (PES); coeficiente de recarga, parâmetro relacionado com a permeabilidade na zona não saturada do solo (Crec); e taxa de deplecionamento K do nível R<sub>sub</sub>, que gera o escoamento de base (Eb). Outras duas variáveis de estado precisam ter seus valores inicializados: taxa de umidade do solo inicial (TU<sub>in</sub>), que determina o nível inicial do R<sub>sol</sub>; e valor do escoamento de base inicial (EB<sub>in</sub>), que define o valor inicial do R<sub>sub</sub>.

A calibração foi efetuada para o período de setembro de 1997 a agosto de 2002, e a validação para setembro de 2002 a agosto de 2007. Os parâmetros obtidos podem ser vistos em Silveira *et al.* (2014).

$$E_p = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34u_2)} \quad (1)$$

Quadro 1 – Modelos do IPCC-AR5 considerados.

Modelos	Instituição ou agência; país
BCC-CSM1-1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration; China
BNU-ESM	College of Global Change and Earth System Science, Beijing Normal University; China
CESM1-BGC	Community Earth System Model Contributors; Estados Unidos
CSIRO-MK3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization in collaboration with Queensland Climate Change Centre of Excellence; Austrália
HadGEM2-ES	Met Office Hadley Centre; Reino Unido
MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute, National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology; Japão

Em que:

- $E_p$  = evapotranspiração de referência ( $\text{mm dia}^{-1}$ );
- $R_n$  = radiação líquida na superfície das culturas ( $\text{MJ m}^2 \text{dia}^{-1}$ );
- $G$  = fluxo de calor no solo ( $\text{MJ m}^2 \text{dia}^{-1}$ );
- $T$  = média diária da temperatura do ar a 2 m de altura ( $^{\circ}\text{C}$ );
- $u_2$  = velocidade do vento a 2 m de altura ( $\text{m s}^{-1}$ );
- $e_s$  = pressão da saturação de vapor (kPa);
- $e_a$  = pressão de vapor atual (kPa);
- $(e_s - e_a)$  = déficit de saturação de vapor (kPa);
- $\Delta$  = inclinação da curva da pressão de vapor *versus* temperatura ( $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ );

### Modelo de regressões

A primeira etapa do modelo de regressão é a padronização das séries mensais das vazões naturalizadas do ONS, utilizando a Equação 2:

$$Z_{i,j,k} = \frac{q_{i,j,k} - \bar{q}_{i,j}}{\sigma_{i,j}} \quad (2)$$

Em que:

- $Z$  = vazão normalizada;
- $i$  = número de meses (variando de 1 a 12);
- $k$  = número de anos (variando de 1931 a 2008);
- $j$  = número de postos utilizados (no total de 188);
- $q_{i,j,k}$  = vazão naturalizada do posto  $j$  no mês  $i$  padronizado no ano  $k$ ;
- $\bar{q}_{i,j}$  = matriz que representa a média de todos os meses e postos;
- $\sigma_{i,j}$  = matriz que representa o desvio padrão da série mensal de todos os postos.

Após a padronização, é realizada a regressão linear das vazões naturalizadas do ONS e são obtidos os pa-

### Análise das projeções

#### Cálculo da anomalia média anual

Para o cálculo da anomalia média anual foi considerada a Equação 4, dada pela diferença entre a média anual do cenário do século XXI e a média anual do cenário histórico sobre a média anual do cenário histórico:

$\gamma$  ( $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ ) = constante psicrométrica.

A velocidade do vento em 2 m de altura, a radiação líquida, a pressão de vapor real ou atual e as temperaturas máxima e mínima formam um conjunto de dados básicos para a estimativa da  $E_p$  via Penman-Monteith. Entretanto, para a estimativa do método, foram utilizadas simplificações físicas; os dados de entrada para esse método foram as temperaturas média, mínima e máxima, enquanto a velocidade do vento a 2 m de altura foi considerada 2m/s. Mais detalhes podem ser encontrados em Silveira *et al* (2014).

râmetros de cada posto que não possui o SMAP, considerando os demais postos como variáveis explanatórias. A regressão linear é dada pela Equação 3:

$$Z_{i,pj,k} = \sum_{pk=1}^{pk=21} Z_{i,pk,k} \cdot \beta_{i,pk} \quad (3)$$

Em que:

- $pk$  = bacias cujas vazões são obtidas via SMAP. Portanto,  $pk$  varia de 1 a 21;
- $pj$  = postos que não possuem o SMAP calibrado. Logo,  $pj$  varia de 1 a 167;
- $\beta_{i,pk}$  = coeficientes das regressões.

Com os coeficientes — aferidos a partir das séries de vazões naturalizadas do ONS — e as vazões obtidas via SMAP com dados dos modelos globais do IPCC-AR5, são obtidas as vazões para os cenários de mudança climática para os demais postos utilizando os parâmetros de regressão.

$$A_{\text{anual}} = \frac{(p_{\text{XXI}}^u - p_{\text{XX}}^a)}{p_{\text{XX}}^a} \cdot 100 \quad (4)$$

Em que:

- $P_{\text{XXI}}^a$  = média da vazão anual para o cenário do século XXI;
- $P_{\text{XX}}^a$  = média da vazão anual para o cenário histórico.

### Análise de tendência das precipitações anuais

Para analisar a tendência do século XXI, as séries de vazões anuais dos cenários do século XXI foram padronizadas com base nas características da série do cenário histórico de 1950 a 1999. Essa padronização segue a Equação 5:

$$Z = \frac{X_{XXI}^j - \bar{X}_{xx}}{\sigma_{xx}} \quad (5)$$

Em que:

$Z$  = vazão do cenário do século XXI padronizada;

$X_{XXI}^j$  =vazão anual dos cenários RCP4.5 e RCP8.5 para um ano  $j$ ;

$\bar{X}_{xx}$  = vazão anual média do cenário histórico na série de 1950 a 1999;

$\sigma_{xx}$  = desvio padrão da série de vazões anuais do cenário histórico.

A metodologia de avaliação de tendência utilizada foi o método clássico de Mann-Kendall-Sen.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os impactos das mudanças climáticas não são uniformemente distribuídos no território brasileiro, porém apontam que, para os cenários RCP4.5 e RCP8.5, há maior possibilidade de aumento das vazões no Setor Sul do país ao longo do século XXI, conforme sugerem as Figuras 2 e 3.

No subsistema norte existe uma leve dispersão espacial entre a resposta das vazões dos postos aos cenários de mudanças climáticas. Os postos mais ao norte mostraram reduções de magnitude inferior aos postos mais ao sul, próximos ao centro-oeste.

Assim como no subsistema norte, o Setor Sudeste/Centro-Oeste apresenta leves divergências espaciais; as anomalias indicam duas regiões que respondem diferentemente às mudanças climáticas: os aproveitamentos mais ao Centro-Oeste do país e a região litorânea do Sudeste brasileiro. Isso é evidenciado para os modelos *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation - MK-3-6-0* (CSIRO-MK-3-6-0) e *Beijing Normal University Earth System Model* (BNU-ESM), que apresentam anomalias negativas mais intensas na Região Centro-Oeste do Brasil.

No Setor Nordeste a maioria dos modelos apresenta anomalias negativas para ambos os cenários, sendo o módulo destas superiores para o cenário RCP8.5 — o mais pessimista, segundo o IPCC-AR5 —, sugerindo que essa região semiárida é extremamente sensível ao aumento das concentrações dos gases de efeito estufa no planeta.

Os modelos BNU-ESM, CSIRO-MK-3-6-0 e *Community Earth System Model — Biogeochemical Elemental Cycling* (CESM1-BGC) indicam reduções em todo o território brasileiro, exceto no extremo Sul do país, para ambos os cenários, porém mais evidente para o RCP8.5. O *Model for Interdisciplinary Research on Climate* (MIROC5) sugere

aumento superior a 25% no extremo Sul do país, aumento de menor magnitude na Região Sudeste e anomalias negativas, de módulo superior a 5%, nas regiões Norte e Nordeste, enquanto o HadGEM2-ES indica anomalia positiva no extremo Sul do país, de magnitude superior a 45%, com grande divergência espacial nas demais regiões. Já o modelo BCC-CSM1-1 apresenta normalidade na maior parte das regiões Sudeste e Norte, com reduções superiores no Nordeste, em módulo a 5%, e anomalias positivas maiores que 5% no Sul, no período de 2040 a 2069.

As Figuras 4 e 5 exibem as declividades da tendência dos modelos globais para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 para as vazões anuais do SIN, segundo o teste de Mann-Kendall-Sen, no período de 2011 a 2098. Analisando o conjunto de modelos que possuem tendência significativa, considerando todo o SIN, há clara evidência de que o aumento das emissões dos gases de efeito estufa sugere maior impacto na geração de energia do setor elétrico, visto que, na maioria dos casos, o módulo da declividade é sempre maior para o cenário RCP8.5, em detrimento do RCP4.5.

Para a maioria dos postos do SIN não há tendência significativa, indicando que a mudança nos padrões médios pode estar associada à maior frequência de eventos extremos em todo o Brasil. Essa tendência é bem pronunciada apenas para alguns modelos no extremo Sul do país, onde se sinaliza aumento nas vazões.

O modelo CSIRO-MK-3-6-0 aponta tendência negativa nos subsistemas nordeste, norte e parte do sudeste/centro-oeste e ausência de tendência no Setor Sul para ambos os cenários do IPCC-AR5. O modelo BNU-ESM sinaliza tendência negativa para os setores Norte e Sudeste e ausência de tendência nas demais regiões.



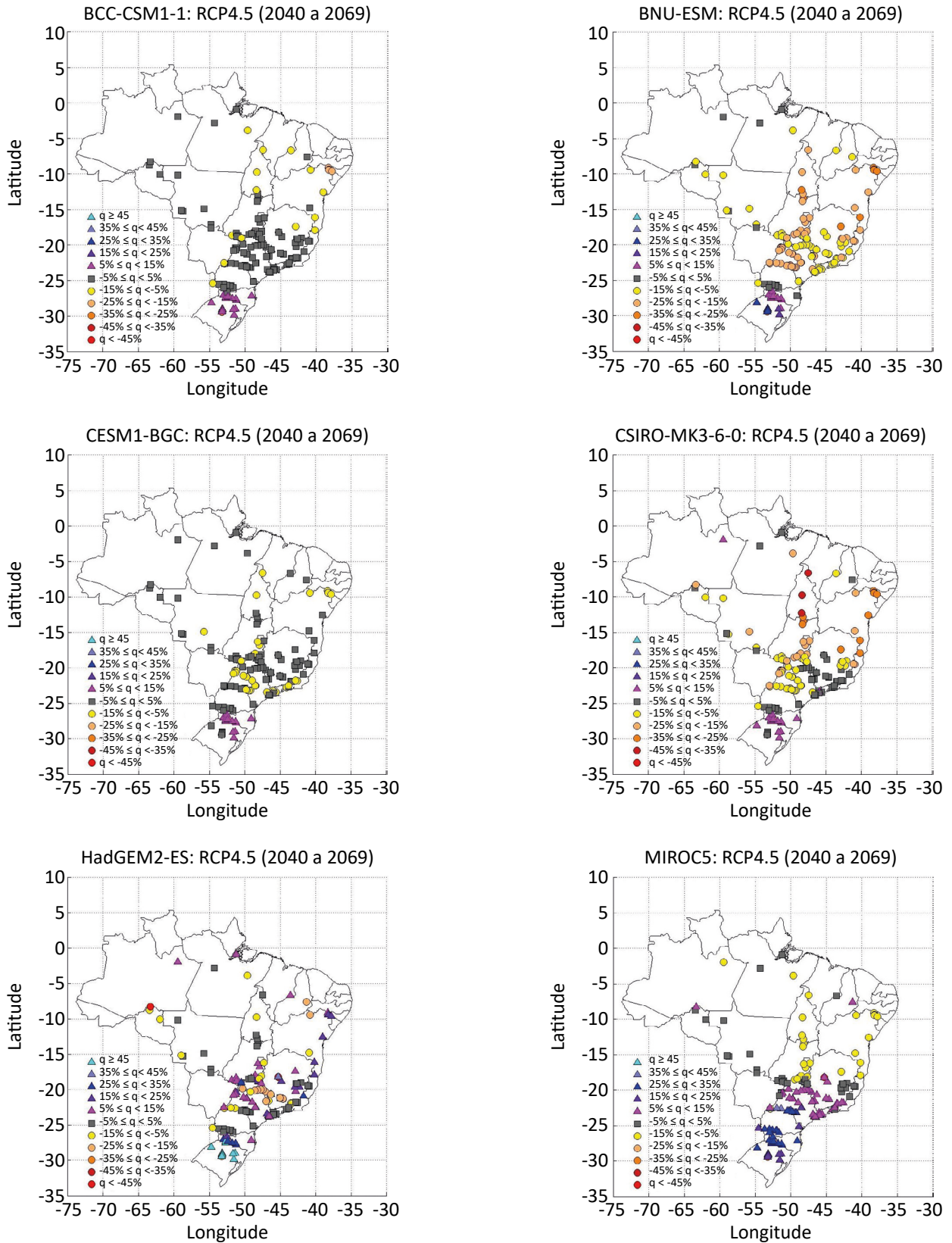


Figura 2 – Anomalias de vazões anuais dos modelos globais do IPCC-AR5 para o período de 2040 a 2069 para o cenário RCP4.5.

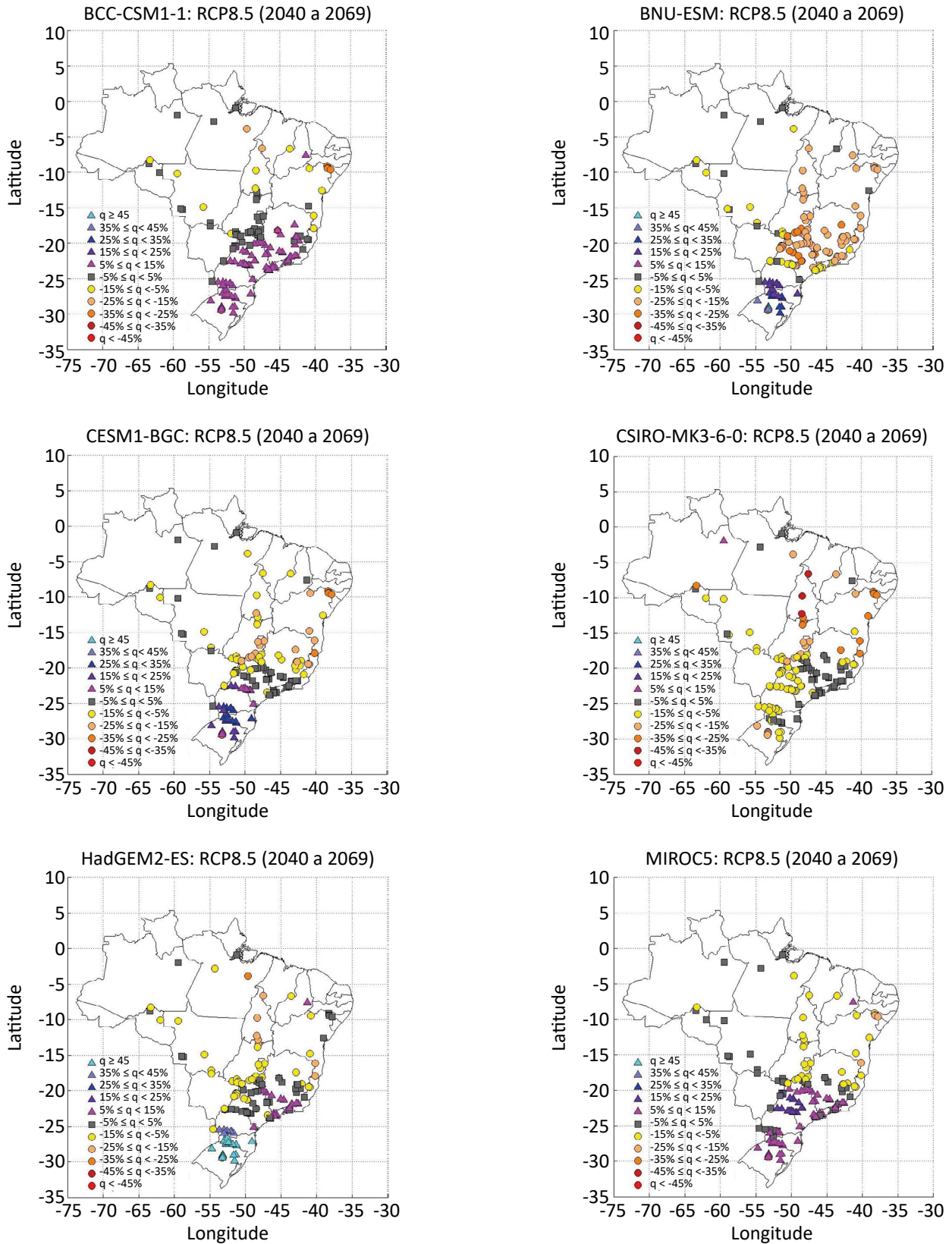
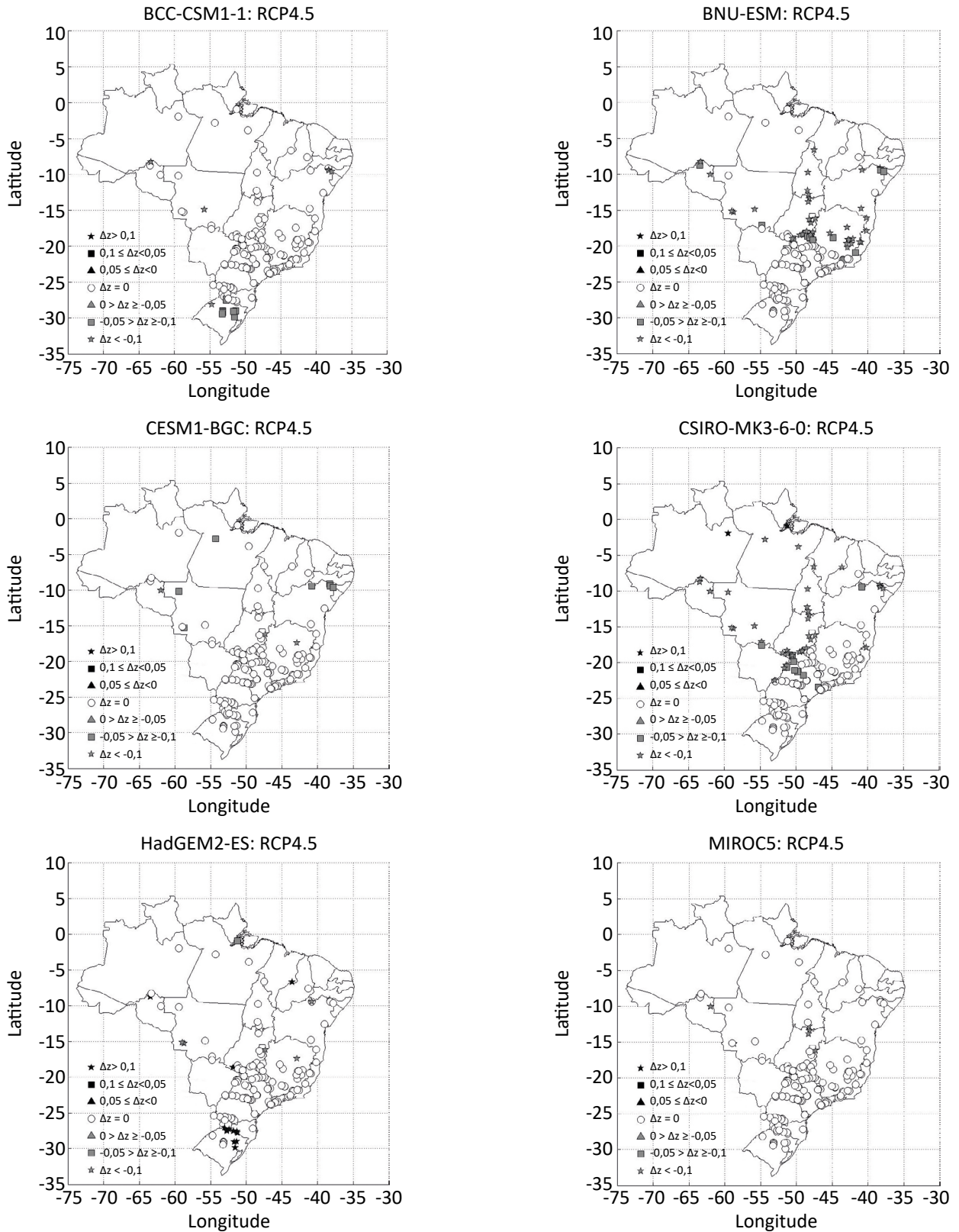


Figura 3 – Anomalias de vazões anuais dos modelos globais do IPCC-AR5 para o período de 2040 a 2069 para o cenário RCP8.5.



**Figura 4 – Tendência, segundo o método de Mann-Kendall-Sen, das vazões médias anuais padronizadas para os modelos do IPCC-AR5 no período de 2011 a 2098 para o cenário RCP4.5.**



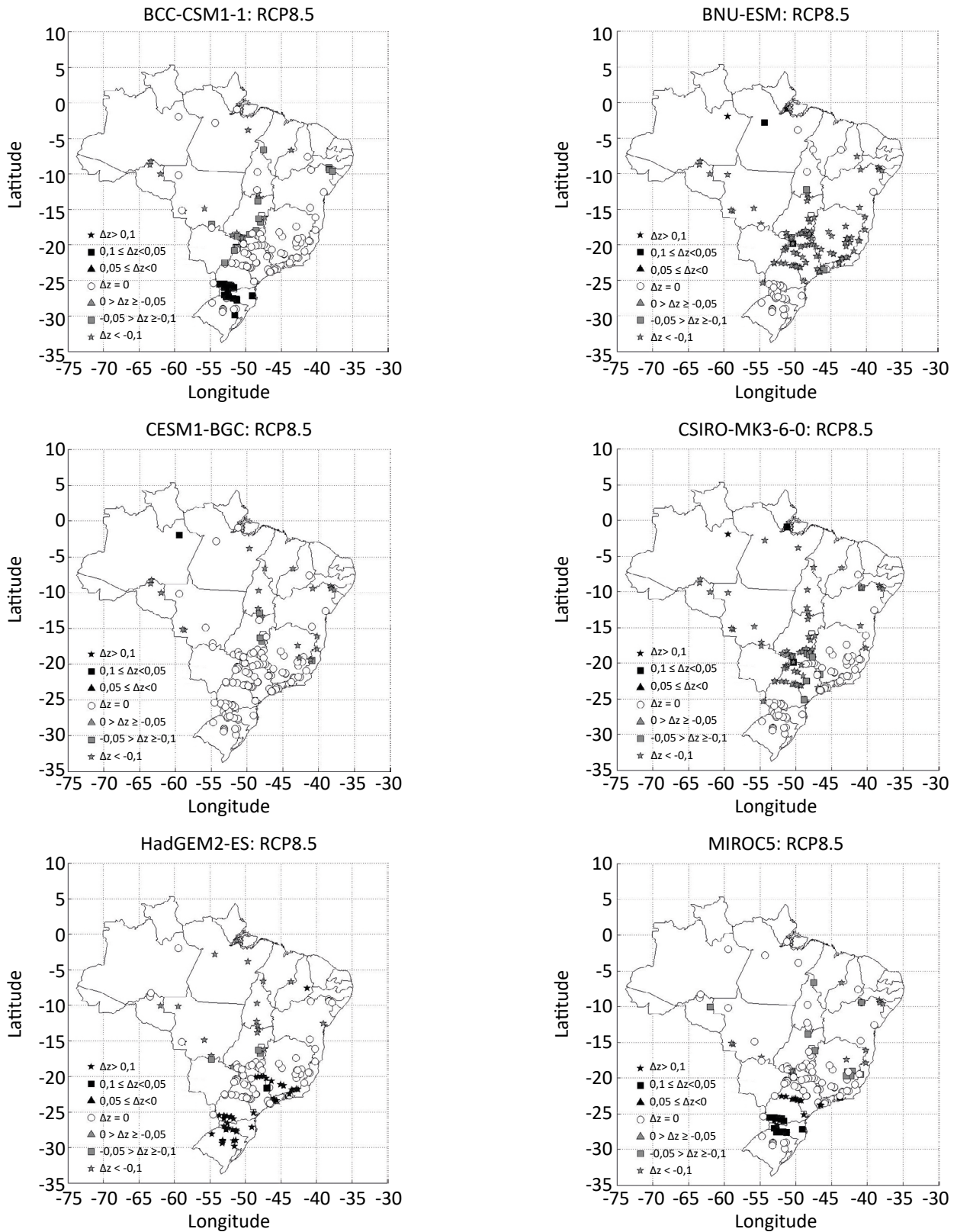


Figura 5 – Tendência, segundo o método de Mann-Kendall-Sen, das vazões médias anuais padronizadas para os modelos do IPCC-AR5 no período de 2011 a 2098 para o cenário RCP8.5.

## CONCLUSÕES

A análise proposta neste trabalho visou gerar informações acerca do impacto das mudanças climáticas sobre as vazões do setor elétrico do Brasil. Essas informações podem ser usadas pelos gestores na adoção de políticas energéticas e auxiliar medidas que minimizem os impactos de tais cenários.

Os modelos do IPCC-AR5 avaliados aqui apontaram impactos diferentes nas vazões de acordo com os subsistemas do setor hidroelétrico: há maior possibilidade de aumento na Região Sul do país, ao passo que na Região Norte há sinalização de redução. Na Região Nordeste os modelos mostraram maior divergência, indicando incerteza em relação ao impacto da mudança do clima. Na Região Sudeste/Centro-Oeste, apesar da divergência, há maior possibilidade de redução nas vazões.

O aumento das vazões médias anuais no Setor Sul do país e a redução no Setor Nordeste não se refletem na tendência do teste de Mann-Kendall-Sen, sugerindo que as anomalias mostradas podem estar associadas à maior ocorrência de extremos hidrológicos nas regiões.

Os resultados encontrados para o setor hidroelétrico norte concordam com os obtidos por Lucena *et al.* (2009), que obtiveram a cenarização da matriz energética do país utilizando informações do IPCC-AR4 e observaram aumento da vulnerabilidade das regiões Norte e Nordeste do Brasil.

A redução da disponibilidade hídrica nas regiões Norte e Sudeste mostrada neste trabalho evidenciou impactos pelo acirramento de conflitos entre usos múltiplos, uma possível desaceleração da economia por causa da

redução hídrica para a agricultura e a indústria, bem como o desabastecimento de cidades. Além disso, sinalizou que a expansão do setor elétrico brasileiro para o Setor Norte do país precisa considerar em seu planejamento as mudanças climáticas como elemento de possível redução da oferta da energia na região.

Os impactos das mudanças climáticas somados ao crescimento da demanda energética do Brasil podem levar a uma grande crise no setor energético brasileiro, promovendo investimentos em energias não renováveis em razão do risco de não atendimento dos usuários com a atual matriz energética. Esse tipo de ação pode aumentar o custo da geração de energia e criar um *feedback* positivo para a mudança climática, bem como intensificar seus efeitos sobre todo o sistema climático e, conseqüentemente, sobre o país.

As mudanças climáticas representam um desafio para a gestão de recursos hídricos à medida que geram um conjunto de alterações que afetam o ciclo hidrológico. Além dos impactos esperados no regime hidrológico, esperam-se prováveis mudanças na demanda de diversos setores/usuários. A elevação da temperatura e da evapotranspiração poderá acarretar, entre outros efeitos, na maior necessidade de irrigação, refrigeração, consumo humano e dessedentação de animais em determinados períodos e regiões. Essas constatações estão associadas ao estado geral de aumento no consumo de energia, na demanda hídrica da agricultura e do abastecimento humano nos centros urbanos. Portanto, as conseqüências das mudanças climáticas podem alterar a confiabilidade dos sistemas de água brasileiro atuais e a gestão dos usos e das infraestruturas de suprimento hídrico.

## REFERÊNCIAS

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*. Roma: FAO Irrigation and Drainage Paper, 1998.
- ALVES, B. C. C.; SOUZA FILHO, F. A.; SILVEIRA, C. S. Análise de tendências e padrões de variação das séries históricas de vazões do Operador Nacional de Sistemas (ONS). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 4, p. 19-34, 2013.



ARNELL, N. W. Climate change and global water resources: SRES emission and socioeconomic scenarios. *Global Environmental Change*, v. 14, p. 31-52, 2004.

BANCOMUNDIAL. *Relatório sobre o desenvolvimento mundial de 2010: desenvolvimento e mudança climática*. São Paulo: UNESP, 2010.

BATES, B. C.; KUNDZEWICZ, Z. W.; WU, S.; PALUTIKOF, J.P. (Eds.). *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC, 2008.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME). *Boletim Mensal de Monitoramento do Sistema Elétrico Brasileiro Abril-2011*. Brasília: MME, 2011. 43 p.

CHIEW, F. H. S.; TENG, J.; VAZE, J.; POST, D. A.; PERRAUD, J. M.; KIRONO, D. G. C.; VINEY, N. R. Estimating climate change impact on runoff across southeast Australia: Method, results, and implications of the modeling method, *Water Resources Research*, v. 45, n. 10, 2009. <https://doi.org/10.1029/2008WR007338>

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate change 2001: Impacts, adaptation, and vulnerability. In: MCCARTHY, J.J. *Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 1032 p.

\_\_\_\_\_. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge: IPCC, 2007a. 23 p.

\_\_\_\_\_. *Climate Change 2007: The physical science basis*. Cambridge: IPCC, 2007b. 18 p.

\_\_\_\_\_. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge/ Nova York: Cambridge University Press, 2014. 1132 p.

KROL, M.; JAEGER, A.; BRONSTERT, A.; GÜNTNER, A. Integrated modelling of climate, water, soil, agricultural and socio-economic processes: A general introduction of the methodology and some exemplary results from the semi-arid north-east of Brazil. *Journal of Hydrology*, Amsterdã, v. 328, p. 417-431, 2006.

LOPES, J. E. G.; BRAGA JR., B. P. F.; CONEJO, J. G. L. A. Simulação hidrológica: aplicações de um modelo simplificado. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 3., 1981, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza, 1981. p. 42-62.

LUCENA, A. F. P.; SZKLO, A. S.; SCHAEFFER, R.; SOUZA, R. R.; BORBA, B. S. M. C.; COSTA, I. V. L. C.; PEREIRA JÚNIOR, A. O.; CUNHA, S. H. F. The vulnerability of renewable energy to climate change in Brazil. *Energy Policy*, v. 37, p. 879-889, 2009.

MARENGO, J. A.; SOARES, W. R. *Impacto das mudanças climáticas no Brasil e possíveis cenários climáticos: Síntese do Terceiro Relatório do IPCC de 2001*. São Paulo: CPTEC-INPE, 2005. 29 p.

MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. *Revista Multiciência*, Campinas, n. 8, maio 2007.

MILLY, P. C. D.; DUNNE, K. A.; VECCHIA, A. V. V. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, v. 438, nov. 2005.

NEW, M.; LISTER, D.; HULME, M.; MAKIN, I. *A high-resolution data set of surface climate over global land areas*. *Climate Research*, v. 21, p. 1-25, 2002.

NOBRE, C. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança no clima. In: BRASIL. Presidência da República. Núcleo de Assuntos Estratégicos. *Mudança do clima: negociações internacionais sobre a mudança do clima*. Brasília, 2005. p. 147-216.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA (ONS). *Atualização de Séries Históricas de Vazões – 1931 a 2010*. Brasília: ONS, 2012a. 36 p.

\_\_\_\_\_. *O Operador Nacional do Sistema elétrico e os procedimentos de rede*. Submódulo 9.2 – Recursos hídricos e meteorologia – Acompanhamento, análise e tratamento dos dados hidroenergéticos do Sistema Interligado Nacional. Revisão 1.0. Operador Nacional do Sistema – ONS. Brasília: ONS, 2009. 11 p.

\_\_\_\_\_. Programa Mensal da Operação (PMO). *Relatório Mensal de Previsão de Vazões e Geração de Cenários de Afluências – Fevereiro/2012*. Brasília: ONS, 2012b.

PRADO JR., F. A.; ATHAYDE, S.; MOSSA, J.; BOHLMAN, S.; LEITE, F.; OLIVER-SMITH, A. How much is enough? An integrated examination of energy security, economic growth and climate change related to hydropower expansion in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 53, p.1132-1136, 2016.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; CABRAL, S. L. Análise das projeções de precipitação do IPCC-AR4 para os cenários A1B, A2 e B1 para o século XXI para 28 Nordeste Setentrional do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, n. 2, p. 117-134, 2013a.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; COSTA, A. A.; CABRAL, S. L. Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 28, p. 317-330, 2013b.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; LEMOS, W. E. D.; CABRAL, S. L. Mudanças Climáticas e Outorga pelo uso da água no Nordeste do Brasil. In: SOUZA FILHO, F. A.; CAMPOS, J. N. B.; AQUINO, S. H. S. (Orgs.). *Gerenciamento de Recursos Hídricos no Semiárido*. Fortaleza: Expressão, 2013c. v. 1, p. 243-256.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; LOPES, J. E. G.; BARBOSA, P. S. F.; TIEZZI, R. O. Análise das projeções de vazões nas bacias do setor elétrico brasileiro usando dados do IPCC-AR4 para o século XXI. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, p. 59-71, 2014.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; SOUZA FILHO, F. A.; CAMPOS, Y. M. L.; COSTA, A. A.; SALES, D. C.; COUTINHO, M. M. Sazonalidade da precipitação sobre o Nordeste Setentrional brasileiro nas simulações do IPCC-AR4. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, p. 125-134, 2012.

SOITO, J. L. S.; FREITAS, M. A. V. Amazon and the expansion of hydropower in Brazil: vulnerability, impacts and possibilities for adaptation to global climate change. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, p. 3165-3177, 2011.

SOUZA FILHO, F. A. Variabilidade e Mudança Climática nos Semi-Áridos Brasileiros. In: TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. *Clima e Recursos Hídricos no Brasil*. Porto Alegre: ABRH, 2003. p. 77-116.

SOUZA FILHO, F. A.; PORTO, R. L. L. Acoplamento de Modelo Climáticos e Modelo Hidrológico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15., 2003, Curitiba. *Anais...* Porto Alegre: ABRH.

TOMASELLA, J.; RODRIGUES, D. A.; CUARTAS, L. A.; FERREIRA, M.; FERREIRA, J. C.; MARENGO, J. *Estudo de impacto das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos superficiais e sobre os níveis dos aquíferos na bacia do rio Tocantins*. Convênio de Cooperação Técnico-Científica INPE-VALE. Convênio de Cooperação Técnico-Científica. Manaus: INPE/CCST, 2009.

VAN VLIET, M. T.; WIBERG, D.; LEDUC, S.; RIAHI, K. Power-generation system vulnerability and adaptation to changes in climate and water resources. *Nature Climate Change*, 2016.

VAN VLIET, M. T.; YEARSLEY, J. R.; LUDWIG, F.; VÖGELE, S.; LETTENMAIER, D. P.; KABAT, P. Vulnerability of US and European electricity supply to climate change. *Nature Climate Change*, 2012.

# AVALIAÇÃO DE IMPACTO À SAÚDE DO PROGRAMA DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DO AR POR VEÍCULOS AUTOMOTORES NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, BRASIL

HEALTH IMPACT ASSESSMENT OF AUTOMOTIVE VEHICLES AIR POLLUTION CONTROL PROGRAM IN SÃO PAULO, SP, BRAZIL

## *Karina Camasmie Abe*

Biomédica, mestre e doutora em Ciências da Saúde, Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP) – São Paulo (SP), Brasil.

## *Simone Georges*

### *El Khouri Miraglia*

Professora Associada, UNIFESP. Engenheira e mestre pela Escola Politécnica, Universidade de São Paulo (USP). Doutora e pós-doutora, Faculdade de Medicina da USP – São Paulo (SP), Brasil.

### **Endereço para correspondência:**

Simone Georges El Khouri Miraglia – Laboratório de Economia, Saúde e Poluição Ambiental – Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas – Universidade Federal de São Paulo – Rua São Nicolau, 210, 4º andar – CEP 09913-030 – Diadema (SP), Brasil – E-mail: simone.miraglia@unifesp.br

**Recebido:** 30/11/2017

**Aceito:** 03/04/2018

## **RESUMO**

O objetivo deste trabalho consistiu na análise dos principais determinantes em saúde atingidos pelo Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), da evolução temporal dos níveis de material particulado < 10 µm, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio e ozônio; e dos dados de saúde cardiorrespiratória, para o município de São Paulo, entre 2000 e 2011. Foi utilizada a metodologia de Avaliação de Impacto à Saúde com consulta à literatura e a bancos de dados públicos (Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde – DATASUS, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo – CETESB). Com exceção do ozônio, os poluentes material particulado < 10 µm, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre se encontraram em declínio ao longo do período de estudo. A morbidade por doenças respiratórias aumentou no período, exceto as internações por asma. Observou-se um declínio para a mortalidade cardiovascular, enquanto houve estabilidade da taxa de óbitos por doença pulmonar obstrutiva crônica. Conclui-se que o PROCONVE é um programa importante para a manutenção e a diminuição das concentrações de poluentes atmosféricos.

**Palavras-chave:** poluição do ar; doenças cardiovasculares; doenças respiratórias; políticas públicas.

## **ABSTRACT**

The aim of this study was to analyze the main health determinants achieved by the Automotive Vehicles Air Pollution Control Program (PROCONVE), the evolution of particulate matter < 10 µm, sulfur dioxide, nitrogen dioxide and ozone levels and cardiorespiratory health data from the city of São Paulo, SP, Brazil, from 2000 to 2011. The methodology was based in Health Impact Assessment approach through bibliography research and public databases (Informatics Department of the Public Health System – DATASUS, Brazilian Institute of Geography and Statistics – IBGE and Environmental Company of Sao Paulo State – CETESB). Particulate matter < 10 µm, nitrogen dioxide and sulfur dioxide pollutants levels were in decline over the study period, exception ozone levels. Morbidity due to respiratory diseases increased in the period, except asthma hospitalizations. There was a decline in cardiovascular mortality, while there was a stable mortality rate due to chronic obstructive pulmonary disease. It is concluded that PROCONVE is an important program in the maintenance and reduction of concentration of atmospheric pollutants.

**Keywords:** air pollution; cardiovascular disease; respiratory disease; public policies.

## INTRODUÇÃO

Com o crescimento econômico, a emissão antrópica de gases e partículas nocivas tende a intensificar-se progressivamente, levando ao aumento de sua concentração na atmosfera (IEMA, 2012). Alguns desses gases e partículas têm efeitos comprovados na saúde humana e no meio ambiente, razão pela qual há muita atenção voltada a eles. Dentre esses, destacam-se o monóxido de carbono (CO), o ozônio troposférico (O<sub>3</sub>), o material particulado (PM), o dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) (IEMA, 2012).

O aumento da população mundial e, conseqüentemente, a elevação das emissões de poluentes derivados da queima de combustível oriundos de veículos automotores e indústrias resultam na maior degradação da qualidade do ar, que representa um importante fator de ameaça à saúde humana, especialmente nos centros urbanos. Os poluentes atmosféricos têm sido associados, há décadas, à mortalidade e ao agravamento de doenças respiratórias (HOEK *et al.*, 2013; XIONG *et al.*, 2015; FREITAS *et al.*, 2016; TO *et al.*, 2016) e cardiovasculares (POPE *et al.*, 2004; CHANG *et al.*, 2015; BRAVO *et al.*, 2016; ZÚÑIGA *et al.*, 2016). Dentre as doenças pulmonares, já foi relatado que a poluição do ar agrava o risco de pessoas com asma evoluírem para o quadro de Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica (DPOC) em até três vezes mais (TO *et al.*, 2016).

Em Beijing, foi constatada a associação entre PM<sub>2,5</sub> (PM com diâmetro inferior a 2,5 µm) e morbimortalidade por doença isquêmica do coração e, pelos resultados do estudo, se os padrões da Organização Mundial da Saúde (OMS) tivessem sido adotados, evitar-se-ia o equivalente a mais de 7.700 casos de morbidade e 1.475 óbitos (XIE *et al.*, 2015). Associações similares entre poluição do ar e doenças cardiovasculares também foram encontradas em estudos nos Estados Unidos (THURSTON *et al.*, 2016), em Taiwan (CHANG *et al.*, 2015), no Canadá (VILLENEUVE *et al.*, 2015), na Europa (BRUNEKREEF *et al.*, 2009; LANKI *et al.*, 2015) e no Brasil (BRAGA *et al.*, 2007; ABE & MIRAGLIA, 2016). Assim, a poluição atmosférica é tema de muitos estudos, assim como os processos de combustão dos veículos, geradores de muitos gases e partículas que possuem participação importante na geração de efeitos adversos à saúde.

Conhecer as principais fontes originárias de poluentes é de extrema importância, para que medidas mitigadoras possam ser providenciadas. No Brasil, a frota automoti-

va responde por mais de 55% dos veículos do país, seguida por motocicleta e motonetas, que somam mais 26%, representando mais de 81% da frota nacional, que gira em torno de 85 milhões de veículos, segundo dados do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2014).

No município de São Paulo, a parcela representativa de automóveis e motocicletas é ainda maior, chegando a somar 85% do total de veículos (DENATRAN, 2014), que em números absolutos chega a mais de 7 milhões de veículos. Dadas as dimensões nacional e municipal do porte de veículos e das emissões de poluentes, além dos resíduos provenientes de indústrias, incinerações, entre outros, foram sancionadas diversas resoluções e leis a fim de controlar as emissões de poluentes e estabelecer limites de qualidade do ar.

No Brasil, os padrões de qualidade atualmente em vigor foram adotados no início da década de 1990 (BRASIL, 1990). Nos termos da Política Nacional de Meio Ambiente — PNMA (Lei n. 6.938/1981), os Padrões de Qualidade do Ar (PQAr) foram incorporados como um dos instrumentos da política ambiental (BRASIL, 1981). Considerando a necessidade de se estabelecer estratégias para o controle, a preservação e a recuperação da qualidade do ar, válidas para todo o território nacional, conforme previsto na PNMA de 1981, foi instituído, pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 005/1989, o Programa Nacional de Qualidade do Ar (PRONAR). Esse programa seria

um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem-estar das populações e melhoria da qualidade de vida com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do País de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica (BRASIL, 1989).

Sendo assim, a prevenção dos efeitos deletérios derivados da poluição atmosférica passa por identificar, para os principais contaminantes, os níveis minimamente seguros de proteção das condições de saúde da população, expressos em termos de valores de sua concentração no ar (IEMA, 2012).

Dentro desses instrumentos do PRONAR, foram estabelecidos, em 1990, os valores dos padrões nacionais de qualidade do ar para partículas totais em suspensão (PTS),

fumaça, partículas inaláveis (material particulado < 10  $\mu\text{m}$  –  $\text{PM}_{10}$ ),  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$  e  $\text{O}_3$  (BRASIL, 1990).

Outro instrumento do PRONAR é o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), instituído em 06 de maio de 1986 e coordenado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Considerando que a emissão de poluentes por veículos automotores contribui para a contínua deterioração da qualidade do ar, especialmente nos centros urbanos, esse programa definiu os primeiros limites de emissão para veículos leves, e contribuiu para o atendimento aos PQA instituídos pelo PRONAR (BRASIL, 1986). Desde a sua criação, o PROCONVE apre-

sentou diversas fases de implantação e favoreceu a melhoria da qualidade do ar, mesmo com o aumento da frota automotiva (ESCUCIATTO *et al.*, 2016). Atualmente, encontra-se nas fases L-6 e P-7, correspondendo às exigências de melhoria dos padrões de emissões de poluentes referentes aos veículos leves e pesados, respectivamente.

Considerando a vigência do PROCONVE desde 1986, o objetivo deste estudo foi analisar os principais determinantes em saúde atingidos pelo programa e a evolução temporal das concentrações dos poluentes  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$  e  $\text{O}_3$ , para o município de São Paulo, assim como os desfechos em doenças cardiorrespiratórias, para o período entre os anos 2000 e 2011.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Rede de aspectos e impactos

A fim de avaliar a gama de aspectos e impactos relativos ao PROCONVE, optou-se pela confecção de uma rede de efeitos, construída a partir do assunto/tema geral e expandida com aspectos e impactos de cunho social, econômico, ambiental e de saúde.

Os portais de busca utilizados foram: Portal da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), *PubMed*, *ScienceDirect*, *Google Scholar* e sites oficiais de órgãos públicos, tanto na esfera federal quanto estadual e municipal (Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Saúde, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo — CETESB e Instituto Estadual do Ambiente do Governo do Rio de Janeiro, Secretaria de Saúde Pública de São Paulo, entre outros). Os descritores utilizados foram: “PROCONVE”, “PROMOT”, Padrões de qualidade do ar”, “Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos

Automotores”, “Fases do PROCONVE”, “legislação”. Os termos foram buscados em língua portuguesa e inglesa. Os descritores foram agrupados e realizaram-se as buscas com dois a três descritores e o buscador booleano “AND” nos sites mencionados. As informações coletadas foram resumidas e reunidas em um quadro nomeado “Rede de Impactos”, que reflete uma abordagem inédita incluída nas etapas da Avaliação de Impactos à Saúde (AIS), baseada em levantamento de dados oficiais e análise de evidências. Portanto, dados de relatórios, artigos científicos, publicações de órgãos públicos e o conhecimento prévio de especialistas entraram na composição dessa rede. A construção de rede de impactos em saúde foi previamente utilizada pelo Laboratório de Economia, Saúde e Poluição Ambiental da Universidade Federal de São Paulo (LESPA-UNIFESP), coordenado pela Profa. Dra. Simone Georges El Khouri Miraglia (MIRAGLIA & ABE, 2017).

### Análise descritiva: poluentes e dados de saúde

A análise descritiva foi realizada para as variáveis em estudo utilizando-se o *software* IBM SPSS® versão 21 e o programa Excel®, da Microsoft, para Windows, versão 2000. Baseou-se, para os dados de poluentes, na média diária anual das concentrações de  $\text{O}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  e  $\text{PM}_{10}$ . Os dados relativos à emissão diária de poluentes foram obtidos junto a CETESB (2015). Esse órgão possui uma rede telemétrica capaz de produzir informações das concentrações desses poluentes em intervalos de

1 hora. Porém, em muitos dias, não se obteve esse número de medições em todas as 22 estações de monitoramento. Após os cálculos das médias diárias, foram verificadas as quantidades de dados válidos para cada estação. Com isso, tornou-se possível escolher as estações a serem trabalhadas. Os critérios utilizados foram 90% dos dados válidos e os maiores coeficientes de correlação de Pearson. As estações que apresentaram coeficientes de correlação superiores a  $r = 0,80$  foram



escolhidas para o cálculo das médias. O período de levantamento foi entre os anos 2000 e 2011.

Para os dados de saúde, foi realizado um levantamento dos dados de internações hospitalares e óbitos disponibilizados pelo Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS), para o período entre 2000 e 2011. As causas diagnósticas levantadas foram: internações hospitalares por causas cardiovasculares totais — INT\_CT (Classificação Internacional de Doenças — CID 10, série I); internações por causa cerebrovascular, ou seja, acidente vascular encefálico — INT\_CAVE (isquêmico ou hemorrágico; CID 10, série I60-I69), infarto — INT\_CI (CID 10, I20 – I25) e demais causas cardiovasculares, ou seja, excetuando-se por causa cerebrovascular e infarto — INT\_COC; internações hospitalares por causas respiratórias totais — INT\_RT (CID 10, série J); internações por asma — INT\_RA (CID 10, série J45 – J46),

DPOC — INT\_RDPOC (CID 10, J43 – J44) e demais causas respiratórias, excetuando-se asma e DPOC — INT\_ROC. As causas de óbito selecionadas foram: óbitos por causas cardiovasculares totais — OBT\_CT (CID 10, série I), óbitos por causa cerebrovascular, ou seja, acidente vascular encefálico — OBT\_CAVE (isquêmico ou hemorrágico; CID X, série I60-I69), infarto — OBT\_CI (CID 10, I20 – I25) e demais causas cardiovasculares, ou seja, excetuando-se acidente vascular encefálico e infarto — OBT\_COC; óbitos por causas respiratórias totais — OBT\_RT (CID 10, série J), óbitos por pneumonia — OBT\_RPN (CID 10, série J10 – J18), DPOC — OBT\_RDPOC (CID 10, J43 – J44) e demais causas respiratórias, excetuando-se pneumonia e DPOC — OBT\_ROC. Para a obtenção da taxa para cada desfecho em saúde, considerou-se a população do município, a partir de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000; 2010; 2015).

## RESULTADOS

### Rede de aspectos e impactos

Para facilitar a tomada de decisão e visualização da questão abordada, foi realizada a construção de uma rede de aspectos e impactos resultantes da política do PROCONVE, baseada nos determinantes de saúde.

Importante notar que, ao se construir essa rede, aspectos diretos e indiretos dessa política são expostos, além dos aprofundados neste estudo, facilitando a visão orgânica e sistêmica (Figura 1).

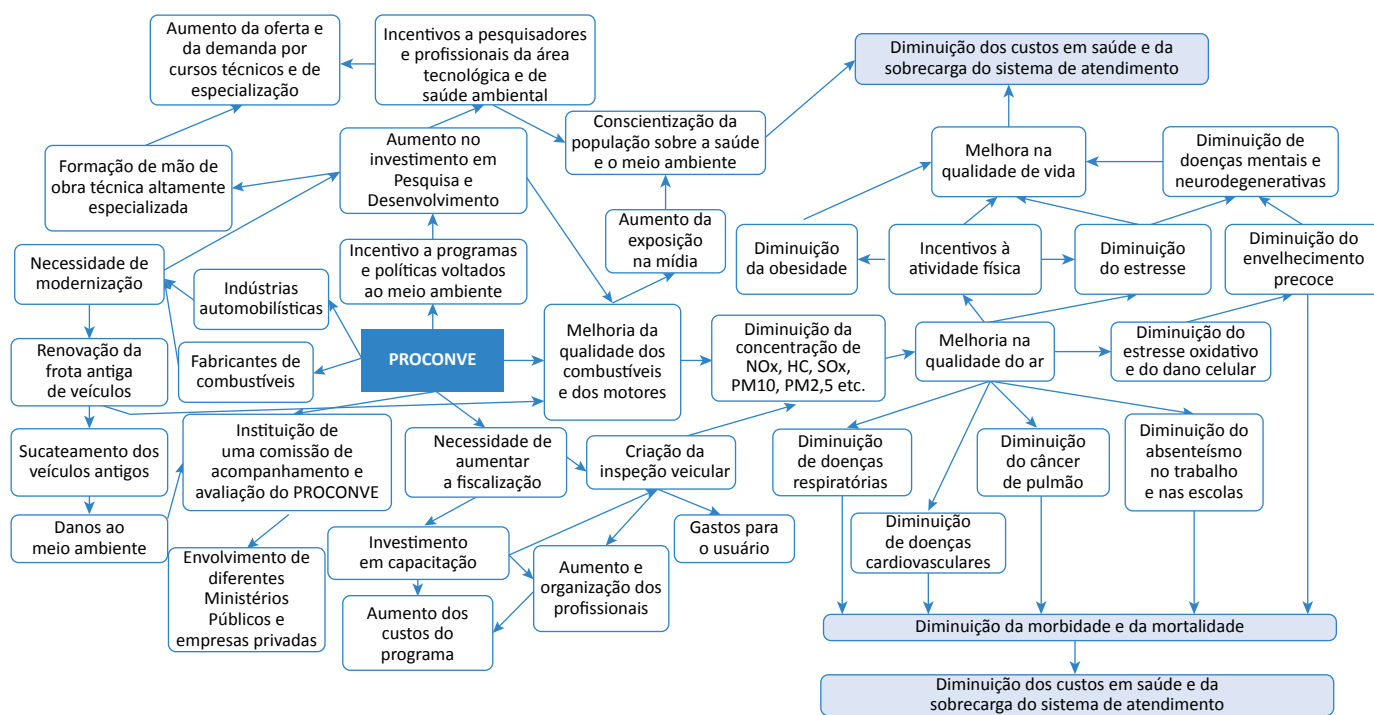


Figura 1 – Rede de aspectos e impactos derivada da política do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores.

## Análise dos poluentes

No início do período estudado, em 2000, a média da concentração de  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  e  $\text{PM}_{10}$  verificada foi de  $82,78 \pm 2,01$  ( $\pm$ erro padrão, EP);  $16,54 \pm 0,44$  (EP) e  $49,19 \pm 1,09$  (EP)  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. Ao final do período, essas concentrações foram de  $69,60 \pm 1,48$  (EP);  $6,17 \pm 0,13$  (EP) e  $36,70 \pm 0,86$  (EP)  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. Ou seja, para o  $\text{NO}_2$  a média reduziu em aproximada-

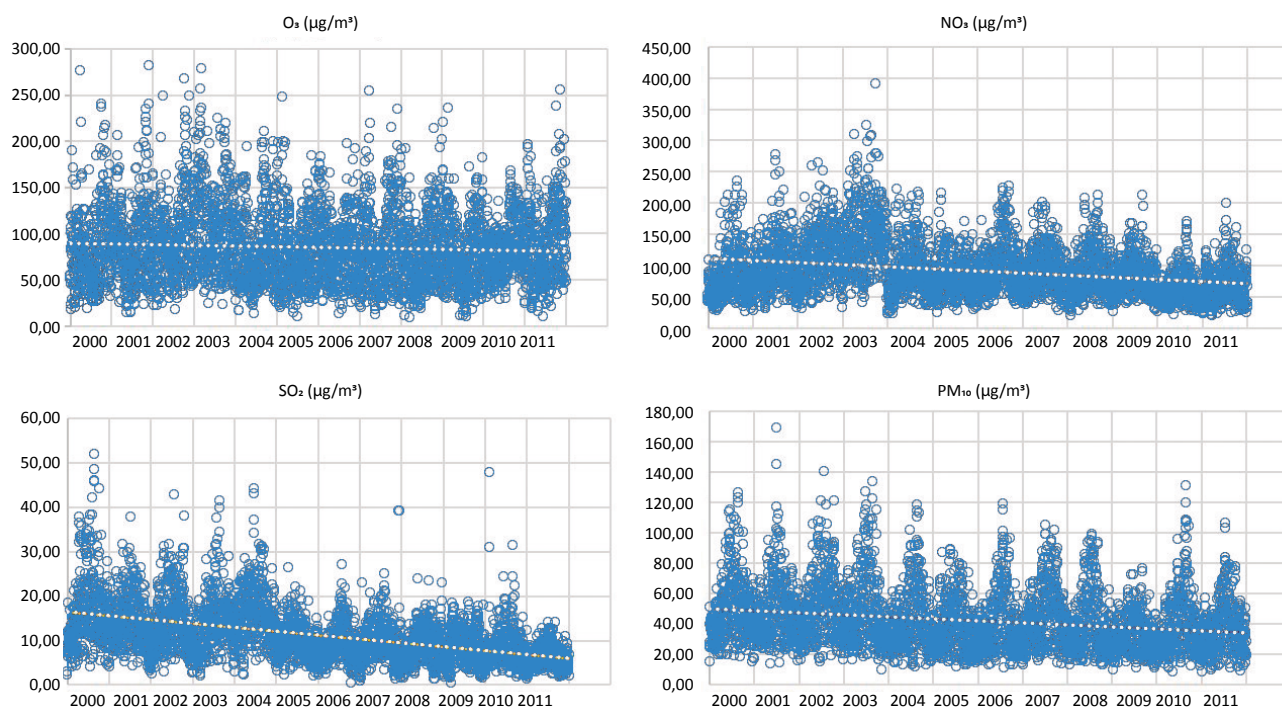
## Dados de saúde

A Tabela 1 mostra a análise descritiva referente às internações hospitalares por causas cardiovasculares e respiratórias. Observando os valores para a taxa por 100 mil habitantes, em ambas as tabelas, as taxas aumentam de valor ao longo do período, com exceção do número de INT\_RA.

A Tabela 2 mostra as análises descritivas referentes ao número de óbitos por causas cardiovasculares e respiratórias. Ao se observar a taxa por 100 mil habitantes, para doenças cardiovasculares, percebe-se um leve declínio no valor da taxa, mesmo constatando um discreto aumento no valor de casos totais devido ao aumento populacional ter sido mais expressivo do que o aumento do número de óbitos

mente 15,92%; para o  $\text{SO}_2$ , 62,7%; e para o  $\text{PM}_{10}$ , cerca de 25,4%, comparando-se o início e o final do período de estudo. Na Figura 2, é possível observar a evolução temporal dos poluentes, com a linha de tendência. Com exceção do  $\text{O}_3$ , sugere-se que os poluentes estão em tendência de queda ao longo do tempo.

por causas cardiovasculares (OBT\_CT, OBT\_CAVE e OBT\_CI). Na Tabela 2, também se encontram os óbitos por doenças respiratórias e, ao se observar os valores para a taxa por 100 mil habitantes e os valores de contagem totais, é possível observar um aumento nesses dois valores para as variáveis OBT\_RT e OBT\_RPN. Entre os OBT\_RDPOC, existe uma oscilação entre valores muito próximos, ao longo do período de estudo, resultando em uma taxa aparentemente semelhante ao início e ao final do período. Entretanto, para OBT\_ROC, houve uma diminuição na contagem dos óbitos, o que também influenciou no declínio na taxa ao longo do período analisado.



$\text{O}_3$ : ozônio;  $\text{NO}_2$ : dióxido de nitrogênio;  $\text{SO}_2$ : dióxido de enxofre;  $\text{PM}_{10}$ : material particulado < 10  $\mu\text{m}$ .

**Figura 2 – Concentrações dos poluentes ozônio, dióxido de nitrogênio, dióxido de enxofre e material particulado < 10  $\mu\text{m}$  no período de 2000 a 2011, com linha de tendência, para o município de São Paulo.**

## DISCUSSÃO

A abordagem ampla e visualmente facilitada pela rede de aspectos e impactos (Figura 1) auxilia as partes interessadas e os tomadores de decisão a visualizarem

a questão com mais abrangência e facilita a escolha dos limites do estudo, ou seja, é conhecido que os impactos são sempre muito mais amplos e complexos

**Tabela 1 – Análise descritiva anual relativa à morbidade cardiopulmonar (número de internações por 100 mil habitantes).**

Ano	INT_CT	INT_CI	INT_CAVE	INT_COC	INT_RT	INT_RA	INT_RDPOC	INT_ROC
2000	416,59	107,70	68,02	240,87	366,72	53,19	23,88	289,12
2001	391,96	108,04	63,35	220,56	349,72	43,51	21,35	284,85
2002	466,63	129,71	78,81	258,11	454,52	71,33	25,49	356,08
2003	499,90	130,45	94,27	275,18	495,24	73,29	26,62	395,33
2004	553,37	143,98	104,50	304,89	548,17	81,45	29,51	437,21
2005	515,22	130,36	98,47	286,40	485,84	71,26	27,64	386,94
2006	516,40	135,21	94,97	286,22	514,91	71,61	26,09	414,90
2007	529,78	137,64	92,60	299,54	516,98	71,67	27,03	418,27
2008	512,47	133,09	88,73	290,65	479,90	51,67	23,63	404,60
2009	540,60	137,78	91,11	311,72	520,97	45,10	23,99	451,88
2010	571,46	148,76	98,24	324,46	509,68	42,61	24,92	442,15
2011	565,82	142,55	96,35	326,93	504,82	39,35	29,01	436,46

INT\_CT: internações hospitalares por causas cardiovasculares totais; INT\_CI: internações hospitalares por infarto; INT\_CAVE: internações hospitalares por acidente vascular encefálico; INT\_COC: internações hospitalares por outras causas cardiovasculares; INT\_RT: internações hospitalares por causas respiratórias totais; INT\_RA: internações hospitalares por asma; INT\_RDPOC: internações hospitalares por doença pulmonar obstrutiva crônica; INT\_ROC: internações hospitalares por outras causas respiratórias. Fonte: elaborado pela autora com dados do DATASUS e do IBGE, no *Software SPSS*.

**Tabela 2 – Análise descritiva anual relativa à mortalidade cardiopulmonar (número de óbitos por 100 mil habitantes).**

Ano	OBT_CT	OBT_CI	OBT_CAVE	OBT_COC	OBT_RT	OBT_RPN	OBT_RDPOC	OBT_ROC
2000	215,18	86,93	55,65	72,59	70,20	31,08	22,47	16,64
2001	207,22	83,31	54,13	69,78	68,68	31,80	20,66	16,22
2002	204,57	83,38	54,46	66,73	72,37	35,88	20,21	16,28
2003	202,04	82,55	51,89	67,61	76,01	37,31	22,11	16,59
2004	207,24	81,91	53,60	71,73	78,19	40,21	22,38	15,60
2005	193,37	73,50	49,98	69,89	68,36	34,73	20,35	13,28
2006	197,81	76,26	51,07	70,47	74,74	41,13	21,09	12,52
2007	197,63	78,19	50,50	68,94	74,43	42,22	20,45	11,77
2008	201,97	78,10	52,35	71,52	72,07	40,94	19,95	11,18
2009	204,03	75,79	52,18	76,06	76,14	43,63	20,74	11,77
2010	202,93	77,60	50,69	74,64	75,72	43,82	20,80	11,11
2011	205,82	78,14	51,50	76,18	81,58	47,06	20,95	13,57

Fonte: elaborado pela autora com dados do DATASUS e do IBGE, no *Software SPSS*.

do que é possível escolher e estudar setorialmente. Essa conexão da parte com o todo é um aspecto importante e que caracteriza uma AIS (WHO, 1999; ABE & MIRAGLIA, 2018), pois permite que as análises e as reflexões sejam tomadas subsidiadas com um maior número de evidências, sem negligenciar outros aspectos envolvidos na análise de uma proposta.

A rede de aspectos e impactos considera os determinantes em saúde. Com isso, é possível atingir aspectos políticos, de meio ambiente, de serviços públicos, sociais, econômicos, entre outros (BHATIA, 2011). Segundo o Ministério do Meio Ambiente, o PROCONVE favoreceu a participação social e promoveu a modernização do parque automobilístico brasileiro, além de favorecer a comunicação e os esforços de diversos órgãos públicos para atingir a meta do programa, entre eles, o Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente; o Conselho Nacional do Petróleo (CNP); o Ministério de Minas e Energia; o Ministério dos Transportes; o Ministério da Indústria e do Comércio; o Ministério da Ciência e Tecnologia; o Ministério da Justiça; e os Órgãos Estaduais e Municipais de Controle da Poluição Ambiental. Ainda, devido à publicação dos níveis aceitáveis de emissão de poluentes, as indústrias automotivas e os fabricantes de combustíveis precisaram alinhar esforços e investimentos para melhorar a qualidade dos motores e dos combustíveis (BRASIL, 2017).

A partir da melhoria na qualidade dos combustíveis e do aperfeiçoamento dos motores, assim como a renovação da frota, esperava-se a melhoria da qualidade do ar, pela diminuição da poluição oriunda dos veículos leves, pesados, comerciais e das motocicletas. Entretanto, o aumento da frota automotiva ao longo dos anos poderia ter resultado em aumento concomitante da concentração dos poluentes, como  $PM_{10}$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ , o que não foi observado no presente estudo. Com isso, proporcionou-se a diminuição da exposição de toda a população à poluição do ar, com desfechos à saúde, principalmente para os grupos mais suscetíveis: idosos, crianças e pessoas que trabalham no tráfego ou nas ruas, como guardas de trânsito, entregadores, frentistas, motoristas de ônibus etc. (PASCAL *et al.*, 2013). Nas escolas e nos serviços, a melhoria da qualidade do ar diminuiu os absenteísmos (ROMIEU *et al.*, 1992; CHEN *et al.*, 2000; GILLILAND *et al.*, 2001; PARK *et al.*, 2002; RODRIGUES-SILVA *et al.*, 2012). Adicionalmente, o sistema de transporte, ao gerar menos resíduos poluidores, diminuiu os danos ao meio ambiente e à saúde

da população, seja essa população usuária ou não de veículos. A comunidade local tem ganhos em saúde e qualidade de vida com a diminuição da poluição, pela diminuição de doenças cardiorrespiratórias, do estresse oxidativo, da inflamação e do envelhecimento precoce (DE PRINS *et al.*, 2014), de doenças neurodegenerativas (CALDERÓN-GARCIDUEÑAS *et al.*, 2015), do câncer de pulmão (FAJERSZTAJN *et al.*, 2013; RAASCHOU-NIELSEN *et al.*, 2013; SAX *et al.*, 2013), entre outras doenças. A melhora na qualidade do ar também é um incentivo à atividade física e a atividades ao ar livre, com ganhos em saúde pública (GRABOW *et al.*, 2012).

Esses aspectos vão ao encontro dos objetivos do PROCONVE, que foi criado com o intuito principal de reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores visando ao atendimento aos PQAr, especialmente nos centros urbanos, e também promover o desenvolvimento tecnológico nacional, tanto na engenharia automobilística como em métodos e equipamentos para ensaios e medições da emissão de poluentes e melhoria dos combustíveis (BRASIL, 1986).

Complementando a iniciativa, em 2002, foi instituído o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT). Este programa estabeleceu limites de emissão para gases poluentes provenientes de motocicletas novas e previu exigências quanto à durabilidade de emissões, ao controle da qualidade da produção, aos critérios para a implantação de programas de inspeção e manutenção periódica e à fiscalização em campo (IBAMA, 2011).

Um fato interessante foi verificar que, apesar do aumento da frota de veículos na cidade, a concentração média dos poluentes  $NO_2$ ,  $SO_2$  e  $PM_{10}$  mostrou tendência de queda, com exceção do  $O_3$ . Fato semelhante já foi observado em um estudo realizado em Curitiba, estado do Paraná, onde verificou-se que um aumento de 65% no número de veículos não resultou no aumento da concentração dos poluentes atmosféricos, devido a vários fatores relacionados ao PROCONVE (ESCUCIATTO *et al.*, 2016). Em relação ao  $O_3$ , esse gás parece não possuir tendência de aumento ou diminuição clara ao longo do tempo, o que implica na sugestão de que, provavelmente, a formação de  $O_3$  não é diretamente proporcional ao consumo de combustível (PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). O  $O_3$  é um poluente secundário, sintetizado de forma não linear a partir de óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ) e dependente da radiação



ultravioleta, da hora do dia, dos parâmetros meteorológicos e da topografia (SEIGNEUR *et al.*, 2003; PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). Por isso, é complexo prever como será seu comportamento a partir da emissão dos poluentes primários, no entanto, é fato que sua concentração aumenta no verão, o que ocorre inversamente aos demais poluentes estudados. Em relação aos demais gases e PM, a diferença entre as concentrações no início e no final do período do estudo parece sinalizar uma tendência de queda (Figura 1).

Traçar tendências é um processo complexo, no entanto, as iniciativas de aprimoramento dos motores e dos combustíveis, propostas pelo PROCONVE ao longo das fases de implantação, parecem funcionar para os cenários da grande metrópole, visto que houve diminuição das concentrações de vários poluentes atmosféricos no período estudado (Figura 1). Além do PROCONVE, outras medidas podem estar envolvidas nessa diminuição, como o distanciamento das fábricas dos grandes centros urbanos; no entanto, é fato que o aprimoramento dos motores e dos combustíveis possui grande influência no município que possui a maior frota automotiva brasileira. Esses achados nas concentrações de poluentes também já foram constatados, de forma semelhante, por outros trabalhos envolvendo a concentração dos poluentes em São Paulo ao longo do período de vigência do PROCONVE (CETESB, 2015; PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). Um desses estudos mostrou que as concentrações de NO<sub>x</sub>, CO e PM<sub>10</sub> chegaram a diminuir 0,65, 0,37 e 0,71% por mês, respectivamente, no período de 2000 a 2013, para a região metropolitana de São Paulo, enquanto as vendas de gasolina, etanol e diesel haviam aumentado 0,26, 1,96 e 0,38% por mês, respectivamente. Além disso, esse estudo comparou e comprovou que as melhorias realizadas nos motores e nos combustíveis, a implementação do PROCONVE e a renovação da frota foram fatores preponderantes para a verificação de declínio das concentrações desses poluentes (PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). Além dos efeitos à saúde, há ganhos econômicos ao se adotar políticas públicas que visem à redução dos poluentes atmosféricos. Ao se considerar cenários preditivos de diminuição do PM<sub>10</sub> e do PM<sub>2,5</sub> e o ganho econômico a partir do número de mortes evitáveis, estimou-se uma economia de US\$ 527 milhões para o município de Diadema, no estado de São Paulo (SILVA *et al.*, 2017), e mais de US\$ 15 bilhões anuais para a capital do estado (ABE & MIRAGLIA, 2016).

De acordo com a Companhia de Engenharia de Tráfego (CET), a capital possuía, em 1980, uma velocidade média no trânsito de 24,9 km/h, que diminuiu no ano de 2000 para 19,4 km/h e, em 2011, para 16,8 km/h (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2016). Esses dados mostram que os paulistanos que utilizam meios de transportes baseados em veículos automotores podem demorar mais tempo para chegar ao seu destino, ou seja, ficam mais tempo expostos aos poluentes atmosféricos nos deslocamentos em horário de pico. Em uma cidade como São Paulo, que possui a maior frota de veículos do Brasil, é possível dizer que as emissões veiculares constituem a maior parte da emissão dos poluentes primários e secundários. Comumente, os veículos leves (veículos de passeio) que utilizam gasolina como combustível e os veículos pesados que utilizam o diesel são responsáveis pela maior parte da emissão de CO, NO<sub>x</sub>, compostos orgânicos voláteis (VOCs), SO<sub>2</sub>, PM, metano (CH<sub>4</sub>) e CO<sub>2</sub>. Já os veículos que utilizam o etanol como combustível possuem a vantagem de não emitirem, durante sua queima, o PM e o SO<sub>2</sub>, no entanto, com exceção desses dois poluentes, há também a liberação dos demais gases citados semelhante à queima da gasolina (CETESB, 2015).

No Brasil e na América Latina há poucos trabalhos, principalmente que analisem séries temporais e mais de um poluente. Muitos trabalhos analisam situações temporalmente curtas, variando de 1 a 2 anos (MARTINS *et al.*, 2002; CASTRO *et al.*, 2009), populações muito específicas (somente crianças ou idosos) ou apenas um poluente. Neste trabalho procurou-se abranger um período temporal extenso e os dados para toda a população, independentemente da faixa etária, aprofundando-se para os desfechos mais abrangentes, como mortalidade por causa cardiorrespiratória total e alguns desfechos mais específicos dentro dos efeitos cardiovasculares e respiratórios, como asma, DPOC, acidente vascular cerebral e infarto agudo do miocárdio.

As associações entre poluentes atmosféricos e efeitos à saúde, apesar de reconhecidas pelo meio científico, possuem muitas faces que ainda necessitam de elucidação, como compreender os mecanismos moleculares e intracelulares ativados pela exposição aos poluentes e que resultam em desfechos à saúde. Por isso, aprimorar as pesquisas em um tema que já é amplamente estudado é de extrema importância para o entendimento aprofundado e a confecção de melhores políticas públicas referentes ao assunto, auxiliando a tomada de



decisão pelos governos e a divulgação de informações à população, visando à adoção de políticas de prevenção.

O aumento das evidências que associam poluição do ar e problemas de saúde serviu de subsídio para diversos estudos e leis restritivas em relação às fontes de emissão. A Irlanda, por exemplo, durante os anos de 1980, presenciou diversos episódios graves de poluição do ar, cuja fonte principal era a queima do carvão mineral para aquecimento doméstico. A partir de diversos estudos, o governo irlandês iniciou uma série de proibições à comercialização do carvão, entre os anos de 1990 e 2000, e obteve como resultado uma diminuição dos níveis de PM e SO<sub>2</sub>, principalmente no inverno. Os anos em que houve as proibições foram associados à redução na mortalidade respiratória na região, chegando a 17% de redução, sendo também verificada a diminuição nas admissões hospitalares por pneumonia, DPOC e asma. Além disso, foi verificado 4% de redução nas admissões hospitalares para doenças cardiovasculares. No entanto, os autores explicitaram a dificuldade em atribuir os resultados somente às proibições de comercialização de carvão, uma vez que outras medidas preventivas podem ter sido tomadas na década de 1990 para promover a saúde da população (DOCKERY *et al.*, 2013).

A partir das análises descritivas de mortalidade e morbidade cardiorrespiratória de base diária, organizadas por ano, foi possível verificar que as taxas de mortalidade cardiovascular por 100 mil habitantes foram praticamente constantes ao longo do período estudado, assim como a mortalidade por doenças cerebrovasculares. Adicionalmente, constatou-se que houve uma diminuição na taxa de mortalidade por infarto ao longo do período, passando de aproximadamente 87 óbitos por 100 mil habitantes, no ano de 2000, para 78 óbitos por 100 mil habitantes, em 2011 (Tabela 2).

Para a mortalidade por doença respiratória foi verificado aumento da taxa de mortalidade respiratória e por pneumonia, entretanto, houve manutenção da taxa de mortalidade por DPOC ao longo do tempo (Tabela 2). É importante mencionar que, para doenças respiratórias, há algumas variáveis de confusão que limitam este modelo, como surtos de gripes, como a gripe aviária e o surto por H1N1.

Para uma cidade urbanizada como São Paulo, dotada de uma crescente frota de veículos, poder-se-ia imaginar que haveria um aumento nos níveis dos poluentes atmosféricos, porém, os dados referentes à concentração da maioria dos poluentes considerados neste estudo mostraram-se em queda ao longo do período estudado, condizendo com a manutenção ou até a diminuição das taxas de mortalidade apresentadas para alguns casos. Em relação à morbidade o cenário difere um pouco, uma vez que todas as taxas aumentaram com o tempo, com exceção da taxa de INT\_RA (Tabela 1). Isso mostra que os efeitos crônicos da poluição atmosférica podem ter sido amenizados ou até, de certa forma, se mantido estáveis ao longo do período, porém, as internações hospitalares mostraram-se mais frequentes. Ao se considerar que a população passa mais tempo no tráfego e, conseqüentemente, exposta aos poluentes, segundo dados da CET, não é de se surpreender que os efeitos agudos na saúde possam ter se exacerbado.

Assim, a aplicação de metodologias mais abrangentes, como a AIS, deveria ser considerada como mecanismo importante e de utilização sistemática pelos tomadores de decisão, no âmbito das políticas públicas, com o fim de auxiliar, de forma preventiva, meios de mitigação e compensação de forma eficiente dos impactos socioambientais e na saúde (SILVEIRA & FENNER, 2017).

## CONCLUSÕES

A análise da política pública do PROCONVE, em termos de determinantes em saúde, revelou-se importante a fim de caracterizar as relações influenciadas pela vigência da referida política. Nesse sentido, a construção da rede de impactos permitiu a visualização com clareza dessas relações, auxiliando os tomadores de decisão no processo de intervenção.

O PROCONVE se revelou um programa muito importante na manutenção e na diminuição das concentra-

ções de poluentes atmosféricos, as quais seriam mais elevadas com o aumento da frota automotiva. Esses efeitos adversos também são percebidos em saúde, mas de uma forma menos direta, uma vez que a saúde possui diversos determinantes, externos à análise deste estudo. No entanto, sugere-se que as fases do PROCONVE continuem evoluindo, bem como a sua fiscalização, incluindo outras iniciativas fundamentais, como a revisão dos PQAr nacionais.

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho recebeu financiamento de pesquisa da Secretaria de Vigilância em Saúde do Ministério

da Saúde do Brasil (SVS/MS) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

## REFERÊNCIAS

- ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. Health Impact Assessment of Air Pollution in São Paulo, Brazil. *International Journal of Environmental Research Public Health*, v. 13, 2016. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph13070694>
- ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Avaliação de Impacto à Saúde (Ais) no Brasil e América Latina: Uma Ferramenta Essencial a Projetos, Planos E Políticas. *Interface - Comunicação, Saúde, Educação*, 2018. DOI: 10.1590/1807-57622016.0802
- BHATIA, R. *Health Impact Assessment: A Guide for Practice*. Oakland: Human Impact Partners, 2011.
- BRAGA, A. L. F.; PEREIRA, L. A. A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÉ, P. A. D.; SALDIVA, P. H. D. N. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, p. S570-S578, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2007001600017>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 003, de 28 de Junho de 1990. *Diário Oficial da União*, p. 15937-15939, 22 ago. 1990.
- \_\_\_\_\_. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 005/1989, PRONAR. *Diário Oficial da União*, p. 14713-14714, 25 ago. 1989.
- \_\_\_\_\_. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução Conama nº 018/1986*: Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE. Brasil, 1986.
- \_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. *Proconve*: Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/163/\\_arquivos/proconve\\_163.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/proconve_163.pdf)>. Acesso em: 10 ago 2017.
- \_\_\_\_\_. *Política Nacional de Meio Ambiente*: Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Brasília, 1981.
- BRAVO, M. A.; SON, J.; DE FREITAS, C. U.; GOUVEIA, N.; BELL, M. L. Air Pollution and Mortality in São Paulo, Brazil: Effects of Multiple Pollutants and Analysis of Susceptible Populations. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, v. 26, p. 150-161, 2016. DOI: 10.1038/jes.2014.90
- BRUNEKREEF, B.; BEELEN, R.; HOEK, G.; SCHOUTEN, L.; BAUSCH-GOLDBOHN, S.; FISCHER, P.; ARMSTRONG, B.; HUGHES, E.; JERRETT, M.; VAN DEN BRANDT, P. Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution on Respiratory and Cardiovascular Mortality in the Netherlands: The Nlcs-Air Study. *Research Reports of the Health Effects Institute*, p. 5-71, 2009.
- CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, L.; CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, A.; TORRES-JARDÓN, R.; AVILA-RAMÍREZ, J.; KULESZA, R. J.; ANGIULLI, A. D. Air Pollution and Your Brain: What Do You Need to Know Right Now. *Primary Health Care Research & Development*, v. 16, p. 329-345, 2015. <https://doi.org/10.1017/S146342361400036X>
- CASTRO, H. A.; CUNHA, M. F.; MENDONÇA, G. A.; JUNGER, W. L.; CUNHA-CRUZ, J.; LEON, A. P. Effect of Air Pollution on Lung Function in Schoolchildren in Rio De Janeiro, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, v. 43, p. 26-34, 2009.
- CHANG, C. C.; CHEN, P. S.; YANG, C. Y. Short-Term Effects of Fine Particulate Air Pollution on Hospital Admissions for Cardiovascular Diseases: A Case-Crossover Study in a Tropical City. *Journal of Toxicology Environmental Health A*, v. 78, p. 267-277, 2015. <https://doi.org/10.1080/15287394.2014.960044>

CHEN, L.; JENNISON, B. L.; YANG, W.; OMAJE, S. T. Elementary School Absenteeism and Air Pollution. *Inhalation Toxicology*, v. 12, p. 997-1016, 2000. <https://doi.org/10.1080/08958370050164626>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2014*. São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <<http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-e-publicacoes/>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

DE PRINS, S.; DONS, E.; VAN POPPEL, M.; INT PANIS, L.; VAN DE MIEROOP, E.; NELEN, V.; COX, B.; NAWROT, T. S.; TEUGHEL, C.; SCHOETERS, G.; KOPPEN, G. Airway Oxidative Stress and Inflammation Markers in Exhaled Breath from Children Are Linked with Exposure to Black Carbon. *Environmental International*, v. 73, p. 440-446, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.06.017>

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). *Frota de Veículos*. 2014. Disponível em: <<http://www.detran.pr.gov.br/modules/catasg/servicos-detalhes.php?tema=detran&id=469>>. Acesso em: 26 abr. 2018.

DOCKERY, D. W.; RICH, D. Q.; GOODMAN, P. G.; CLANCY, L.; OHMAN-STRICKLAND, P.; GEORGE, P.; KOTLOV, T. Effect of Air Pollution Control on Mortality and Hospital Admissions in Ireland. *Research Reports of Health Effects Institute*, p. 3-109, 2013.

ESCUCIATTO, E.; DZIEDZIC, M.; VASCONCELOS, E. C. A influência da renovação da frota de veículos na qualidade do ar na região central de Curitiba. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 42, p. 2-11, 2016. DOI: 10.5327/Z2176-947820160198

FAJERSZTAJN, L.; VERAS, M.; BARROZO, L. V.; SALDIVA, P. Air Pollution: A Potentially Modifiable Risk Factor for Lung Cancer. *Nature Reviews Cancer*, v. 13, p. 674-678, 2013. <https://doi.org/10.1038/nrc3572>

FREITAS, C. U.; LEON, A. P.; JUNGER, W.; GOUVEIA, N. Air Pollution and Its Impacts on Health in Vitoria, Espírito Santo, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, v. 50, n. 4, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1518-8787.2016050005909>

GILLILAND, F. D.; BERHANE, K.; RAPPAPORT, E. B.; THOMAS, D. C.; AVOL, E.; GAUDERMAN, W. J.; LONDON, S. J.; MARGOLIS, H. G.; MCCONNELL, R.; ISLAM, K. T.; PETERS, J. M. The Effects of Ambient Air Pollution on School Absenteeism Due to Respiratory Illnesses. *Epidemiology*, v. 12, p. 43-54, 2001.

GRABOW, M. L.; SPAK, S. N.; HOLLOWAY, T.; STONE, B.; MEDNICK, A. C.; PATZ, J. A. Air Quality and Exercise-Related Health Benefits from Reduced Car Travel in the Midwestern United States. *Environmental Health Perspective*, v. 120, p. 68-76, 2012. <https://dx.doi.org/10.1289%2Fehp.1103440>

HOEK, G.; KRISHNAN, R. M.; BEELEN, R.; PETERS, A.; OSTRO, B.; BRUNEKREEF, B.; KAUFMAN, J. D. Long-Term Air Pollution Exposure and Cardio-Respiratory Mortality: A Review. *Environmental Health*, v. 12, n. 43, 2013. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-43>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Demográfico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2000.

\_\_\_\_\_. *Censo Demográfico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

\_\_\_\_\_. *Cidades: São Paulo – Informações Estatísticas*. 2015. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA) *Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores – Proconve/Promot*. Coleção Meio Ambiente. Séries Diretrizes – Gestão Ambiental. 3 ed. Brasília: Ibama/Diqua, 2011. Disponível em: <[http://www.ibama.gov.br/phocadownload/veiculosautomotores/manual%20proconve%20promot\\_portugues.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/veiculosautomotores/manual%20proconve%20promot_portugues.pdf)>. Acesso em: 10 ago. 2017.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE (IEMA). *Padrões de Qualidade do Ar: Experiência Comparada Brasil, EUA e União Européia*. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012. Disponível em: <<http://www.energiaeambiente.org.br/2012/09/padroes-de-qualidade-do-ar-experiencia-comparada-do-brasil-eua-e-uniao-europeia/>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

- LANKI, T.; HAMPEL, R.; TIITTANEN, P.; ANDRICH, S.; BEELEN, R.; BRUNEKREEF, B.; DRATVA, J.; DE FAIRE, U.; FUKS, K. B.; HOFFMANN, B.; IMBODEN, M.; JOUSILAHTI, P.; KOENIG, W.; MAHABADI, A. A.; KÜNZLI, N.; PEDERSEN, N. L.; PENELL, J.; PERSHAGEN, G.; PROBST-HENSCH, N. M.; SCHAFFNER, E.; SCHINDLER, C.; SUGIRI, D.; SWART, W. J.; TSAI, M. Y.; TURUNEN, A. W.; WEINMAYR, G.; WOLF, K.; YLI-TUOMI, T.; PETERS, A. Air Pollution from Road Traffic and Systemic Inflammation in Adults: A Cross-Sectional Analysis in the European Escape Project. *Environmental Health Perspective*, v. 123, p. 785-791, 2015.
- MARTINS, L. C.; LATORRE, M. O. R.; SALDIVA, P. H.; BRAGA, A. L. Air Pollution and Emergency Room Visits Due to Chronic Lower Respiratory Diseases in the Elderly: An Ecological Time-Series Study in São Paulo, Brazil. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, v. 44, p. 622-627, 2002. <http://dx.doi.org/10.1097/01.jom.0000023250.57933.f2>
- MIRAGLIA, S. G. E. K.; ABE, K. C. *Avaliação de Impacto em Saúde (AIS): Coletânea de casos no Brasil*. São Paulo, 2017. 286 p. Disponível em: <<http://repositorio.unifesp.br/handle/11600/41281>>. Acesso em: 20 abr. 2018.
- PARK, H.; LEE, B.; HA, E. H.; LEE, J. T.; KIM, H.; HONG, Y. C. Association of Air Pollution with School Absenteeism Due to Illness. *Archives of Pediatrics & Adolescent Medicine*, v. 156, p. 1235-1239, 2002. DOI: 10.1001/archpedi.156.12.1235
- PASCAL, M.; CORSO, M.; CHANEL, O.; DECLERCQ, C.; BADALONI, C.; CESARONI, G.; HENSCHEL, S.; MEISTER, K.; HALUZA, D.; MARTIN-OLMEDO, P.; MEDINA, S.; APHEKOM GROUP. Assessing the Public Health Impacts of Urban Air Pollution in 25 European Cities: Results of the Apekom Project. *Science of Total Environment*, v. 449, p. 390-400, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.077>
- PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J.; ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M. Traffic-Related Air Quality Trends in São Paulo, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 120, p. 6290-6304, 2015. <https://doi.org/10.1002/2014JD022812>
- POPE, C. A.; BURNETT, R. T.; THURSTON, G. D.; THUN, M. J.; CALLE, E. E.; KREWSKI, D.; GODLESKI, J. J. Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease. *Circulation*, v. 109, p. 71-77, 2004. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F>
- PREFEITURA DE SÃO PAULO. *Velocidade Média no Trânsito (Km/h): município de São Paulo*. 2016. Disponível em: <<http://infocidade.prefeitura.sp.gov.br/index.php?cat=12&titulo=Transportes>>. Acesso em: 20 nov. 2017.
- RAASCHOU-NIELSEN, O.; ANDERSEN, Z. J.; BEELEN, R.; SAMOLI, E.; STAFOGGIA, M.; WEINMAYR, G.; HOFFMANN, B.; FISCHER, P.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; BRUNEKREEF, B.; XUN, W. W.; KATSOUYANNI, K.; DIMAKOPOULOU, K.; SOMMAR, J.; FORSBERG, B.; MODIG, L.; OUDIN, A.; OFTEDAL, B.; SCHWARZE, P. E.; NAFSTAD, P.; DE FAIRE, U.; PEDERSEN, N. L.; OSTENSON, C. G.; FRATIGLIONI, L.; PENELL, J.; KOREK, M.; PERSHAGEN, G.; ERIKSEN, K. T.; SØRENSEN, M.; TJØNNELAND, A.; ELLERMANN, T.; EEFTEENS, M.; PEETERS, P. H.; MELIEFSTE, K.; WANG, M.; BUENO-DE-MESQUITA, B.; KEY, T. J.; DE HOOGH, K.; CONCIN, H.; NAGEL, G.; VILIER, A.; GRIONI, S.; KROGH, V.; TSAI, M. Y.; RICCI, F.; SACERDOTE, C.; GALASSI, C.; MIGLIORE, E.; RANZI, A.; CESARONI, G.; BADALONI, C.; FORASTIERE, F.; TAMAYO, I.; AMIANO, P.; DORRONSORO, M.; TRICHOPOULOU, A.; BAMIA, C.; VINEIS, P.; HOEK, G. Air Pollution and Lung Cancer Incidence in 17 European Cohorts: Prospective Analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (Escape). *Lancet Oncology*, v. 14, p. 813-822, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70279-1](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70279-1)
- RODRIGUES-SILVA, F.; SANTOS, U. P.; SALDIVA, P. H. N.; AMATO-LOURENÇO, L. F.; MIRAGLIA, S. G. K. Health Risks and Economic Costs of Absenteeism Due to Air Pollution in Sao Paulo, Brazil. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 12, p. 826-833, 2012. DOI: 10.4209/aaqr.2011.12.0235
- ROMIEU, I.; LUGO, M. C.; VELASCO, S. R.; SANCHEZ, S.; MENESES, F.; HERNANDEZ, M. Air Pollution and School Absenteeism among Children in Mexico City. *American Journal of Epidemiology*, v. 136, p. 1524-1531, 1992. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a116474>
- SAX, S. N.; ZU, K.; GOODMAN, J. E. Air Pollution and Lung Cancer in Europe. *Lancet Oncology*, v. 14, p. e439-440, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70438-8](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70438-8)

SEIGNEUR, C.; PUN, B.; LOHMAN, K.; WU, S. Y. Regional Modeling of the Atmospheric Fate and Transport of Benzene and Diesel Particles. *Environmental Science Technology*, v. 37, p. 5236-5246, 2003. DOI: 10.1021/es034433o

SILVA, L. T.; ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Health Impact Assessment of Air Pollution in the City of Diadema, Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 46, p. 117-129, 2017.

SILVEIRA, M.; FENNER, A. L. D. Health Impact Assessment (Hia): Analyses and Challenges to Brazilian Health Surveillance. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 22, p. 3205-3214, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.18272017>

THURSTON, G. D.; BURNETT, R. T.; TURNER, M. C.; SHI, Y.; KREWSKI, D.; LALL, R.; ITO, K.; JERRETT, M.; GAPSTUR, S. M.; DIVER, W. R.; POPE, C. A. Ischemic Heart Disease Mortality and Long-Term Exposure to Source-Related Components of U.S. Fine Particle Air Pollution. *Environmental Health Perspectives*, 2016. DOI: 10.1289/ehp.1509777

TO, T.; ZHU, J.; LARSEN, K.; SIMATOVIC, J.; FELDMAN, L.; RYCKMAN, K.; GERSHON, A.; LOUGHEED, M. D.; LICSKAI, C.; CHEN, H.; VILLENEUVE, P. J.; CRIGHTON, E.; SU, Y.; SADATSAFAVI, M.; WILLIAMS, D.; CARLSTEN, C.; NETWORK, C. R. R. Progression from Asthma to Chronic Obstructive Pulmonary Disease (COPD): Is Air Pollution a Risk Factor? *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 2016. <https://doi.org/10.1164/rccm.201510-1932OC>

VILLENEUVE, P. J.; WEICHTHAL, S. A.; CROUSE, D.; MILLER, A. B.; TO, T.; MARTIN, R. V.; VAN DONKELAAR, A.; WALL, C.; BURNETT, R. T. Long-Term Exposure to Fine Particulate Matter Air Pollution and Mortality among Canadian Women. *Epidemiology*, v. 26, p. 536-545, 2015. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000294>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Health Impact Assessment: Main Concepts and Suggested Approach*. Bruxelas: WHO, 1999. Disponível em: <[http://www.healthedpartners.org/ceu/hia/hia01/01\\_02\\_gothenburg\\_paper\\_on\\_hia\\_1999.pdf](http://www.healthedpartners.org/ceu/hia/hia01/01_02_gothenburg_paper_on_hia_1999.pdf)>. Acesso em: 20 nov. 2017.

XIE, W.; LI, G.; ZHAO, D.; XIE, X.; WEI, Z.; WANG, W.; WANG, M.; LIU, W.; SUN, J.; JIA, Z.; ZHANG, Q.; LIU, J. Relationship between Fine Particulate Air Pollution and Ischaemic Heart Disease Morbidity and Mortality. *Heart*, v. 101, p. 257-263, 2015. <https://doi.org/10.1136/heartjnl-2014-306165>

XIONG, Q.; ZHAO, W.; GONG, Z.; TANG, T. Fine Particulate Matter Pollution and Hospital Admissions for Respiratory Diseases in Beijing, China. *International Journal of Environmental Research Public Health*, v. 12, p. 11880-11892, 2015. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph120911880>

ZÚÑIGA, J.; TARAJA, M.; HERRERA, V.; URRIOLOA, W.; GÓMEZ, B.; MOTTA, J. Assessment of the Possible Association of Air Pollutants Pm10, O3, No2 with an Increase in Cardiovascular, Respiratory, and Diabetes Mortality in Panama City: A 2003 to 2013 Data Analysis. *Medicine (Baltimore)*, v. 95, p. e2464, 2016. <https://doi.org/10.1097/MD.0000000000002464>



# MODELOS ESTRUTURAIS DE BIOENGENHARIA DE SOLOS NA REVEGETAÇÃO DE PILHAS DE ESTÉRIL EM MINERAÇÃO A CÉU ABERTO

SOIL BIOENGINEERING STRUCTURAL MODELS FOR THE REVEGETATION OF WASTE DUMPS IN OPENCAST MINING

## *Maria Lucia Solera*

Doutoranda no Programa de Ciências Ambientais, Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp) – Sorocaba (SP), Brasil. Pesquisadora, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT) – São Paulo (SP), Brasil.

## *Admilson Irio Ribeiro*

Docente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Ciência e Tecnologia, Unesp – Sorocaba (SP), Brasil.

## *Caroline Almeida Souza*

Mestre em Economia Ecológica, Universidade de Edimburgo. Pesquisadora, IPT – São Paulo (SP), Brasil.

## *Sofia Julia Alves Macedo Campos*

Mestre em Engenharia Civil, Universidade de São Paulo (USP). Pesquisadora, IPT – São Paulo (SP), Brasil.

### **Endereço para correspondência:**

Maria Lucia Solera – Avenida Professor Almeida Prado, 532 – Cidade Universitária – CEP 05508-280 – Butantã, São Paulo (SP), Brasil – E-mail: lucinha@ipt.br

**Recebido:** 06/10/2017

**Aceito:** 18/12/2017

## **RESUMO**

Os processos tecnológicos associados à extração mineral estão entre as principais formas de degradação do ambiente, com intenso efeito sobre a paisagem, podendo causar diversos danos ambientais. Dentre esses diferentes processos e subprodutos gerados, a pilha de estéril caracteriza-se como um novo ambiente formado pela operação mineral, sendo de difícil recomposição vegetal em função da deficiência de matéria orgânica e de nutrientes, além da heterogeneidade granulométrica do material. Este artigo discute a aplicabilidade de técnicas de bioengenharia de solos na recuperação do talude da pilha de estéril de uma mineração a céu aberto. Três modelos estruturais de bioengenharia de solos foram desenvolvidos, construídos e instalados no talude com vistas a promover a recuperação da área degradada: guirlanda, colmeia e retentor. Os índices desenvolvidos para avaliar o desempenho dos modelos indicam que a guirlanda apresentou os melhores resultados, destacando-se a baixa dificuldade, tanto na instalação do modelo na pilha de estéril quanto no preenchimento do solo-substrato/sementes, além do alto desenvolvimento das espécies de adubação verde no modelo. O segundo melhor desempenho foi alcançado pelo modelo retentor e o pior desempenho foi obtido pelo modelo colmeia.

**Palavras-chave:** mineração; pilha de estéril; recuperação ambiental; revegetação.

## **ABSTRACT**

The technological processes associated to mineral extraction are among the main forms of environmental degradation, with an intense effect on the landscape, which may lead to several environmental damages. Among these different processes and by-products generated, the waste dump is characterized as a new environment formed by the mineral operation, with difficult vegetation recovery due to the deficiency of organic matter and nutrients, along with the granulometric heterogeneity of the material. This paper discusses the applicability of soil bioengineering techniques in recovering the slope of the waste dump from an opencast mining. Three structural models of soil bioengineering were developed, constructed and installed on the slope to recover the degraded area: guirlanda, colmeia and retentor. The indexes developed to assess the performance of the models indicate that guirlanda presented the best results, due to the low difficulty in both processes of installing the model on the waste dump and of filling the model with soil-substrate/seeds, besides the high development of green manure species in the model. The second best performance was achieved by the retentor model, and the worst one, by the colmeia model.

**Keywords:** mining; waste dump; environmental reclamation; revegetation.

## INTRODUÇÃO

Os produtos minerários são recursos indispensáveis para atender às necessidades da população, principalmente quando relacionadas à alimentação, saúde, moradia e vestuário. Dessa forma, a atividade minerária seguirá ocorrendo, porém, deve-se procurar conciliar seu desenvolvimento com a minimização de impactos ambientais.

Na exploração dos recursos naturais da mineração a céu aberto, as alterações da superfície revelam-se por meio do aspecto estético, ou seja, os elementos visuais da linha, a forma, a textura, a complexidade e a cor que compõem a paisagem são, geralmente, bastante marcantes no cenário afetado.

Na atividade minerária, os processos tecnológicos associados à extração do minério envolvem a movimentação de grandes volumes de materiais, causando alterações na paisagem, modificando seu equilíbrio e resultando no desenvolvimento de novos ecossistemas (SILVA *et al.*, 2010; DONTALA *et al.*, 2015; DE QUADROS *et al.*, 2016).

Recuperar uma área degradada resultante da atividade minerária é uma obrigação das empresas mineradoras, a partir da elaboração do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que deve prever medidas de revegetação, com vistas a estabelecer ou restabelecer a cobertura vegetal, porém, muitas vezes não se observa coerência entre as medidas praticadas e aquelas preconizadas nesse plano (MECHI; SANCHES, 2010; ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005).

Os primeiros processos de recuperação de áreas mineradas observados se preocupavam com a revegetação, visando ao rápido recobrimento da cobertura vegetal, controle da erosão e cumprimento da legislação (DIAS; ASSIS, 2011), ou mesmo para minimizar o impacto visual (MECHI; SANCHES, 2010). De fato, a revegetação é uma prática muito utilizada na China e na Índia para recuperar cenários de degradação oriundos da exploração do carvão, áreas carentes de matéria orgânica, que ocasionam grandes perturbações antropogênicas, conduzindo de forma drástica a degradação do solo, reduzindo a biomassa, a riqueza e a diversidade microbiana do solo (SRIVASTAVA *et al.*, 2014; DE QUADROS *et al.*, 2016; AGUS *et al.*, 2016). O estabelecimento da cobertura vegetal utilizando práticas revegetacionais

visa a atenuar os efeitos da atividade de exploração do carvão sobre a paisagem, além da questão da reconstrução do solo (ZHAO *et al.*, 2013), reduzir o escoamento superficial e a erosão do solo, e ser uma chave para a restauração de ecossistemas (ZHANG *et al.*, 2015). Além disso, a revegetação pode atuar como um componente fitoestabilizador, combinando espécies tolerantes a solos extremamente ácidos de áreas mineradas (YANG *et al.*, 2016).

Entretanto, existem casos em que a vegetação não consegue se estabelecer em decorrência das características da área que se pretende recuperar, havendo necessidade de outras técnicas para que isso possa ocorrer. Um exemplo claro dessa situação é a recuperação de taludes de pilhas de estéril de áreas mineradas a céu aberto.

Nesses casos, a recuperação por meio da revegetação sugere grandes dificuldades em virtude das granulometrias heterogêneas encontradas nessas áreas, consoante o material inerte descartado, em que a composição granulométrica é quem define a declividade dos taludes, conforme o ângulo de repouso do material. A heterogeneidade granulométrica da pilha de estéril proporciona dificuldades na determinação de propriedades geotécnicas do material como a coesão e o ângulo de atrito interno (ZHOU *et al.*, 2013). Uma das dificuldades condicionantes está no cálculo do fator de segurança relativo à estabilidade da pilha, pois esses fatores são descritos somente em tabelas de referência para materiais de granulometrias específicas e a sequência de disposição nas pilhas resulta em diferentes seções geotécnicas para análise. Adicionalmente, as diferentes granulometrias e a elevada declividade podem afetar o desenvolvimento ou a recolonização da vegetação nativa por meio de processos naturais de sucessão, uma vez que os finos (material de granulometria entre as frações silte e argila) tendem a passar pelos vazios promovidos pelo embricamento de blocos de maiores dimensões na ocasião das precipitações, dificultando a retenção de umidade.

Em complexos minerários, cujos depósitos de estéreis possuem granulometrias próximas às texturas encontradas em processos pedogenéticos, a inserção da vegetação torna-se facilitada, pois essas granulometrias tendem a uma condição próxima da natural (RIBEIRO *et al.*, 2014).

Contrário a essa perspectiva, os depósitos de bota-fora com matações e poucos finos tendem a não fixar uma vegetação vicejante, pois a alta permeabilidade desfavorece a retenção de umidade no local e a disponibilidade de nutrientes, dificultando a colonização por espécies vegetais.

No processo de recuperação desses taludes, a aplicação da adubação verde, utilizando espécies leguminosas, com base na sua periodicidade e na racionalização de sua aplicação, em longo e médio prazos, pode trazer imensuráveis benefícios ao solo (RIBEIRO, 2005). Essas espécies são fixadoras de carbono e nitrogênio, maximizam a ciclagem de nutrientes, favorecem a atividade biológica do solo, apresentam elevado potencial de produção de fitomassa e maior ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares. Contribuem com a biodisponibilidade de nutrientes, promovendo a estruturação de agregados do solo, dando início ao processo de sucessão natural (CHAER *et al.*, 2011; NOGUEIRA *et al.*, 2012; BOLDT-BURISCH *et al.*, 2015; NUSSBAUMER *et al.*, 2016; RASHID *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2016; VERGANI; GRAF, 2016).

O sucesso da recuperação de uma área degradada pela mineração não depende somente das características da área a ser recuperada. A escolha correta das espécies, as fontes de propágulos, polinizadores e dispersores de sementes e seus efeitos benéficos sobre o solo é que irá definir sua capacidade de melhorar o solo da área que está sendo recuperada (CHAER *et al.*, 2011; MUKHOPADHYAY *et al.*, 2013). Dessa forma, em projetos de recuperação, faz-se necessário conhecer os métodos e as técnicas a serem aplicados com vistas a criar condições básicas para a sua recuperação. Assim, considera-se que a área degradada pela atividade minerária possa ser recuperada utilizando técnicas alternativas das usualmente praticadas e preconizadas nos PRADs.

A literatura nos traz alternativas técnicas de recuperação, em diferentes contextos de degradação, passíveis de serem aplicadas em áreas degradadas pós-mineração. Nesta perspectiva, evidencia-se a bioengenharia de solos, tecnologia contextualizada no subdomínio da engenharia civil, com os mesmos objetivos e fundamentos técnicos, aliados à percepção ecológica por meio de soluções construtivas criativas, na medida em que faz uso de materiais vivos (SCHIECHTL, 1980).

De caráter multidisciplinar, a bioengenharia de solos emprega materiais naturais, vivos ou mortos, isolados ou conjugados com materiais inertes e é usada tradicionalmente para estabilizar margens de cursos d'água e taludes naturais ou construídos (DURLO; SUTILI, 2005). Essa combinação forma sistemas vivos, conjugando funcionalidade estrutural e ecológica, podendo ser utilizada para recuperar diferentes contextos de degradação (GRAY; SOTIR, 1996; SUTILI, 2007; EVETTE *et al.*, 2009; FERNANDES; FREITAS, 2011).

A bioengenharia de solos faz uso das práticas da engenharia convencional associadas a princípios ecológicos integrados; e a ecoengenharia é uma estratégia ecológica e econômica, de longo prazo, na gestão de áreas relacionadas às alterações naturais ou causadas pelo homem. São áreas inseridas na engenharia ecológica, definidas como a concepção de ecossistemas sustentáveis, que integram a sociedade humana com o ambiente natural, com benefício para ambos (STOKES *et al.*, 2014).

Nesse contexto, o objetivo deste artigo é discutir o potencial de aplicabilidade de modelos estruturais de bioengenharia de solos para promover a recuperação de talude da pilha de estéril resultante da exploração de rocha fosfática (apatita) na Vale Fertilizantes em Cajati, São Paulo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Quanto à natureza deste estudo, o método adotado consistiu de uma pesquisa aplicada e exploratória na busca por modelos estruturais de bioengenharia de

solos com aptidão para recuperar área degradada pela atividade minerária ou adaptação de modelos já existentes.

### Pesquisa bibliográfica e reconhecimento de campo

Inicialmente, realizou-se uma busca por meio da literatura especializada que descreve uma diversidade de técnicas e/ou métodos no campo da bioengenharia de solos. Em para-

lelo, foi realizado o reconhecimento de campo, considerando as principais etapas da atividade minerária, conforme indicado por Fornasari Filho *et al.* (1992): áreas lavradas

(bancadas e taludes); áreas de disposição de estéril e rejeito (bota-fora e barragem de rejeito); área industrial (entorno das unidades de beneficiamento e áreas de apoio, estocagem, vias de circulação, escritório e oficinas).

No reconhecimento de campo foram visitadas seis áreas, localizadas nos estados de São Paulo, Goiás, Minas Gerais e Paraíba, com técnicas de recuperação ambiental, no contexto da bioengenharia de solos, compreendendo: parques urbanos, rodovias, área de mineração e áreas de empréstimo de hidrelétrica. As técnicas empregadas nessas áreas tinham como principal finalidade controlar

### Área de estudo

Os estudos foram conduzidos na Mina Vale Cajati, que integra o Complexo Minerquímico da Vale Fertilizantes, situada na região central do município de Cajati, ao norte de sua área urbanizada, no Vale do Ribeira, região sul do estado de São Paulo (Figura 1), compreendendo as coordenadas de 24°41'00"/24°43'00"S e 48°07'00"/48°09'00"W. É uma região que se caracteriza como uma das mais importantes do estado de São Paulo por abrigar uma rica biodiversidade e possuir o maior contínuo remanescente de Mata Atlântica do país (KRONKA, 2007).

A região do Vale do Ribeira, na qual se localiza a mina de Cajati, está representada pela Floresta Ombrófila Densa, com características ombrotérmicas, ligada a fatores climáticos tropicais de temperaturas elevadas, com médias de 25°C e com alta precipitação pluviométrica bem distribuída durante o ano, de 0 a 60 dias secos, sem períodos biologicamente secos (IBGE, 2012).

Os Sistemas de Classificação Climática (SCC) definem os climas de diferentes regiões a partir das variáveis

a erosão, inclusive no estágio de boçorocamento, estabilizar talude fluvial, encostas naturais ou taludes de corte e aterro. As características dessas técnicas foram analisadas por Solera *et al.* (2014). O reconhecimento da aplicação das técnicas de bioengenharia foi agregado aos conhecimentos obtidos na literatura, revelando que as técnicas aplicadas em diferentes contextos de degradação apresentavam similaridades com as da literatura e estavam compatíveis com os objetivos de recuperação e processos envolvidos, evidenciando-se, também, o potencial de aplicação em taludes de pilhas de estéril (SOLERA *et al.*, 2014).

temperatura, umidade e chuva. O sistema, notadamente mais bem utilizado na atualidade, proposto por Köppen (1928), partiu do entendimento de que a vegetação natural é a melhor expressão do clima de uma região. Essa classificação foi modificada para o Brasil por Setzer (1966) para inserção do tipo climático Am (tropical com chuvas excessivas e inverno seco).

Em contexto mais amplo, o município de Cajati, conforme Setzer (1966), encontra-se nas faixas de climas dos tipos Cfa (subtropical quente sem estação seca) e Cfb (subtropical temperado sem estação seca), classificados como subtropical, em que: Cfa é quente sem estação seca, com temperatura média do mês mais frio inferior a 18°C, e do mês mais quente igual ou superior a 22°C e chuvas superiores ou iguais a 30 mm; e Cfb é temperado sem estação quente, com temperatura média do mês mais frio inferior a 18°C, e do mês mais quente inferior a 22°C e chuvas superiores ou iguais a 30 mm.

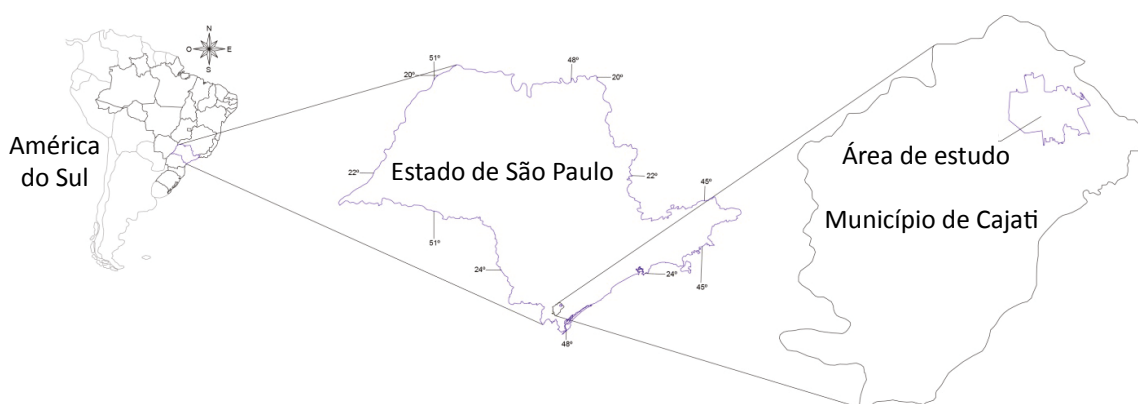


Figura 1 – Localização do Complexo Minerquímico da Vale Fertilizantes – Unidade Cajati.



## Área experimental

Na escolha da área experimental foi adotada como premissa que a área deveria apresentar condições adequadas para a finalidade do experimento, ou seja, condições favoráveis para o desenvolvimento e a instalação dos modelos estruturais de bioengenharia de solos. Assim, para a escolha da área foram identificados os critérios de seleção e classificados com escala relativa qualitativa a semiquantitativa, a saber: contexto da paisagem (entorno 1 km — florestal); disposição da empresa em colaborar com o estudo (alta); segurança e proteção do experimento (alta); dificuldade para implantar o experimento (alta); e ausência de relatos na literatura acerca da aplicação da bioengenharia de solos em talude de pilha de estéril (sim). Esses critérios

## Desenvolvimento dos modelos estruturais

O conhecimento das técnicas descritas na literatura e as aplicações em campo mostraram a inexistência de técnicas específicas e compatíveis com as condições locais para recuperar o talude da pilha de estéril do Complexo Mineralógico da Vale Fertilizantes.

de seleção, considerados como relevantes, foram analisados a partir de informações obtidas em campo, de modo a orientar a escolha da área.

Na análise desses critérios e com vistas a contribuir com os objetivos deste artigo foi escolhido o talude da pilha de estéril do bota-fora oeste do Complexo Mineralógico da Vale Fertilizantes (Figuras 2 e 3), assim designado devido à sua localização na área dessa empresa. O talude tem área de 35 ha, altura máxima de 80 m, bancadas com alturas que variam entre 10 e 20 m com duas faces, sendo uma com 76 m de extensão e outra com 106 m. Para efeito deste estudo foi utilizada somente uma face do talude, com 16,70 m de altura, 50 m de extensão e inclinação superior a 45°.

Diante da heterogeneidade do material depositado na pilha e do elevado índice de vazios, para auxiliar na escolha de modelos de recuperação de bioengenharia de solos foi realizado um teste experimental em uma das faces do talude da pilha de estéril, com a colocação de solo/substrato sobre os blocos e simulação da precipitação, de modo a observar a perda de finos.



Fonte: Modificado de Google Earth, versão 7.3.0 (data da imagem: 03/05/2013).

**Figura 2 – Localização da área experimental.**



**Figura 3 – Feição geral de talude da pilha de estéril.**



Os resultados obtidos com o teste, apresentados em Ribeiro *et al.* (2014), sugeriram optar por técnicas com função de promover a retenção do solo para viabilizar a introdução de vegetação. Essa etapa contribuiu para a idealização de três protótipos, a partir da adaptação de técnicas já existentes, praticadas e consolidadas em contextos diversos de degradação.

Os protótipos foram construídos com materiais naturais e submetidos a um teste piloto em talude construído com altura média de 8 m, largura de 5 m e inclinação de 23°. Nesse talude foi realizada a conformação geométrica de modo a obter inclinação e configuração mais uniformes.

### Construção dos modelos estruturais

Três modelos estruturais denominados guirlanda, colmeia e retentor foram projetados e dimensionados de forma a receber uma espessura mínima de 0,20 m de solo em sua porção interna. A construção desses modelos consistiu de uma etapa do projeto que definiu as dimensões, os espaçamentos e o posicionamento no talude da pilha de estéril (Figura 4). Os modelos foram construídos de forma que houvesse uma parte interna

para receber o solo com sementes de leguminosas de *Crotalaria juncea*, *Mucuna aterrima* e *Cajanus cajan*. O uso de leguminosas conjugadas com os modelos estruturais consistiu da primeira etapa de recuperação, visando promover condições para fixação e produção vegetal em área onde não há suporte para se proceder ao plantio de arbóreas, bem como o desenvolvimento natural da vegetação.

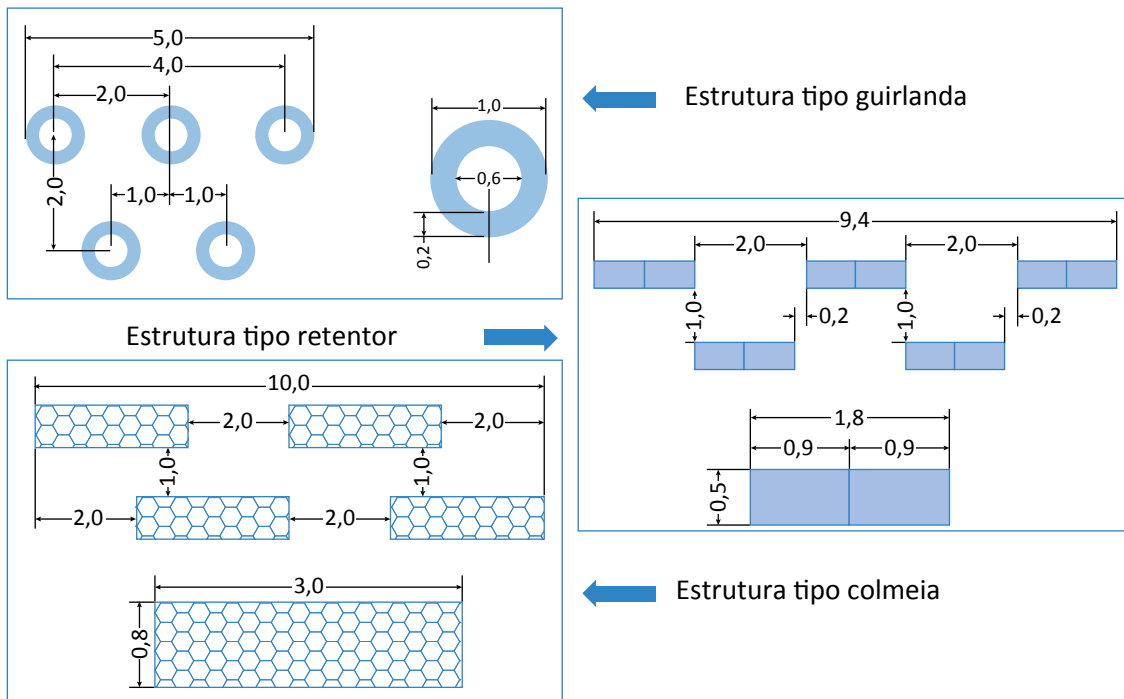


Figura 4 – Projeto com posicionamento dos modelos estruturais no talude e detalhe com dimensões das estruturas de bioengenharia de solos.

Finalizado o projeto, procedeu-se à confecção dos modelos estruturais de bioengenharia de solos. Para o modelo estrutural colmeia foram utilizados 10,00 m de tecido de juta com 1,00 m de largura. Cortes, dobras e grampeamentos foram necessários para obter a forma projetada, ficando o modelo com 3,00 m de comprimento, 0,80 m de largura e altura de 0,30 m. Essa estrutura foi idealizada a partir da arquitetura das colmeias construídas pelas abelhas e das geocélulas empregadas em obras de engenharia geotécnica. No modelo estrutural guirlanda, 3,30 m de tecido, com 1,00 m de largura foram utilizados, ficando com 1,00 m de diâmetro externo, 0,60 m de diâmetro interno e 0,20 m de altura. Idealizado a partir de técnicas já existentes utilizadas para preencher ravinas (solo ensacado), reduzir a velocidade da água em áreas inclinadas, por meio de murundus em linhas de solo ensacado, o

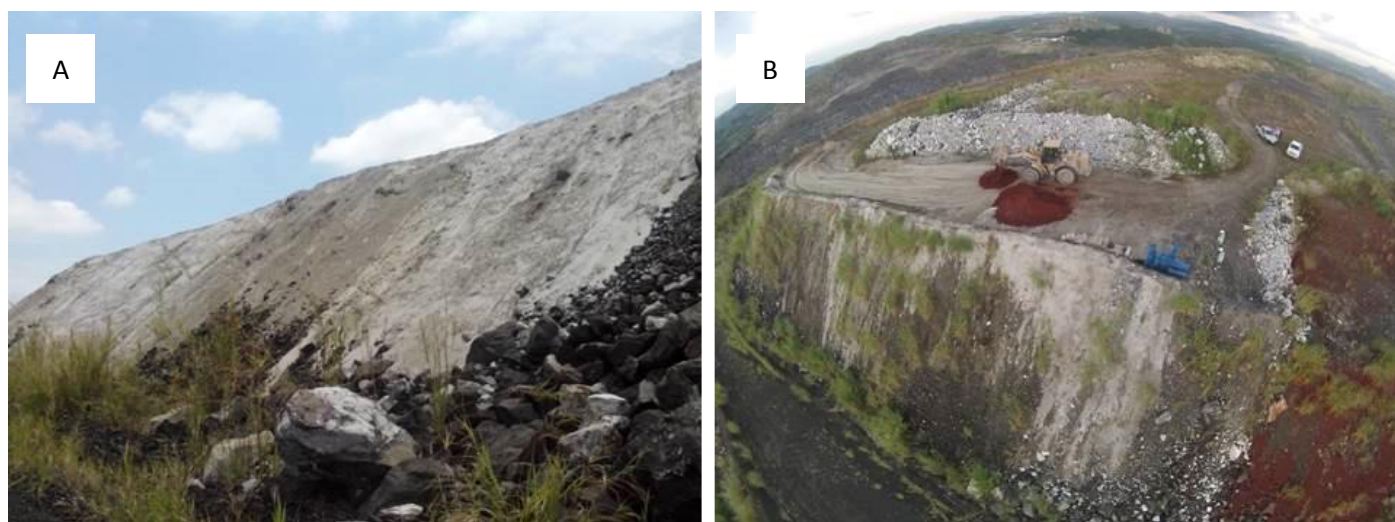
modelo estrutural retentor foi construído a partir da união de duas sacarias de café de 0,90 m, fechadas com fio de sisal, ficando com 1,80 m de comprimento e 0,50 m de largura, amarradas a uma corda e lançadas ao talude.

Assim, visando à melhor relação custo/benefício e biodegradabilidade para a construção dos modelos estruturais, foi utilizada a tela de juta-P-9100 S/F (fibra têxtil vegetal — *Corchorus capsulari*) como principal material construtivo para os modelos estruturais denominados colmeia e guirlanda. Nesse último, além da juta, foi utilizada a palha de junco seca, resíduo originado de atividades industriais, como material complementar de preenchimento, que lhe conferiu a forma circular, e fio de sisal para fechamento da estrutura. Para o modelo estrutural retentor, optou-se pelo reuso de sacarias de café, cuja matéria-prima também é a juta.

### Preparação do talude para instalação dos modelos estruturais

Em novembro de 2014 foi lançada sobre o talude da pilha de estéril uma camada de 0,10 m de areia calcária (Figura 5A), material remanescente das atividades de mineração (rejeito) da Vale. Essa etapa, necessária à instalação dos modelos estruturais, teve como finalidade regularizar a superfície e promover o acesso mais seguro para a instalação das estruturas, além de proporcionar certo preenchimento dos vazios existentes no talude. Em abril de 2015 foi realizada a delimitação

do talude em quatro setores, com espaçamento de 50 m cada. Cada um desses setores foi dividido em cinco campos de 10 m para posicionamento das unidades de cada modelo estrutural. Somente três deles foram utilizados no experimento, um para cada modelo estrutural de bioengenharia de solos, nos quais foi observada a ocorrência do processo natural de propagação do capim-napier (*Pennisetum purpureum*) (Figura 5B).



**Figura 5 – (A) Regularização da superfície do talude com areia calcária; (B) solo-substrato homogeneizado com sementes e propagação natural de capim-napier na área experimental (imagem aérea capturada com veículo aéreo não tripulado — VANT).**

## Instalação dos modelos estruturais

Para a instalação dos modelos estruturais (Figuras 6A, 6B e 6C), utilizou-se técnica de rapel, devido à configuração dos modelos estruturais e das características do talude da pilha de estéril. A instalação dos modelos estruturais guirlanda (32 unidades) e colmeia (12 unidades) teve início a partir da base do talude até sua crista.

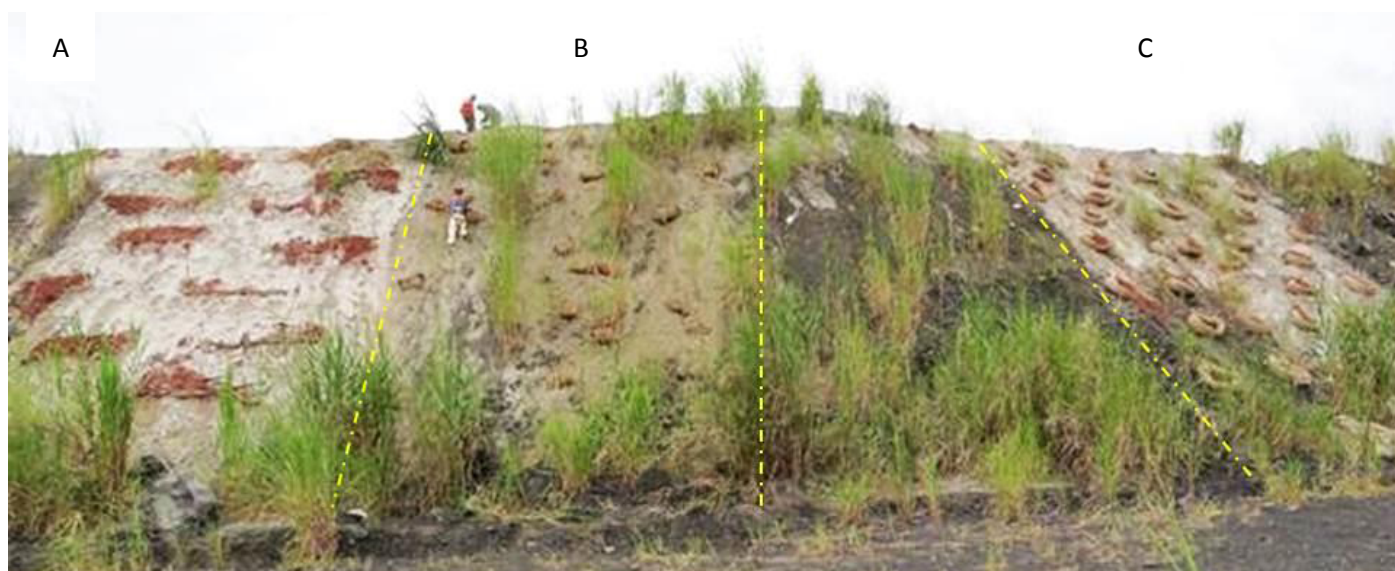
Após a instalação, os modelos estruturais guirlanda e colmeia receberam camada do solo-substrato homo-

geneizado com sementes de leguminosas de *Crotalaria juncea*, *Mucuna aterrima* e *Cajanus cajan* (Figura 5B), utilizando um duto condutor de solo, que conduziu a mistura até cada uma das unidades estruturais. Particularmente para o modelo estrutural retentor (15 unidades), optou-se pelo simples lançamento no talude a partir da crista após seu preenchimento com solo-substrato e posicionamento final no talude utilizando também a técnica de rapel.

## Índices de desempenho

A avaliação de desempenho dos modelos estruturais de bioengenharia de solos foi realizada com vistas a responder se os modelos possuíam potencial de aplicabilidade para recuperar o talude da pilha de estéril ou outros contextos de degradação de áreas mineradas semelhantes à área deste estudo. Para tanto, foi realizada uma análise utilizando seis critérios: critério 1 = confecção do modelo (dificuldade); critério 2 = confecção do modelo (custo); critério 3 = instalação do modelo (dificuldade); critério 4 = colocação do solo-substrato/sementes (dificuldade); critério 5 = retenção do solo-substrato/sementes e critério 6 = adubação verde (desenvolvimento). Esses critérios foram estabelecidos a partir de informações e situações observadas em quatro campanhas de campo, imagens fotográficas e imagens capturadas por veículo aéreo não tripulado (VANT), durante um período de 15 meses após a

instalação dos modelos estruturais. Os critérios retenção do solo-substrato/sementes e adubação verde (desenvolvimento) estão relacionados à estruturação de agregados do solo, por meio do sistema radicular das plantas com vistas a favorecer a sucessão natural (NOGUEIRA *et al.*, 2012; ROSA *et al.*, 2014; COLODETE *et al.*, 2014; CAPILLERI *et al.*, 2016; STUMPF *et al.*, 2016). O critério confecção do modelo (custo) está relacionado ao uso de material local e natural, inserido no conceito de bioengenharia de solos, o que lhe confere menor custo se comparado às técnicas tradicionais da engenharia (LI; EDDLEMAN, 2002; LI, 2006; PINTO, 2009). Para o critério instalação do modelo (dificuldade), a declividade é um fator que influencia a estabilidade de um talude na instalação de uma técnica de bioengenharia de solos (BISCHETTI *et al.*, 2010), além da própria configuração do modelo.



**Figura 6 – Vista geral do talude após instalação das estruturas: (A) modelo estrutural colmeia; (B) modelo estrutural retentor; (C) modelo estrutural guirlanda.**

Já os critérios confecção do modelo e colocação do solo-substrato/sementes foram selecionados a partir da experiência deste estudo. Na confecção, a dificuldade foi atribuída ao manuseio do material construtivo que originou os modelos colmeia e guirlanda e, para o critério colocação do solo-substrato, foi conferida ao posicionamento do duto condutor no talude no preenchimento dos modelos guirlanda e colmeia.

Na atribuição da pontuação, para os seis critérios preestabelecidos, os escores foram definidos assumindo que o maior valor representa melhor desempenho e o valor mais baixo, desempenho ruim (ALVES; BASTOS, 2011). A esses escores foram atribuídos valores correspondentes a números inteiros: 0 (baixo desempenho), 1 (médio desempenho) e 2 (bom desempenho) para cada critério relacionado aos modelos estruturais. Dessa forma, foram obtidos dois índices de desempenho: o índice de desempenho dos critérios ( $I_c$ ) e o índice de desempenho dos modelos estruturais ( $I_{ME}$ ), utilizando-se as Equações 1 e 2:

$$I_c = \frac{E_c}{E_{\max_c}} \quad (1)$$

$$I_{ME} = \frac{1}{N} \sum I_c \quad (2)$$

Em que:

$I_c$  = o índice de desempenho dos critérios;

$I_{ME}$  = o índice de desempenho dos modelos estruturais;

$N$  = o número de critérios;

$E_c$  = o escore do c-ésimo critério ( $c = 1$  a  $6$ );

$E_{\max_c}$  = o escore máximo do c-ésimo.

$C$  = c-ésimo critério ( $c = 1$  a  $6$ ), onde 1 = confecção (dificuldade), 2 = confecção (custo), 3 = instalação (dificuldade), 4 = colocação do solo-substrato (dificuldade), 5 = retenção do solo-substrato e 6 = adubação verde (desenvolvimento).

Os valores obtidos com a aplicação da Equação 1 mostram o desempenho de cada modelo estrutural — colmeia, retentor e guirlanda — aplicado na área experimental, para cada critério analisado individualmente. A aplicação da Equação 2 gerou o índice de desempenho de cada modelo estrutural para o conjunto de critérios analisados.

O desempenho final de cada modelo estrutural foi classificado em baixo, médio e bom, gerando três intervalos qualitativos com base nos valores de  $I_{ME}$  obtidos, sendo: baixo desempenho ( $I_{ME} = 0,00$  a  $0,33$ ), médio desempenho ( $I_{ME} = 0,34$  a  $0,67$ ) e bom desempenho ( $I_{ME} = 0,68$  a  $1,00$ ).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Quadro 1 e a Figura 7 apresentam os resultados obtidos com a aplicação dos modelos estruturais colmeia, retentor e guirlanda na área experimental. Comparando-se o desempenho de  $I_{ME}$  dos modelos estruturais, percebe-se que a colmeia apresentou desempenho baixo e o retentor desempenho médio, com valores de  $I_{ME}$  de 0,17 e 0,58, respectivamente, já a guirlanda mostrou bom desempenho, com valor de  $I_{ME}$  de 0,75. Esses resultados sugerem que para os modelos estruturais de bioengenharia de solos aplicados na situação verificada na pilha de estéril, o modelo estrutural guirlanda mostrou-se mais eficiente, exercendo de maneira satisfatória as funções para as quais foi projetado.

Entretanto, ainda que os modelos estruturais tenham alcançado diferentes faixas de desempenho, considera-se que todos os modelos apresentam elevado potencial de aplicabilidade. Particularmente para o modelo guirlanda, de estrutura circular e va-

zada, tem-se que o bom desempenho foi atribuído à leveza do modelo, facilidade de instalação, fixação no talude e de transporte. A forma e a dimensão do modelo também favoreceram o desenvolvimento da adubação.

Dos critérios adotados para avaliar o desempenho dos modelos estruturais, na avaliação geral, a guirlanda obteve bom desempenho ( $I_{ME} = 0,75$ ), sendo que os menores valores foram para os critérios: confecção do modelo (dificuldade), com  $I_c = 0,50$ ; confecção do modelo (custo), com  $I_c = 0,50$  e retenção do solo-substrato/sementes, com  $I_c = 0,50$ . Os maiores valores foram para os critérios: instalação do modelo (dificuldade), com  $I_c = 1,00$ ; colocação solo-substrato/sementes (dificuldade), com  $I_c = 1,00$  e desenvolvimento da adubação verde, com  $I_c = 1,00$ .

Ao contrário da guirlanda, o modelo retentor obteve maior avaliação nos critérios confecção do modelo (dificuldade), com  $I_c = 1,00$  e confecção dos modelos (custo),



com  $I_c = 1,00$ ; e menores valores para os critérios: instalação do modelo (dificuldade), com  $I_c = 0,00$ ; colocação do solo-substrato/sementes (dificuldade), com  $I_c = 0,50$ ;

retenção do solo/sementes, com  $I_c = 0,50$  e desenvolvimento da adubação verde, com  $I_c = 0,50$ ; e, ainda assim, obteve desempenho médio ( $I_{ME} = 0,58$ ).

**Quadro 1 – Critérios de desempenho dos modelos estruturais de bioengenharia de solos.**

Modelos/critérios	Colmeia	$I_c$	Retentor	$I_c$	Guirlanda	$I_c$
Confecção do modelo (dificuldade)	Alta: unir peças do tecido, dobrar e pregar para formar as células	0,00	Baixa: a sacaria de café facilitou a costura ajustada ao projeto	1,00	Média: dar forma ao modelo com palha de junco seca e fechar com fio de sisal	0,50
Confecção do modelo (custo)	Médio: uso de fibra têxtil vegetal ( <i>Corchorus capsulari</i> — juta) e grampos	0,50	Baixo: reuso de sacarias de café e fio de sisal para unir as sacarias	1,00	Médio: uso de fibra têxtil vegetal ( <i>Corchorus capsulari</i> — juta); fio de sisal; contratação de terceiros; construção do modelo	0,50
Instalação do modelo (dificuldade)	Média: dificuldade de fixar e estaquear o modelo no talude devido à dimensão	0,50	Alta: grande esforço na instalação devido ao peso da própria estrutura, não favorecendo o posicionamento no talude	0,00	Baixa: modelo apresenta leveza, fácil de transportar, instalar e estaquear	1,00
Colocação solo-substrato/sementes (dificuldade)	Alta: colocar mistura solo-substrato/sementes com duto coletor em cada uma das células	0,00	Média: o solo-substrato/sementes foi colocado fora do talude	0,50	Baixa: colocação do solo-substrato no modelo com duto coletor no talude	1,00
Retenção do solo-substrato/sementes	Baixa: grande perda de solo devido ao posicionamento do modelo no talude de alta declividade	0,00	Média: menor perda de solo-substrato/sementes devido à configuração do modelo	0,50	Média: menor perda de solo-substrato/sementes devido à configuração do modelo	0,50
Adubação verde (desenvolvimento)	Baixo: perda de solo-substrato/sementes devido à deformação do modelo, prejudicando a adubação verde	0,00	Médio: necessidade de fazer aberturas na estrutura para auxiliar a adubação verde	0,50	Alto: configuração favoreceu adubação verde	1,00
Desempenho/ $I_{ME}$	baixo	0,17	médio	0,58	bom	0,75

$I_c$ : índice de desempenho dos critérios;  $I_{ME}$ : índice de desempenho dos modelos estruturais.



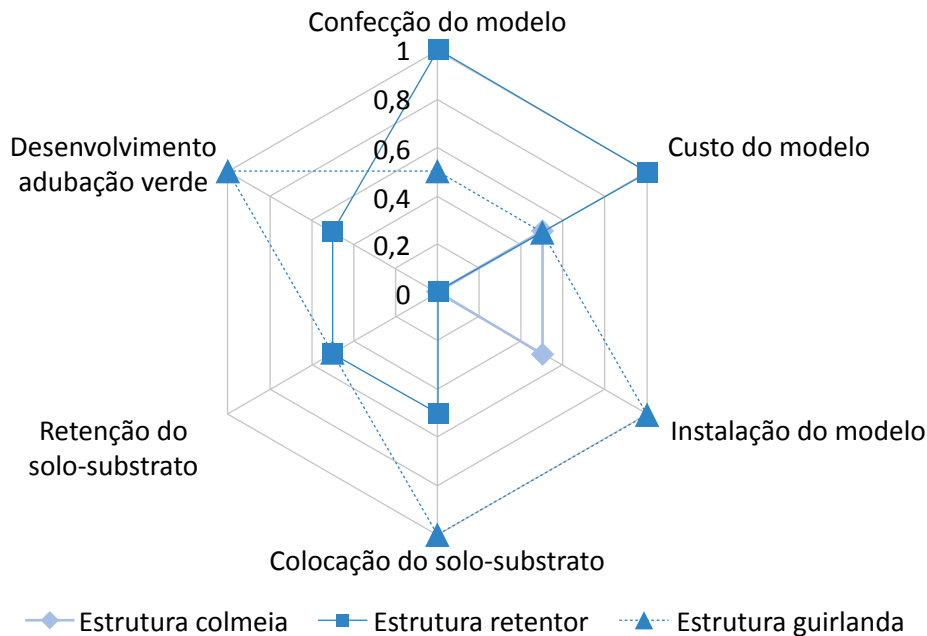


Figura 7 – Desempenho ( $I_c$ ) dos modelos estruturais de bioengenharia de solos.

O baixo desempenho da colmeia ( $I_{ME} = 0,17$ ) deve-se aos menores valores atribuídos a quatro dos seis critérios: confecção dos modelos (dificuldade), com  $I_c = 0,00$ ; colocação solo-substrato/sementes (dificuldade), com  $I_c = 0,00$ ; retenção do solo-substrato/sementes, com  $I_c = 0,00$ ; desenvolvimento da adubação verde, com  $I_c = 0,00$ ; e valores maiores para os critérios: confecção do modelo (custo), com  $I_c = 0,50$  e instalação do modelo (dificuldades), com  $I_c = 0,50$ .

Os critérios utilizados para este estudo foram considerados suficientes e satisfatórios para alcançar o objetivo deste trabalho na avaliação dos modelos estruturais de bioengenharia de solos, mesmo considerando a possibilidade de se adotar um maior número de critérios de seleção para avaliar de forma mais detalhada o desempenho dos modelos guirlanda, colmeia e retentor.

## CONCLUSÕES

O estudo realizado mostrou a aplicabilidade de modelos estruturais de bioengenharia de solos para recuperar o talude da pilha de estéril no Complexo Minerquímico da Vale Fertilizantes, Cajati, São Paulo, tendo se destacado o modelo guirlanda. Os critérios preestabelecidos especificamente para avaliar esses modelos indicam potencial de aplicabilidade em futuros projetos de pesquisas para recuperar situações similares de degradação em áreas de mineração a céu aberto. São modelos de simples construção, possuem flexibilidade, dispensam o uso de mão de obra especializada e maquinários pesa-

dos e oferecem melhor custo-benefício se comparados aos métodos tradicionais de recuperação em áreas de disposição de estéril e rejeito (bota-fora).

Tratando-se de uma tecnologia comumente praticada para estabilizar margens de cursos d'água e taludes naturais ou construídos, a aplicação dos modelos estruturais constitui um desafio nas condições verificadas nas pilhas de estéril, considerando as dificuldades relacionadas ao ineditismo do tema, cuja aplicação da tecnologia ainda é incipiente no meio técnico-científico para esse fim.

Em termos de aperfeiçoamento das técnicas que possam ser aplicadas nesse segmento de pesquisa, muito há que se investigar com vistas a ampliar seu potencial de uso, no desenvolvimento de novas técnicas específicas para taludes de pilha de estéril e/ou na avaliação

de outras técnicas descritas na literatura, ou mesmo na escolha do material construtivo, dimensões estruturais e monitoramento de desempenho perante condições de formação de substrato para suporte de vegetação de porte arbustivo.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), à Vale S.A., ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de

São Paulo e aos colegas Caio Pompeu Cavalhieri, Priscila Ikematsu, Mariana Hortelani Carneseca Longo, Omar Yazbek Bitar e Ana Maria Azevedo Dantas Marins.

## REFERÊNCIAS

- AGUS, C.; PUTRA, P. B.; FARIDAH, E.; WULANDARI, D.; NAPITUPULU, R. R. Organic carbon stock and their dynamics in rehabilitation ecosystem areas of post open coal mining at tropical region. *Procedia Engineering*, v. 159, p. 329-337, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.08.201>
- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. H. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 47-54, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622005000100006>
- ALVES, L. B.; BASTOS, R. P. Sustentabilidade em Silvânia (GO): o caso dos assentamentos rurais São Sebastião da Garganta e João de Deus. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 49, n. 2, p. 419-448, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032011000200007>
- BISCHETTI, G. B.; CHIARADIA, E. A.; D'AGOSTINO, V.; SIMONATO, T. Quantifying the effect of brush layering on slope stability. *Ecological Engineering*, v. 36, n. 3, p. 258-264, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.019>
- BOLDT-BURISCH, K.; NAETH, M. A.; SCHNEIDER, B. U.; HÜTTL, R. F. Linkage between root systems of three pioneer plant species and soil nitrogen during early reclamation of a mine site in Lusatia, Germany. *Restoration Ecology*, v. 23, n. 4, p. 357-365, 2015. DOI: [10.1111/rec.12190](https://doi.org/10.1111/rec.12190)
- CAPILLERI, P. P.; MOTTA, E.; RACITI, E. Experimental study on native plant root tensile strength for slope stabilization. *Procedia Engineering*, v. 158, p. 116-121, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.08.415>
- CHAER, G. M.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M.; BODDEY, R. M. Use nitrogen-fixing legume trees to revegetate degraded lands. *Tree Physiology*, v. 00, p. 1-11, 2011. DOI: [10.1093/treephys/tpq116](https://doi.org/10.1093/treephys/tpq116)
- COLODETE, C. M.; DOBBS, L. B.; RAMOS, A. C. Aplicação das micorrizas arbusculares na recuperação de áreas impactadas. *Natureza on line*, v. 12, n. 1, p. 31-37, 2014.
- DE QUADROS, P. D.; ZHALNINA, K.; DAVIS-RICHARDSON, A. G.; DREW, J. C.; MENEZES, F. B.; CAMARGO, F. A. O.; TRIPLETT, E. W. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. *Applied Soil Ecology*, v. 98, p. 195-203, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.016>
- DIAS, L. E.; ASSIS, I. R. Restauração ecológica em áreas degradadas pela mineração. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS, 4., 2011, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Instituto de Botânica/SMA, 2011.

- DONTALA, S. P.; REDDY, T. B.; VADDE, R. Environmental aspects and impacts its mitigation measures of corporate coal mining. *Procedia Earth and Planetary Science*, v. 11, p. 2-7, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.06.002>
- DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. *Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água*. Porto Alegre: EST Edições, 2005. 198 p.
- EVETTE, A.; LABONNE, S.; REY, F.; LIEBAULT, F.; JANCKE, O.; GIREL, J. History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in Western Europe. *Environmental Management*, v. 43, n. 6, p. 972-984, jun. 2009. DOI: 10.1007/s00267-009-9275-y
- FERNANDES, J. P.; FREITAS, A. R. M. *Introdução à engenharia natural*. Lisboa: Empresa Portuguesa de Águas Livres, 2011. v. 2.
- FORNASARI FILHO, N. (Org.). *Alterações no meio físico decorrentes de obras de engenharia*. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 1992. 165 p. (Publicação IPT, 1.972; Boletim, 61).
- GRAY, D. H.; SOTIR, R. B. *Biotechnical and soil bioengineering slope stabilization: a practical guide for erosion control*. Nova York: John Wiley & Sons, 1996. 337 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências, 1).
- KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha Justus Perthes, 1928. Wall-map 150 cm x 200 cm.
- KRONKA, F. J. N. (Org.). *Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo: regiões administrativas de São José dos Campos (litoral), Baixada Santista e Registro*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente; Imprensa Oficial, 2007. 137 p.
- LI, M.-H. Learning from streambank failures at bridge crossings: a biotechnical streambank stabilization project in warm regions. *Landscape and urban planning*, v. 77, n. 4, p. 343-358, 2006. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2005.04.006
- LI, M.-H.; EDDLEMAN, K. E. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods: a biotechnical streambank stabilization design approach. *Landscape and Urban Planning*, v. 60, n. 4, p. 225-242, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00057-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00057-9)
- MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142010000100016>
- MUKHOPADHYAY, S.; MAITI, S. K.; MASTO, R. E. Use of reclaimed mine soil index (RMSI) for screening of tree species for reclamation of coal mine degraded land. *Ecological Engineering*, v. 57, p. 133-142, 2013. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.017
- NOGUEIRA, N. O.; OLIVEIRA, O. M.; MARTINS, C. A. S.; BERNARDES, C. O. Utilização de leguminosas para recuperação de áreas degradadas. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 8, n. 14, p. 2121-2131, jun. 2012.
- NUSSBAUMER, Y., COLE, M. A.; OFFLER, C. E.; PATRICK, J. W. Identifying and ameliorating nutrient limitations to reconstructing a forest ecosystem on mined land. *Restoration Ecology*, v. 24, n. 2, p. 202-211, 2016. DOI: 10.1111/rec.12294
- PINTO, G. M. *Bioengenharia de solos na estabilidade de taludes: comparação com uma solução tradicional*. 74 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

RASHID, M. I.; MUJAWAR, L. H.; SHAHZAD, T.; ALMEELBI, T.; ISMAIL, I. M. I.; OVES, M. Bacteria and fungi can contribute to nutrients bioavailability and aggregate formation in degraded soils. *Microbiological Research*, v. 183, p. 26-41, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.micres.2015.11.007>

RIBEIRO, A. I. *Mecanização no preparo de solo em áreas degradadas por mineração na Floresta Nacional do Jamari (Rondônia-BR)*. 172 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2005.

RIBEIRO, A. I.; SOLERA, M. L.; NAHUZ, M. A. R.; LONGO, M. H. C.; CAMPOS, J. J. A. M.; FENGLER, F. H. Engenharia natural aplicada em taludes de boca-fora: uma análise preliminar da solo-retenção. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 10., 2014, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 2014.

ROSA, P. A. L.; ALVES, M. C.; VIDEIRA, M. L. L.; BONINI, C. B. S. Recuperação de um solo de cerrado após 19 anos: ocorrência espontânea de espécies arbóreas. *Revista de Agricultura Neotropical*, v. 1, n. 1, p. 44-57, 2014.

SCHIECHTL, H. M. *Bioengineering for land reclamation and conservation*. Edmonton: University of Alberta Press, 1980.

SETZER, J. *Atlas Climático e Ecológico do Estado de São Paulo*. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí, 1966. 61 p.

SILVA, R. B.; BECKER, R. G.; MACHADO, T. F.; DORNELLES, J. E. Monitoramento de áreas em recuperação: padrões de colonização da comunidade de vertebrados terrestres. In: ALBA, J. M. F. *Recuperação de áreas mineradas*. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2010. p. 181-221.

SOLERA, M. L.; GALLARDO, A. L. C. F.; SOUZA, C. A.; LONGO, M. H. C.; BRAGA, T. O. Bioengenharia de solos: aplicabilidade na recuperação de áreas mineradas e na oferta de serviços ambientais. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 34, p. 46-59, 2014.

SOUZA, C. A.; GALLARDO, A. L. C. F.; SILVA, E. D.; MELLO, Y. C.; RIGHI, C. A.; SOLERA, M. L. Environmental services associated with the reclamation of areas degraded by mining: potential for payments for environmental services. *Ambiente & Sociedade*, v. 19, n. 2, p. 137-168, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422ASOC129835V1922016>

SRIVASTAVA, N. K.; RAM, L. C.; MASTO, R. E. Reclamation of overburden and lowland in coal mining area with fly ash and selective plantation: a sustainable ecological approach. *Ecological Engineering*, v. 71, p. 479-489, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.062>

STOKES, A.; DOUGLAS, G. B.; FOURCAUD, T.; GIADROSSICH, F.; GILLIES, C.; HUBBLE, T.; KIM, J. J.; LOADES, K. W.; MAO, Z.; MCIVOR, I. R.; MICKOVSKI, S. B.; MITCHELL, S.; OSMAN, N.; PHILLIPS, C.; POESEN, J.; POLSTER, D.; PRETI, F.; RAYMOND, P.; REY, F.; SCHWARZ, M.; WALKER, L. R. Ecological mitigation of hillslope instability: ten key issues facing researchers and practitioners. *Plant and Soil*, v. 377, n. 1-2, p. 1-23, 2014. DOI: 10.1007/s11104-014-2044-6

STUMPF, L.; PAULETTO, E. A.; PINTO, P. L. F. S. Soil aggregation and root growth of perennial grasses in a constructed clay minesoil. *Soil and Tillage Research*, v. 161, p. 71-78, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.03.005>

SUTILI, F. J. *Bioengenharia de solos no âmbito fluvial do Sul do Brasil*. 94 f. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Civil e Perigos Naturais, Instituto de Bioengenharia de Solos e Planejamento da Paisagem, Universidade Rural de Viena, Viena, 2007.

VERGANI, C.; GRAF, F. Soil permeability, aggregate stability and root growth: a pot experiment from a soil bioengineering perspective. *Ecohydrology*, v. 9, n. 5, p. 830-842, 2016. DOI: 10.1002/eco.1686

YANG, S. X.; LIAO, B.; YANG, Z. H.; CHAI, L. Y.; LI, J. T. Revegetation of extremely acid mine soils based on aided phytostabilization: a case study from southern China. *Science of the Total Environment*, v. 562, p. 427-434, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.208

ZHANG, L.; WANG, J.; BAI, Z.; CHUNJUAN, L. Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*, v. 128, p. 44-53, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.016>

ZHAO, Z.; SHAHROUR, I.; BAI, Z.; FAN, W.; FENG, L.; LI, H. Soils development in opencast coal mine spoils reclaimed for 1-13 years in the West-Northern Loess Plateau of China. *European Journal of Soil Biology*, v. 55, p. 40-46, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.08.006>

ZHOU, J.; SHI, C.; XU, F. Geotechnical characteristics and stability analysis of rock-soil aggregate slope at the Gushui Hydropower Station, Southwest China. *The Scientific World Journal*, v. 2013, p. 1-16, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1155/2013/540636>



# INTERFERÊNCIAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA INTERCEPTAÇÃO DAS ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS

INTERFERENCES OF ARBOREAL SPECIES IN THE INTERCEPTION OF URBAN STORMWATER

## Patrícia Layne Alves

Professora, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (IFG/Goiânia). Coordenadora do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Engenharia Civil e Meio Ambiente, IFG/Goiânia – Goiânia (GO), Brasil.

## Klebber Teodomiro Martins Formiga

Professor assistente na Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás (UFG). Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, UFG – Goiânia (GO), Brasil.

## Marco Antônio Borges Traldi

Analista de Controle Externo do Tribunal de Contas do Estado de Goiás. Pesquisador colaborador do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Engenharia Civil e Meio Ambiente, IFG/Goiânia – Goiânia (GO), Brasil.

### Endereço para correspondência:

Patrícia Layne Alves – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás – Núcleo de Estudos e Pesquisas em Engenharia Civil e Meio Ambiente – Rua 75, 46 – Centro – CEP 74055-110 – Goiânia (GO), Brasil –  
E-mail: patricia.alves@ifg.edu.br

**Recebido:** 15/12/2016

**Aceito:** 05/02/2018

## RESUMO

Este estudo avaliou a interceptação e seus impactos nas bacias urbanas. A coleta de dados ocorreu em Uruaçu, Goiás, entre 2013 e 2014, e utilizou três indivíduos arbóreos. Para eventos com precipitações medianas de 20,7 mm, nas três espécies encontraram-se os seguintes valores medianos para interceptação e escoamento pelo tronco, respectivamente: 5,7 e 0,1 mm para a *Mangifera indica*; 4,5 e 0,2 mm para a *Licania tomentosa*; e 3,8 e 0,3 mm para a *Tabebuia ochracea*. O tempo de retardo médio ocasionado pelas três espécies foi de três minutos. O estudo comprovou a interferência e os impactos positivos das árvores na interceptação das águas pluviais em ambiente urbano, indicou a possibilidade de redução do escoamento em até 27% e mostrou que a arborização urbana pode reduzir o escoamento de águas pluviais e a intensidade do volume escoado, bem como aumentar o tempo de concentração e o tempo ao pico dos hidrogramas.

**Palavras-chave:** arborização urbana; precipitação interna; escoamento pelo tronco; hidrologia urbana.

## ABSTRACT

This study evaluates the interception and its impacts in urban watersheds. Data collection occurred in Uruaçu, Goiás, between 2013 and 2014, and used three individual trees. For events with median rainfall of 20.7 mm, the three species met the following median values for interception and stem flow, respectively: 5.7 and 0.1 mm for *Mangifera indica*; 4.5 and 0.2 mm for *Licania tomentosa*; and 3.8 and 0.3 mm for *Tabebuia ochracea*. The delay time of the surface runoff was on average 3 min for the three species. The study proved the interference and the positive impacts of treetops and trunks on the interception of rainwater in an urban environment. It indicates the possibility of annual runoff reduction in up to 27% and shows that urban afforestation can reduce stormwater runoff and intensity of volume disposed, as well as increase the time of concentration and the time to the peak of hydrographs, especially of small watersheds.

**Keywords:** urban forestry; stem flow; through fall; urban hydrology.

## INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e econômico das cidades transforma áreas naturais em paisagens urbanas e, com isso, surge uma série de problemas relacionados à gestão dos recursos hídricos. À medida que há uma urbanização desordenada das bacias hidrográficas, diversos desequilíbrios são ocasionados ao meio ambiente, resultando também em danos ao homem. A alteração de alguns processos inerentes ao ciclo hidrológico nesses ambientes é uma das consequências provocadas pela falta ou inobservância do planejamento da ocupação e do uso do solo.

O direcionamento de maior parcela de água pluvial para o escoamento superficial é um dos problemas ocasionados pela urbanização em decorrência da supressão da cobertura vegetal e impermeabilização do solo. O aumento do volume escoado, bem como da vazão de pico, ocasiona a redução do tempo de concentração das bacias, provocando eventos de cheias cada vez mais críticos. Com isso, conforme apontam Fletcher *et al.* (2013) em suas pesquisas acerca da compreensão, gestão e modelagem da hidrologia urbana, há uma tendência entre os pesquisadores do tema em almejar a restauração do balanço hidrológico ao mais próximo possível dos cenários de pré-desenvolvimento, a fim de melhorar a capacidade de vida da paisagem.

A busca por ampliações nos tempos de concentração é algo valioso para amenizar os impactos e custos das obras de sistemas de drenagem (ALMEIDA *et al.*, 2016). Com isso, a arborização urbana constitui-se um fator importante a ser considerado em modelagens ambientais, especialmente em pequenas bacias cujas interferências podem implicar ampliação do tempo ao pico do hidrograma, aumento no tempo de retardo e redução na intensidade do escoamento superficial (ALVES, 2015).

As árvores, inseridas na paisagem urbana, fornecem muitos benefícios sociais, psicológicos e econômicos por meio da promoção do bem-estar, da redução da temperatura, da poluição, e das transformações nos processos hidrológicos (GÓMEZ-BAGGETHUN & BARTON, 2013). Berland e Hopton (2014) e Inkiläinen *et al.* (2013) apontam que a arborização desempenha um importante papel nos sistemas de drenagem das águas pluviais urbanas por meio da interceptação pelas copas. O volume interceptado reduz a intensidade do pico dos fluxos de escoamento. Ademais, conforme

Levia e Germer (2015), nesse processo, a arquitetura das árvores e as propriedades da casca influenciam grandemente a proporção de precipitação que pode ser interceptada e escoada pelo tronco.

Sabe-se que a interceptação da água da chuva ocorre tanto em ambientes florestais quanto em indivíduos isolados, quando esta é subdividida nas copas das árvores, onde, temporariamente, uma parte é retida, outra escoada pelo tronco e outra é evaporada para atmosfera (FREITAS *et al.*, 2016; XIAO & MCPHERSON, 2016). Segundo Xiao e McPherson (2016) e Li *et al.* (2013), o processo de interceptação nas copas é influenciado por três fatores principais: o tipo de evento de chuva (magnitude, intensidade e duração); a estrutura da copa em cada espécie arbórea; e as condições meteorológicas.

A maioria dos estudos em sistemas florestais naturais ou gerenciados indica que a interceptação pode representar 10–50% da precipitação (VAN DIJK *et al.*, 2015). No entanto, há informações conflitantes sobre o processo pelo qual a interceptação interage com suas variáveis. Por exemplo: não há consenso quanto ao efeito da intensidade de precipitação na interceptação. Alguns estudos sugerem que ela aumenta com a intensidade do evento em razão da saturação gradual da copa (LIVESLEY *et al.*, 2014), enquanto outros mostram que as intensidades mais elevadas resultam em menor interceptação em decorrência da “agitação” das copas (INKILÄINEN *et al.*, 2013).

Além disso, os estudos de interceptação geralmente envolvem grandes faixas florestais ou árvores adultas individuais, condições em que muitas características das estruturas arbóreas não podem ser aferidas precisamente (por exemplo, área foliar, densidade de ramos etc.) (LEVIA *et al.*, 2015). Como resultado, a relação entre interceptação e características arbóreas ainda permanece obscura (NANKO *et al.*, 2013). Parte desse problema se deve ao fato de que aferir a interceptação em ambientes urbanos é um objetivo complexo de ser alcançado, e muitos estudos, como os de Xiao *et al.* (2000), Xiao e McPherson (2002), Silva *et al.* (2010) e Livesley *et al.* (2014), utilizaram pluviômetros ou recipientes graduados para quantificá-la. Procedendo dessa forma ficam impossibilitadas as análises da duração, do tempo de ocorrência e da intensidade dos eventos chuvosos.

A necessidade de caracterizar as chuvas quanto a distribuição temporal, volume precipitado e variações de intensidades é de suma importância porque as interceptações ocasionadas pelas copas das árvores não acontecem de maneira constante ao longo do evento chuvoso. Holder e Gibbes (2017) destacam que a interceptação também é variável de evento para evento. Além dessas variações em relação às chuvas, nos sistemas urbanos, a cobertura pelas copas é descontínua, as árvores são frequentemente isoladas e há alto número de variedade de espécies, tipo de copa/folha e de suas características, ampliando a dificuldade e a complexidade de se determinar parâmetros exatos para o tema (LI *et al.*, 2016).

As dificuldades inerentes ao assunto levam a uma grande variação de metodologias e critérios analisados. Grande parte das pesquisas são realizadas em ambientes internacionais, a exemplo de Xiao *et al.* (2000), que desenvolveram em Davis, Califórnia (EUA), um modelo tridimensional e estimaram, em eventos de precipitação de 8,8 mm, a interceptação em 1,1 mm e 2,9 mm para *Pyrus calleryana* e *Quercus suber*, respectivamente, e o escoamento pelo tronco em torno de 0,5 mm e 1,1 mm. Na mesma localidade, Xiao e McPherson (2016) aferiram a capacidade de interceptação de 20 espécies de árvores urbanas em um simulador de precipitação. As intensidades simuladas variaram de 3,5 a 139,5 mm.h<sup>-1</sup>. As características arbóreas foram obtidas por meio do método de análise de imagem, e os resultados indicaram que as interceptações médias em todas as espécies foram 0,86 mm. As abordagens de ambos os estudos permitiram estimativas de boa qualidade, porém só podem ser aplicadas a situações de pesquisa controlada e para copas sem a interferência de vegetações adjacentes ou estruturas construídas. Um método mais simples para a determinação da interceptação da copa/dossel e do escoamento pelo tronco foi desenvolvido por Livesley *et al.* (2014) para a medição em ambientes urbanos reais com árvores adultas na cidade de Melbourne, Victoria (Austrália). Desta pesquisa obteve-se, em eventos de precipitação média de 12 mm, para duas espécies de eucalipto, *Eucalyptus nicholii* e *Eucalyptus saligna*, uma interceptação de 3,88 e 3,03 mm respectivamente; quanto ao escoamento pelo tronco, foi obtido um

desempenho ínfimo para a *Eucalyptus nicholii* e a *Eucalyptus saligna*, a qual, por possuir casca mais lisa, só registrou cerca de 2 mm.

No Brasil, Silva *et al.* (2010), em estudos realizados no campus da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP), São Paulo, envolvendo duas espécies, a *Caesalpinia pluviosa* e a *Tipuana tipu*, concluíram que ambas apresentam grande potencial para interceptação, principalmente em eventos mais duradouros e com precipitações superiores a 20 mm, tendo a *Caesalpinia pluviosa* ou sibipiruna obtido em média 4,5 mm de interceptação e a *Tipuana tipu* ou tipuana, média de 10,3 mm.

As diferentes características das copas (densa ou esparsa), das folhas (simples ou compostas, persistente ou caduca) e do tronco (liso ou áspero) influenciam na interceptação, na redistribuição e no escoamento das chuvas, e constituem parâmetros diferenciais para a simulação dos processos hidrológicos em uma bacia urbana.

No entanto, ainda são poucos os estudos que relacionam as interceptações das chuvas pelas árvores aos modelos hidrológicos de bacias. Hilde e Paterson (2014) salientam que os modelos de interceptações e a previsão de seus efeitos sobre o clima e os recursos hídricos devem ser inseridos nas modelagens ambientais. Porém, para isso, exige-se uma compreensão baseada no impacto das árvores e em suas particularidades sobre o processo de drenagem para a inserção das características de interceptação pelas copas das árvores em simulações computacionais que utilizam modelos como UFORE-Hydro (YANG *et al.*, 2011), i-Tree (HILDE & PATERSON, 2014), SWMM (KREBS *et al.*, 2013) e TOPLATS (BORMANN, 2006).

Inkiläinen *et al.* (2013) e Alves (2015) afirmam que as árvores podem ser uma alternativa para a redução do escoamento urbano, pois sua presença reduz significativamente o escoamento, principalmente em eventos de baixa intensidade e curta duração, e podem ampliar o tempo de concentração das bacias. Com o intuito de avaliar e quantificar a interceptação das águas pluviais ocasionada pela presença das árvores no meio urbano, no tempo ao pico e na intensidade do volume escoado em bacias urbanas, realizou-se uma pesquisa na cidade de Uruaçu, Goiás. Para a coleta de dados, foram utilizados pluviógrafos e coletores no tronco em três espécies arbóreas diferentes.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma área urbana da cidade de Uruaçu, Goiás (14°31'6.23"S, 49°8'11.16"O), região climática que, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Aw com clima tropical, estação seca prolongada e chuvas concentradas no verão. Segundo o banco de dados Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA, 2014), a precipitação anual no município é de aproximadamente 1.006,8 mm e, conforme o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014), a temperatura média dos meses mais quentes é de 39,4°C, enquanto a dos meses mais frios é de 10,8°C. Em 2013/2014, durante os cinco meses de medição,

em relação aos dados pluviométricos, o mínimo mensal foi de 17,5 mm (fevereiro de 2014) e o máximo mensal de 182,4 mm (dezembro de 2013).

Três indivíduos arbóreos, sendo um em grupo (*Mangifera indica*) e dois isolados (uma *Tabebuia ochracea* e uma *Licania tomentosa*), foram selecionados em razão dos maiores diâmetros de altura do peito (DAP) entre os outros exemplares de suas espécies existentes no local da pesquisa, por serem amplamente empregados na arborização urbana regional e por suas características de copa, casca e folhagem.

Tabela 1 – Parâmetros arbóreos dos indivíduos estudados na pesquisa.

Indivíduos arbóreos	Dados arbóreos												
	Idade (anos)	Tipo de casca	Dap (m)	Htotal (m)	Hfuste (m)	G (m <sup>2</sup> )	Cc (m)	Dmc (m)	Apc (m <sup>2</sup> )	Vol (m <sup>3</sup> )	% Copa (%)	IAF	Af (m <sup>2</sup> )
<i>Tabebuia ochracea</i> (ipê-amarelo)	26	Áspera	0,5	7,5	1,9	0,2	5,6	8,0	50,0	225,5	74,8	0,6	121,5
<i>Mangifera indica</i> (mangueira)	26	Áspera	1,0	9,9	2,6	0,8	7,2	9,8	75,6	693,7	73,3	1,5	1.040,9
<i>Licania tomentosa</i> (oiti)	4	Lisa	0,3	6,7	1,6	0,1	5,1	6,6	33,8	217,5	75,6	0,7	148,9

Idade (anos): idade de plantio do indivíduo; Dap (cm): diâmetro a altura do peito; Htotal (m): altura total da árvore; Hfuste (m): altura de fuste (tronco); G (m<sup>2</sup>): área basal da árvore =  $(\pi * dap^2) / 4$ ; Cc (m): comprimento de copa; Dmc (m): diâmetro médio de copa; Apc (m<sup>2</sup>): área de projeção de copa =  $(\pi / 4) * dmc^2$ ; Vol (m<sup>3</sup>): volume de copa; %copa: percentagem de copa =  $(cc / htotal) * 100$ ; IAF: Índice de área foliar; Af (m<sup>2</sup>): área foliar.



Os parâmetros arbóreos das espécies estão expressos na Tabela 1 e foram necessários na análise das características dos indivíduos arbóreos e de seu desempenho quanto à interceptação.

A precipitação bruta (PB) e a precipitação interna (PI) foram aferidas por quatro pluviógrafos do modelo RG-3-M, marca Onset, instalados a 1,50 m de altura do solo, de modo que três ficaram posicionados sob as copas das árvores e um em campo aberto. Os equipamentos foram instalados durante o período de novembro de 2013 a março de 2014 e tiveram suas localizações sob as copas alteradas a cada 15 dias a fim de obter dados mais representativos. Os registros dos pluviógrafos foram adquiridos com uma discretização do intervalo de tempo em 1 minuto.

O escoamento pelo tronco (ET) foi obtido por meio da construção de estruturas nas árvores que desaguavam em galões com capacidade de 23 L (Figura 1). Tais estruturas para captação das águas foram executadas com calhas de borracha seladas ao tronco por meio da aplicação de espuma de poliuretano.

Seguindo a metodologia proposta por Livesley *et al.* (2014), a interceptação pelas copas (CI) para cada evento chuvoso foi calculada conforme a Equação 1:

$$CI = PB - (PI + ET) \quad (1)$$

Em que:

CI = interceptação pelas copas;

PB = precipitação bruta (precipitação acumulada total em cada evento chuvoso medido no pluviógrafo em campo aberto) (mm);

PI = precipitação total acumulada sob a copa; e

ET = escoamento total pelo tronco.

A medição temporal dos eventos chuvosos com o uso dos pluviógrafos permitiu a padronização dos dados considerando que as chuvas ocorridas sob a copa da árvore tivessem a mesma duração e o mesmo momento de início e final que as chuvas ocorridas em campo aberto.

Durante o período experimental, foram registrados 104 eventos com variações de chuvas com intensidade média de 1,2 mm.h<sup>-1</sup> até 38 mm.h<sup>-1</sup>, e precipitação acumulada total variando entre 0,6 e 68,4 mm. Para o presente estudo, foram selecionados os 42 eventos chuvosos que tiveram precipitações bruta acima de 5 mm.



Figura 1 – Imagem de uma das estruturas para captação do escoamento pelo tronco.



## RESULTADOS E DISCUSSÃO

De modo geral, nota-se que há um comportamento variável entre PI + ET e CI nos eventos chuvosos considerados nas análises. Quanto à relação entre os eventos chuvosos e as CI (Figura 2), assim como em PI + ET, as medianas variaram de forma aleatória; de modo geral, mantiveram-se em grande parte com valores abaixo de 10 mm e apenas alguns eventos chuvosos com comportamento diferente. Destaca-se o evento 94, que obteve a maior interceptação mediana, 13,3 mm, intensidade média de 31,6 mm.h<sup>-1</sup>, precipitação acumulada de 29 mm, duração de 55 minutos e precipitação mediana acumulada sob as copas de 18,3 mm. Ao contrário, o evento 73 foi o de menor interceptação mediana de CI, 0,64 mm, intensidade média de 11,6 mm.h<sup>-1</sup>, precipitação acumulada total de 6,2 mm, duração de 32 minutos e precipitação mediana acumulada sob as copas de 5,5 mm.

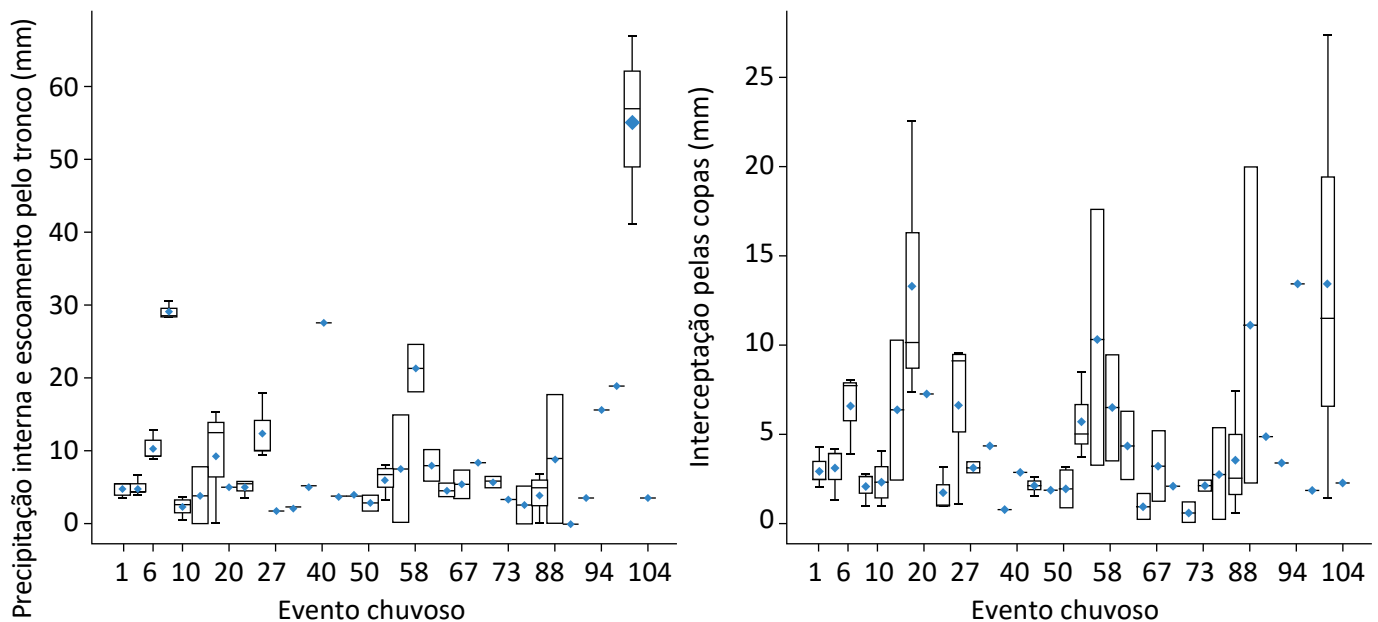
Na Figura 3 fica evidente que poucos eventos chuvosos tiveram seus valores medianos de PI + ET superiores a 10 mm. Destaca-se apenas o evento 100 que obteve valor mediano de PI + ET de 57 mm. A intensidade média desse evento foi de 27,2 mm.h<sup>-1</sup>, precipi-

tação acumulada de 68,4 mm, duração de 151 minutos e precipitação mediana acumulada sob as copas de 56,2 mm.

Foi identificada pouca correlação linear ( $R^2 = 0,30$ ) entre a PB e a CI nas três árvores envolvidas na pesquisa. Não há uma relação direta entre PB e CI nos eventos chuvosos considerados nas análises, comportamento que pode ser explicado pelas divergências entre as características arbóreas das espécies e dos eventos chuvosos.

A capacidade de interceptação de chuvas em indivíduos arbóreos é influenciada por diversos aspectos, entre os quais podem-se destacar:

- intensidade e duração da chuva;
- espécie arbórea;
- características arbóreas da espécie;
- temperatura e umidade relativa do ar;
- poda/manutenção dos indivíduos.



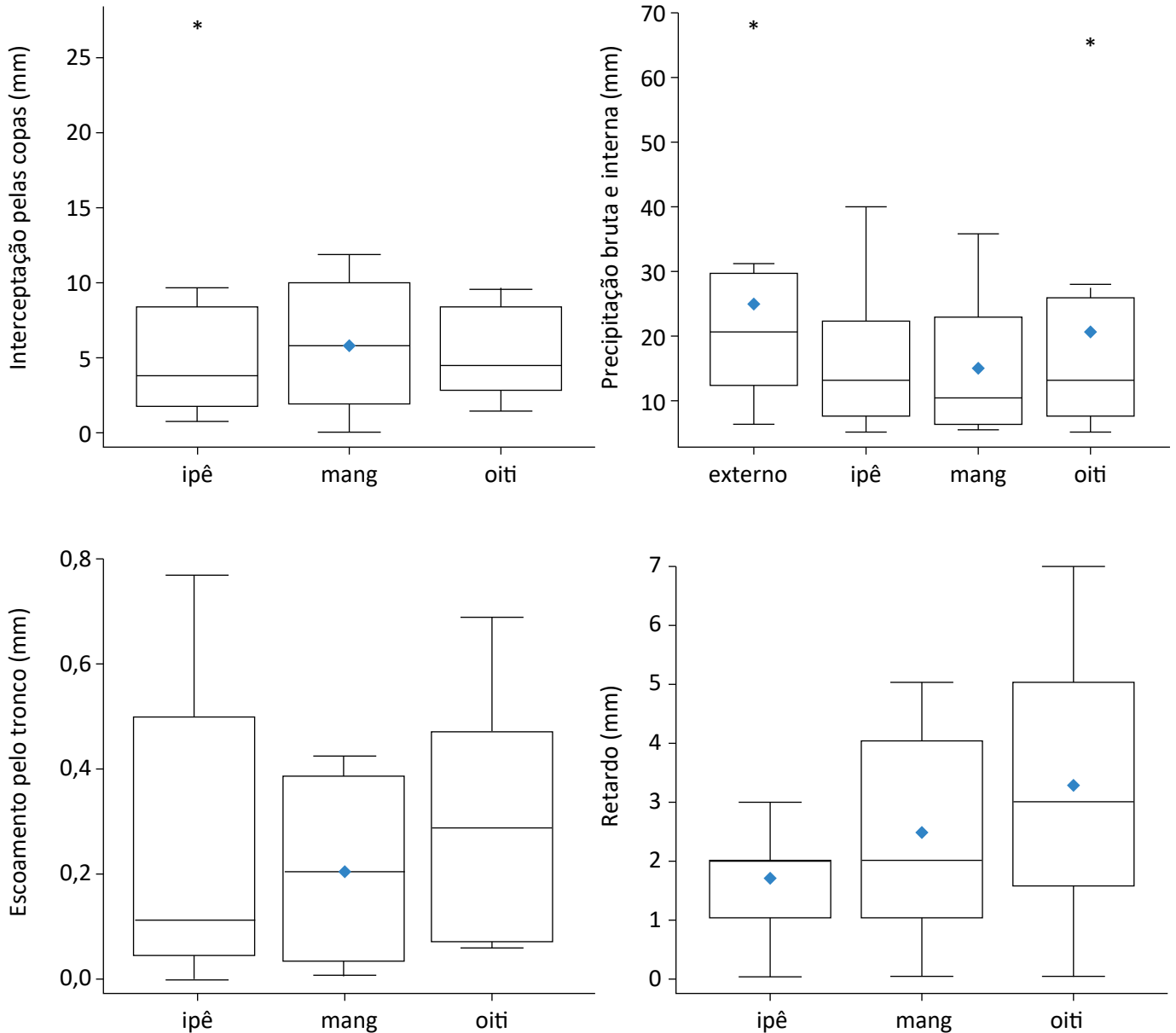
PI + ET: precipitação interna e escoamento pelo tronco (mm); CI: interceptação pelas copas (mm).

**Figura 2 – Box plot das precipitações internas + escoamento pelo tronco e interceptações pelas copas nos três indivíduos arbóreos envolvidos na pesquisa durante os 42 eventos chuvosos considerados nas análises.**

Nos eventos chuvosos analisados quanto à CI, PB e PI (Figura 3), o desempenho das copas das árvores para interceptação (CI) obtiveram valores medianos de 3,8, 4,5 e 5,7 mm para a *Tabebuia ochracea* (ipê amarelo), a *Licania tomentosa* (oiti) e a *Mangifera indica* (mangueira) respectivamente. A PB aferida pelo pluviógrafo externo teve valor mediano de 20,7 mm, enquanto as PI das mesmas espécies foram de 13,0, 10,2 e 13,3 mm.

O ET (Figura 3) foi na *Tabebuia ochracea* (ipê amarelo) o menor valor mediano, 0,1 mm; na *Mangifera indica* (mangueira), o valor de 0,2 mm; e na *Licania tomentosa* (oiti) o maior valor maior obtido, 0,3 mm.

Quanto ao retardo no tempo de início do evento chuvoso (R) (Figura 3), este foi de 2 minutos para *Mangifera indica* (mangueira) e *Tabebuia ochracea* (ipê amarelo). e de 3 minutos para a *Licania tomentosa* (oiti).



CI: interceptação pelas copas (mm); PB: precipitação bruta (mm); PI: precipitação interna (mm);  
 ET: escoamento pelo tronco (mm); R: retardo no tempo de início do evento chuvoso (min).

**Figura 3 – Box plot dos 42 eventos chuvosos analisados em relação à CI, PB, PI, ET e R.**

A *Mangifera indica* (mangueira) foi o indivíduo arbóreo que apresentou melhor desempenho quanto ao CI e isso é explicado pelo fato de o exemplar possuir o maior volume de copa e índice e área foliar entre as espécies estudadas (Tabela 1), estar em grupo e se caracterizar por folhas simples, permanente e glabras e casca áspera. A *Licania tomentosa* (oiti) tem características folhosas similares à mangueira, porém com casca lisa. Tal característica arbórea explica seu melhor desempenho quanto ao escoamento pelo tronco, do mesmo modo que seu melhor desempenho em relação ao retardo pode ser explicado por sua copa densa com folhas e galhos intensamente entrelaçados favorecendo a retenção por maior tempo das águas de chuva por suas copas. A *Tabebuia ochracea* (ipê amarelo), por sua vez, obteve o menor desempenho quanto a CI, PI e ET, o que é justificado pelo fato de a espécie apresentar folhas compostas e pilosas e casca áspera, aspectos que reunidos favorecem o armazenamento de água na copa (CI) e reduzem a PI e ET.

No evento chuvoso com maior PB (68,4 mm) (Figura 4), a PI nos indivíduos arbóreos foi, respectivamente, de 40,4, 53 e 66,2 mm para o *Tabebuia ochracea*, a *Mangifera indica* e a *Licania tomentosa*. É perceptível que na *Licania tomentosa* (oiti) e na *Mangifera indica* (mangueira) os dados referentes aos registros de PI tiveram comportamentos semelhantes aos registros de PB, o que explica o bom desempenho desses indivíduos quanto à interceptação. Isso não ocorre no *Tabebuia ochracea* (ipê amarelo) pois, no mesmo evento, seus registros de PI foram distintos dos de PB, o que demonstra a menor capacidade de interceptação da espécie.

Para esse evento de maior PB, em relação ao tempo de retardo para o início do evento chuvoso, o *Tabebuia ochracea* teve 2 minutos de retardo; a *Mangifera indica*, 3 minutos; e a *Licania tomentosa*, 5 minutos, não demonstrando relação direta entre R e a PB, PI e CI nas espécies estudadas.

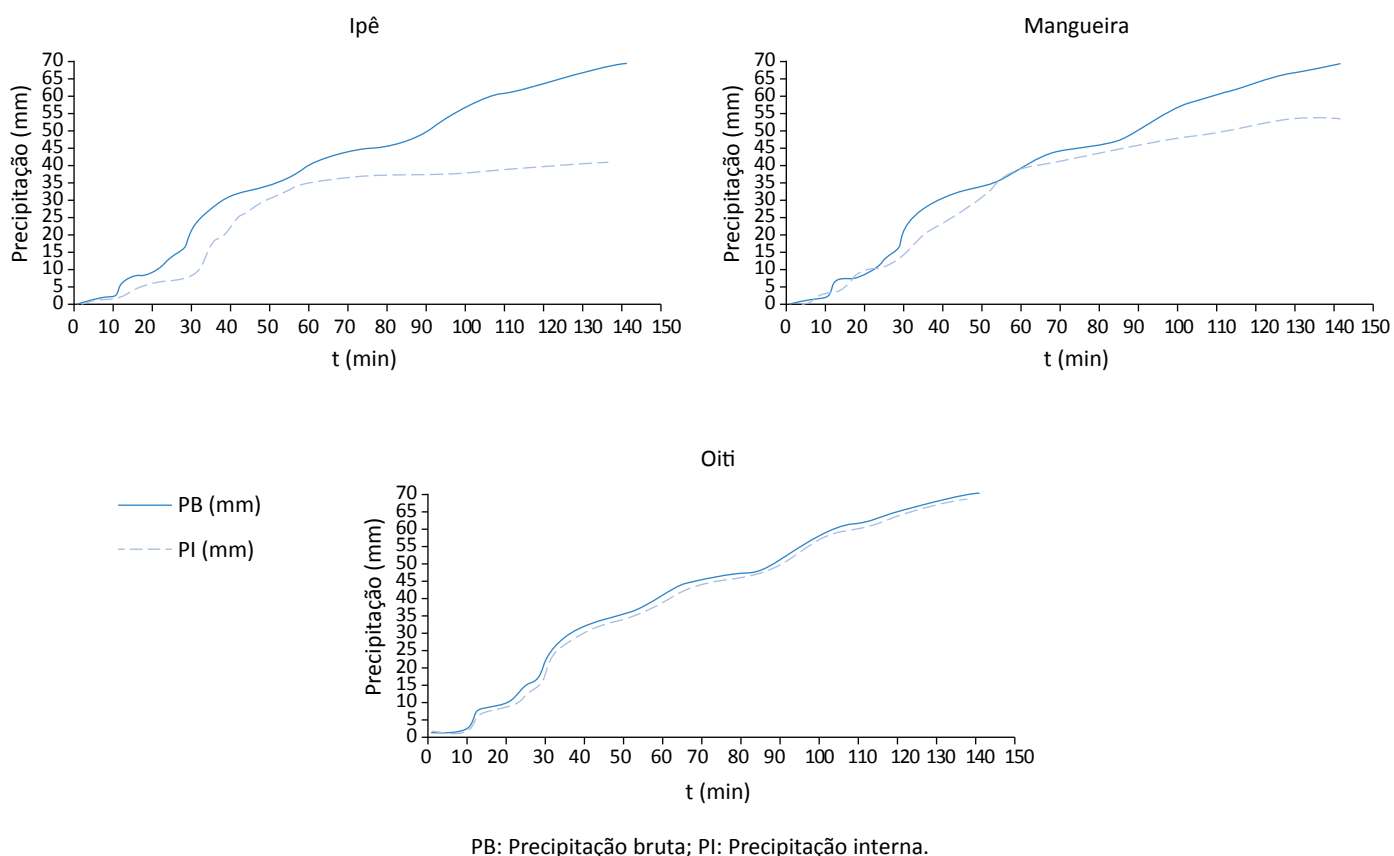


Figura 4 – Hietogramas do evento chuvoso ocorrido nos dias 3 de março de 2014 a 4 de março de 2014, de 22h50 à 1h20, demonstrando o comportamento quanto à precipitação interna (mm) e precipitação bruta (mm).

A Figura 5 expõe o comportamento do tempo ao pico do evento de maior PB (68,4 mm). Nos hietogramas é notória a diferença entre a PB registrada pelo pluviógrafo externo e as PI aferidas sob as copas. O pico do evento (PB) ocorreu em campo aberto aos 30 minutos, com precipitação de 3,8 mm. Nos exemplares arbóreos houve uma redistribuição desse valor máximo; por exemplo, no Ipê amarelo houve três outros sucessivos picos menores, com valores inferiores a 2 mm ocorridos a 35, 40 e 46 minutos respectivamente. Comportamento semelhante pode ser observado tanto na mangueira quanto no oiti. Logo, fica evidente a ampliação do tempo ao pico, bem como a redução de sua intensidade em todas as espécies. A amplitude dos valores identificados na pesquisa poderá ser expandida à medida que novos exemplares forem associados em uma mesma área urbana, permitindo assim amortização de cheias e redução de diâmetros de tubulação dos sistemas de drenagem urbana.

Obter uma metodologia-padrão para medir a interceptação pelas copas é extremamente difícil tendo em vista que os estudos são realizados em regiões de climas diversos utilizando espécies arbóreas diferentes (SOTO-SCHÖNHERR & IROUMÉ, 2016; LI *et al.*, 2016).

A precipitação mediana dos eventos analisados foi de 20,7 mm. De modo geral, as interceptações medianas obtidas nos indivíduos arbóreos envolvidos na pesquisa foram de 4,5 mm. A *Mangifera indica* (mangueira) teve melhor interceptação em razão de suas características de arquitetura da copa, da casca e das folhas. Quanto ao retardo no tempo de início do evento chuvoso e o volume escoado pelo tronco, a *Licania tomentosa* (oiti) obteve os maiores valores em decorrência do fato de ser a única espécie aqui estudada com casca lisa. Em geral, a interceptação das espécies foi diretamente relacionada às suas características arbóreas, em especial a arquitetura da copa e particularidades das folhas e da casca.

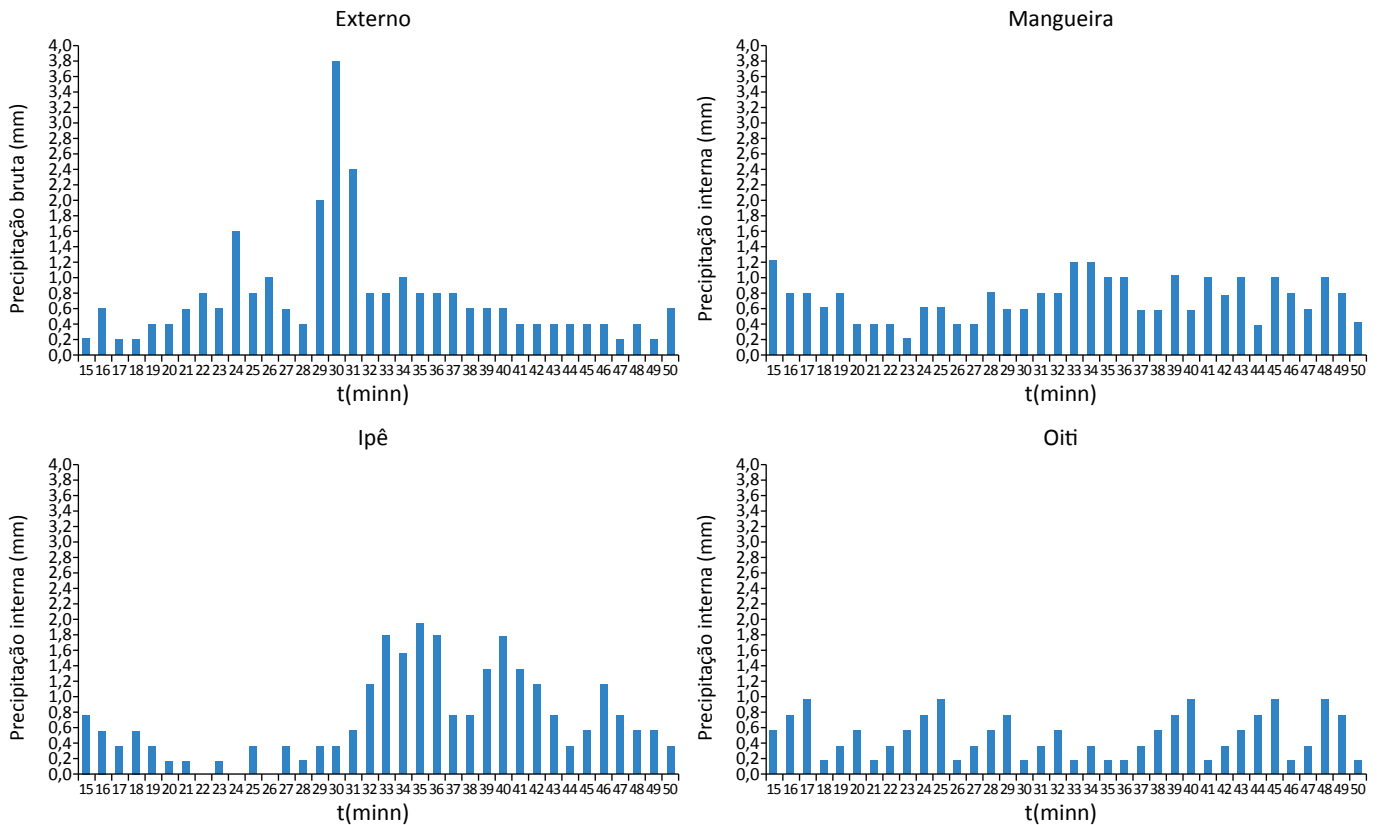


Figura 5 – Hietogramas de trecho do evento chuvoso ocorrido nos dias 3 de março de 2014 a 4 de março de 2014, de 22h50 à 1h20, demonstrando o comportamento variável de tempo ao pico nas espécies arbóreas.

A presença dessas árvores tem um grande significado em áreas urbanas, pois para o caso estudado houve uma redução de até 27% do volume precipitado durante chuvas ocorridas no município de Uruaçu, Goiás. Tal volume, sem a presença de árvores, escoaria diretamente para os sistemas de drenagem.

A capacidade de interceptação por parte da arborização urbana é ressaltada com os resultados aqui obtidos por serem próximos aos encontrados por Xiao *et al.* (2000), que constataram, em eventos de precipitação de 8,8 mm, a interceptação média de 2 mm e o escoamento pelo tronco em torno de 0,8 mm. Silva *et al.* (2010) também concluíram que em eventos mais duradouros e com precipitações superiores a 20 mm as interceptações são em média 7,4 mm.

Quanto aos efeitos das intensidades nas interceptações, em geral, na presente pesquisa, em eventos de baixa intensidade, de  $1,2 \text{ mm.h}^{-1}$  até  $38 \text{ mm.h}^{-1}$ , a interceptação foi superior, em média 4,5 mm. Já os resultados obtidos por Xiao & McPherson (2016) comprovaram que em intensidades maiores, de 3,5 a  $139,5 \text{ mm.h}^{-1}$ , as interceptações eram inferiores, em média 0,86 mm.

O estudo evidencia que a arborização urbana faz com que copas, ramos, troncos e raízes funcionem como obstáculos naturais para as águas das chuvas que,

com uma retenção temporária, alcançam mais lentamente os corpos receptores, promovendo a ampliação do tempo de concentração, do tempo de retardo e consequentemente do tempo ao pico de vazão.

Uma das consequências da urbanização é o aumento do volume escoado e das vazões de pico, ao mesmo tempo em que ocorre a redução do tempo de concentração, provocando eventos de cheias cada vez mais críticos (DU *et al.*, 2012). As espécies arbóreas aqui estudadas apresentaram um tempo de retardo médio de 3 minutos, podendo chegar a até 15 minutos em eventos com menor intensidade. Ocasionalmente também uma redistribuição dos picos de vazão, ampliando o tempo ao pico, bem como a redução de sua intensidade. Esses dados demonstram que as árvores colaboram para o aumento no tempo de concentração nas bacias hidrográficas urbanas, podendo assim minimizar as cheias, inundações e seus prejuízos.

Os valores aparentemente pequenos relativos ao tempo de retardo são significativos quando associados às pequenas bacias hidrográficas, pois, em bacias cujo tempo de concentração é, por exemplo, em torno de 5 minutos, uma redução de 2 ou 3 minutos teria impactos relevantes nos sistemas de drenagem e corpos receptores.

## CONCLUSÕES

A presente pesquisa explorou a relação entre a capacidade de interceptação por parte de três espécies arbóreas e as mudanças que estas podem causar no funcionamento hidrológico urbano, obtendo quatro resultados principais:

1. a capacidade de interceptação variou entre as espécies, confirmando a importância de aplicar esse tipo de pesquisa para outras localidades e espécies de árvores urbanas;
2. por causa das diferenças na arquitetura arbórea, folha (índice e área foliar) e casca, espécies com copas mais frondosas, densas e cascas ásperas tiveram maiores capacidades de interceptação;
3. as interceptações são superiores em eventos de baixa intensidade e curta duração;

4. há uma ampliação do tempo ao pico, bem como a redução de sua intensidade em todas as espécies, independentemente de suas características arbóreas.

Tais conclusões foram elucidadas por meio do monitoramento contínuo de interceptação/armazenamento das copas e do escoamento pelo tronco, e, com isso, este trabalho comprovou a importância da presença das árvores para os estudos hidrológicos urbanos. Para eventos com precipitação média de 20,7 mm, a interceptação média ocasionada pelas espécies de *Mangifera indica*, *Tabebuia ochracea* e *Licania tomentosa* foi em média de 4,5 mm, equivalendo a uma redução de até 27% das águas pluviais que atingiriam a superfície do solo.

Quantificar o potencial de diferentes espécies arbóreas para interceptar a precipitação sob uma variedade de



condições meteorológicas é fundamental para validar a relação custo-eficácia do plantio de árvores como estratégia de infraestrutura verde. Ademais, as implicações à hidrologia urbana das interceptações pelas copas e pelo escoamento pelo tronco dependem do contexto da paisagem em que são inseridos. Em uma paisagem urbana

com solo impermeável, com a cobertura arbórea de espécies semelhante às aqui estudadas, pode-se esperar uma redução significativa das águas pluviais que atingirão diretamente a superfície, bem como do escoamento, e o aumento dos tempos de concentrações das bacias.

## AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus agradecimentos a: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) por conceder uma bolsa de estudo para o primeiro autor; Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelo auxílio financeiro para a compra de

equipamentos; e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de Produtividade em Desenvolvimento Tecnológico e Extensão Inovadora – Nível 2 ao segundo autor.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *HidroWeb*: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em: 23 nov. 2014.
- ALMEIDA, I. K. de; ALMEIDA, A. K.; STEFFEN, J. L.; ALVES SOBRINHO, T. Model for estimating the time of concentration in watersheds. *Water Resources Management*, v. 30, n. 12, p. 4083-4096, 2016. DOI: 10.1007/s11269-016-1383-x
- ALVES, P. L. *Capacidade de interceptação pelas árvores e suas influências no escoamento superficial urbano*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.
- BERLAND, A.; HOPTON, M. E. Comparing street tree assemblages and associated stormwater benefits among communities in metropolitan Cincinnati, Ohio, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 13, n. 4, p. 734-741, 2014. DOI: 10.1016/j.ufug.2014.06.004
- BORMANN, H. Impact of spatial data resolution on simulated catchment water balances and model performance of the multi-scale TOPLATS model. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, v. 10, p. 165-179, 2006.
- DU, J.; QIAN, L.; RUI, H.; ZUO, T.; ZHENG, D.; XU, Y.; XU, C. Y. Assessing the effects of urbanization on annual runoff and flood events using an integrated hydrological modeling system for Qinhuai River basin, China. *Journal of Hydrology*, v. 464-465, p. 127-139, 2012. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.06.057
- FLETCHER, T. D.; ANDRIEU, H.; HAMEL, P. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources*, v. 51, p. 261-279, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>
- FREITAS, J. P. O.; DIAS, H. C. T.; SILVA, E.; TONELLO, K. C. Net precipitation in a semideciduous forest fragment in Viçosa city, MG. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 40, n. 5, p. 793-801, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622016000500003>
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; BARTON, D. N. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, v. 86, p. 235-245, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- HILDE, T.; PATERSON, R. Integrating ecosystem services analysis into scenario planning practice: Accounting for street tree benefits with i-Tree valuation in Central Texas. *Journal of Environmental Management*, v. 146, p. 524-534, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.039>
- HOLDER, C. D.; GIBBES, C. Influence of leaf and canopy characteristics on rainfall interception and urban hydrology. *Hydrological Sciences Journal*, v. 62, n. 2, p. 182-190, 2017. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1217414>

- INKILÄINEN, E. N.; MCHALE, M. R.; BLANK, G. B.; JAMES, A. L.; NIKINMAA, E. The role of the residential urban forest in regulating throughfall: A case study in Raleigh, North Carolina, USA. *Landscape and Urban Planning*, v. 119, p. 91-103, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.002>
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 23 nov. 2014.
- KREBS, G.; KOKKONEN, T.; VALTANEN, M.; KOIVUSALO, H.; SETÄLÄ, H. A high resolution application of a stormwater management model (SWMM) using genetic parameter optimization. *Urban Water Journal*, v. 10, n. 6, p. 394-410, 2013. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2012.739631>
- LEVIA, D. F.; GERMER, S. A review of stemflow generation dynamics and stemflow-environment interactions in forests and shrublands. *Reviews of Geophysics*, v. 53, n. 3, p. 673-714, 2015. DOI: 10.1002/2015RG000479
- LEVIA, D. F.; MICHALZIK, B.; NÄTHE, K.; BISCHOFF, S.; RICHTER, S.; LEGATES, D. R. Differential stemflow yield from European beech saplings: the role of individual canopy structure metrics. *Hydrological Processes*, v. 29, n. 1, p. 43-51, 2015. DOI: 10.1002/hyp.10124
- LI, X.; NIU, J.; XIE, B. Study on hydrological functions of litter layers in North China. *PLoS ONE*, v. 8, n. 7, p. e70328, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070328>
- LI, X.; XIAO, Q.; NIU, J.; DYMOND, S.; VAN DOORN, N. S.; YU, X.; XIE B.; LV X.; ZHANG K.; LI, J. Process-based rainfall interception by small trees in Northern China: The effect of rainfall traits and crown structure characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 218-219, p. 65-73, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.017>
- LIVESLEY, S. J.; BAUDINETTE, B.; GLOVER, D. Rainfall interception and stemflow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban Forestry e Urban Greening*, v. 13, p. 192-197, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.09.001>
- NANKO, K.; WATANABE, A.; HOTTA, N.; SUZUKI, M. Physical interpretation of the difference in drop size distributions of leaf drips among tree species. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 169, p. 74-84, 2013. DOI: 10.1016/j.agrformet.2012.09.018
- SILVA, L. F.; LIMA, A. M. L. P.; SILVA FILHO, D. F.; COUTO, H. T. Z. Interceptação da chuva por duas espécies arbóreas em áreas verdes urbanas. *CERNE*, v. 16, p. 547-555, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-77602010000400014>
- SOTO-SCHÖNHERR, S.; IROUMÉ, A. How much water do Chilean forests use? A review of interception losses in forest plot studies. *Hydrological Processes*, v. 30, n. 25, p. 4674-4686, 2016. DOI: 10.1002/hyp.10946
- VAN DIJK, A. I.; GASH, J. H.; VAN GORSEL, E.; BLANKEN, P. D.; CESCATTI, A.; EMMEL, C.; GIELEN, B.; HARMAN, I. N.; KIELY, G.; MERBOLD, L.; MONTAGNANI, L.; MOORS, E.; SOTTOCORNOLA, M.; VARLAGIN, A.; WILLIAMS, C. A.; WOHLFAHRT, G. Rainfall interception and the coupled surface water and energy balance. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 214-215, p. 402-415, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.09.006>
- XIAO, Q.; McPHERSON, E. G. Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. *Urban Ecosystems*, Davis, v. 6, p. 291-302, 2002.
- XIAO, Q.; McPHERSON, E. G. Surface water storage capacity of twenty tree species in Davis, California. *Journal of Environmental Quality*, v. 45, n. 1, p. 188-198, 2016. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0092>
- XIAO, Q.; McPHERSON, E. G.; USTIN, S. L.; GRISMER, M. E. A new approach to modeling tree rainfall interception. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, v. 105, p. 29173-29188, 2000. DOI: 10.1029/2000JD900343
- YANG, Y.; ENDRENY, T. A.; NOWAK, D. J. iTree-Hydro: snow hydrology update for the urban forest hydrology model. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 47, p. 1211-1218, 2011. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2011.00564.x

# ESTUDO COMPARATIVO DE ADSORÇÃO DE ÍONS METÁLICOS EM MEIO AQUOSO POR MEMBRANAS DE QUITOSANA RETICULADAS

COMPARATIVE STUDY OF METAL IONS ADSORPTION IN AQUEOUS MEDIA BY CROSS-LINKED CHITOSAN MEMBRANES

## *Carol Christina de Faria*

Bióloga, Mestre em Ciências Ambientais pelo Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Sorocaba (SP), Brasil.

## *Paulo Sergio Tonello*

Físico, Pós-doutorado em Estudos Ambientais pela Centro de Estudos Ambientais – CEA, UNESP. Professor do Instituto de Ciência e Tecnologia, UNESP – Sorocaba (SP), Brasil.

### **Endereço para correspondência:**

Paulo Sergio Tonello – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Instituto de Ciência e Tecnologia – Avenida Três de Março, 511 – Alto da Boa Vista – CEP 18087-180 – Sorocaba (SP), Brasil – E-mail: paulotonello@sorocaba.unesp.br

**Recebido:** 07/08/2017

**Aceito:** 01/03/2018

## **RESUMO**

No presente trabalho, soluções multielementares com íons metálicos de diferentes concentrações iniciais foram preparadas para que fossem comparadas as capacidades de remoção de membranas de quitosana reticuladas com epiclorigidrina (CS–ECH) e com glutaraldeído (CS–GLA). O modelo de pseudosegunda ordem apresentou melhor ajuste em CS–ECH, enquanto o modelo de pseudoprimeira ordem obteve maior coeficiente de correlação na amostra CS–GLA, exceto pelo íon  $Al^{3+}$ . A isoterma de Freundlich obteve o melhor ajuste para os dois tipos de membrana. CS–ECH apresentou capacidade de sorção para íons  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Zn^{2+}$  e  $Cd^{2+}$ , respectivamente, de 53,87; 13,66; 4,41; 2,31 e 1,66  $mg\ g^{-1}$ . Já os valores obtidos por CS–GLA, para a mesma sequência de íons, foram de 20,25; 3,42; 2,54; 9,23 e 8,77  $mg\ g^{-1}$ .

**Palavras-chave:** metais pesados; poluição; remoção; recursos hídricos; reticulação.

## **ABSTRACT**

In this work, multi-elements solutions with metallic ions of different initial concentrations were prepared to compare the removal capacities of chitosan membranes cross-linked with epichlorohydrin (CS–ECH) and glutaraldehyde (CS–GLA). The pseudo-second kinetic equation presented better fit in CS–ECH, while the pseudo-first kinetic model obtained a higher correlation coefficient in CS–GLA sample, except for  $Al^{3+}$  ion. The Freundlich isotherm presented the best fit in both types of membrane. CS–ECH membrane obtained sorption capacity for  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Zn^{2+}$  and  $Cd^{2+}$ , respectively, of 53.87, 13.66, 4.41, 2.31 and 1.66  $mg\ g^{-1}$ . The values obtained by CS–GLA membrane for the same sequence of ions were of 20.25, 3.42, 2.54, 9.23 and 8.77  $mg\ g^{-1}$ .

**Keywords:** heavy metal; pollution; removal; water resources; crosslinking.

## INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos têm sido historicamente impactados com a introdução de grandes volumes de metais potencialmente tóxicos (MPT) provenientes de atividades dos setores primário (agricultura e mineração), secundário (indústrias metalúrgica, química, tecnológica, alimentícia etc.) e doméstico (WANG & CHEN, 2014; UDDIN, 2017). Desse modo, os múltiplos usos da água podem ser comprometidos, pois muitos desses metais apresentam alta persistência ambiental e, em determinadas concentrações, podem causar sérios danos ao meio ambiente e à saúde pública (WU *et al.*, 2016).

Esses impactos negativos, por sua vez, ocorrem principalmente quando os MPT se bioacumulam em plantas e animais ou biomagnificam nas cadeias tróficas (MGBEMENA & OBODO, 2015). As respostas fisiológicas mais frequentes a esses poluentes culminam em efeitos carcinogênicos, mutagênicos e teratogênicos, bem como em desregulamento do sistema endócrino (KOEDRITH *et al.*, 2013; YANG *et al.*, 2015), distúrbios neurológicos e alterações comportamentais (ALI *et al.*, 2013).

Desse modo, visto que a poluição por MPT em meio aquoso constitui processo dinâmico e complexo, fica evidente a importância da aplicação de técnicas que promovam o monitoramento das águas ou a remoção de íons. Portanto, esses procedimentos são ex-

tremamente importantes, pois recuperam a qualidade da água e proporcionam o uso sustentável dos recursos hídricos.

Nos últimos anos, é possível notar um crescente interesse da comunidade científica no desenvolvimento de produtos e procedimentos que promovam a separação dos metais pesados de águas residuais, tendo o processo de adsorção recebido atenção especial por constituir uma técnica simples, barata e de comprovada eficácia na remoção desses poluentes (BENASSI *et al.*, 2006; WANG & CHEN, 2014). O mecanismo-base desse processo, por sua vez, consiste na transferência de massa por meio da qual uma substância é transportada passivamente da fase líquida para a superfície de um sólido (adsorvente), em que, então, serão estabelecidas ligações por meio de interações físicas e/ou químicas que culminarão na redução da concentração dos contaminantes em solução (GREEN, 2007; ROUQUEROL *et al.*, 2013). Para atender às atuais exigências em termos de sustentabilidade e eficiência, é necessário que o adsorvente utilizado, entre outras características, tenha grande seletividade aos metais-alvo, produza baixa quantidade de resíduos secundários, seja de fácil aquisição, reutilizável, *eco-friendly* e biodegradável (BENASSI *et al.*, 2006; KYZAS & KOSTOGLU, 2014).

### Quitosana: aplicação ambiental

Com essas premissas, muitos trabalhos científicos têm utilizado a quitosana (CS) e seus derivados para a remoção de íons metálicos em níveis traço de meios aquosos (RINAUDO, 2006; WANG & CHEN, 2014; CRINI *et al.*, 2017). Esse biossorvente é um heteropolissacarídeo renovável, atóxico, abundante, acessível e obtido por meio da reação parcial de desacetilação dos grupos acetamina ( $R-NHCOCH_3$ ) da quitina (polímero natural oriundo da estrutura esquelética de artrópodes, anelídeos, moluscos e celenterados, da parede celular de fungos, das leveduras e das algas) (RINAUDO, 2006; ISLAM *et al.*, 2017). A quitosana apresenta característica hidrofílica, polieletrólítica em meio ácido e é composta de grupos 2-amino-2-desoxi-D-glicopiranosose (*GlcN*) (em maior proporção) unidos por ligações glicosídicas do tipo  $\beta$  (1 $\rightarrow$ 4) (BENASSI *et al.*, 2006; CRINI *et al.*, 2017). A grande capacidade de remoção desse biopolímero para diversos poluentes, entre eles,

os íons metálicos, deve-se aos pares de elétrons livres dos átomos de N e O, respectivamente, dos grupos funcionais amina ( $-NH_2$ ) e hidroxila ( $-OH$ ) presentes ao longo de sua cadeia, que podem ser carregados positivamente (em pH ácido) ou negativamente (em pH básico) e atuam como importantes sítios de coordenação (IGBERASE & OSIFO, 2015).

Apesar de a quitosana apresentar altas taxas de adsorção em seu estado natural, seu desempenho pode ser maximizado por meio de modificações químicas que são facilmente realizadas ao utilizar a reatividade do grupo amino primário da posição C2 e dos grupos hidroxila das posições C3 e C6 (WANG & CHEN, 2014; ISLAM *et al.*, 2017). Essas modificações, no entanto, ocorrem sem alterar a estrutura fundamental do biopolímero e conferem à quitosana novas propriedades (aumento da densidade dos locais de adsorção

e mudança de suas posições originais) ou melhoram as preexistentes (potencialização da seletividade, aumento da resistência física/mecânica e ampliação do espectro de pH para a remoção de íons metálicos) (YONG *et al.*, 2015; 2016). As técnicas de derivatização

## Reticulação

A reticulação ou reação de entrecruzamento pode ser reversível ou não e é realizada por agentes mono (ex.: epícloridrina — ECH) ou bifuncionais (ex.: glutaraldeído — GLA) que são “capazes” de unir as cadeias poliméricas da quitosana por mecanismos reacionais (GONSALVES *et al.*, 2011). A intensidade do entrecruzamento, contudo, sofre influência das condições experimentais (temperatura, pH e tempo de reação) (BEPPU *et al.*, 1999), das características físico-químicas do biopolímero (grau de desacetilação — GD — e massa relativa) (GUPTA & JABRAIL, 2006) e do agente reticulador (tipo e concentração) (BERGER *et al.*, 2004). Laus e de Fávère (2011) estudaram o efeito do pH na capacidade máxima de adsorção ( $q_{máx}$ ) de quitosana reticulada com ECH e trifosfato (TPP) para íons  $Cu^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  em soluções aquosas. Os valores de pH que obtiveram maior  $q_{máx}$  para  $Cu^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  foram, respectivamente, de 6,0 ( $q_{máx}=130,72 \text{ mg g}^{-1}$ ) e 7,0 ( $q_{máx}=83,75 \text{ mg g}^{-1}$ ). Motawie *et al.* (2014) reticularam quitosana derivada de carapaça de camarão com ECH sob condições alcalinas para determinar  $q_{máx}$  de íons  $U^{6+}$  em soluções de pH variando de 1 a 3. O melhor resultado foi obtido a  $30^{\circ}C$ , com  $pH=3$  e em 120 minutos de tempo de contato. A solução em  $pH=1$  apresentou menor remoção em razão da grande protonação dos grupos amina que reduziu a disponibilidade dos sítios de coordenação para os íons  $U^{6+}$ . Kyzas *et al.* (2014) observaram ganho na capacidade de adsorção do pó de quitosana para o íon  $Cd^{2+}$  em soluções aquosas, após modificação com

são bastante diversificadas, porém as mais relatadas na literatura são: inserção de grupos funcionais (BADAWI *et al.*, 2017), imobilização (SHAKER & YAKOUT, 2016), impressão de íons (MONIER *et al.*, 2016) e reticulação (THAKUR & VOICU, 2016).

ácido itacônico e reticulação com GLA ou ECH. Os valores de  $q_{máx}$  obtidos foram de 405 e 331  $\text{mg g}^{-1}$  para GLA e ECH, respectivamente.

Entretanto, o processo de reticulação em quitosana pode, em alguns casos, reduzir sua capacidade adsorptiva para íons metálicos (OSIFO *et al.*, 2008), visto que os agentes reticulantes reagem com os principais sítios de coordenação desse biopolímero (grupos amínicos e hidroxílicos) para formar as ligações cruzadas (GONSALVES *et al.*, 2011). Sahin *et al.* (2011), por exemplo, protegeram os grupos ( $-NH_2$ ) da quitosana com benzaldeído antes da reticulação com ECH e da inserção de novos grupos funcionais no biopolímero, para estudar a remoção de íons  $Cu^{2+}$  em meio aquoso. Verificou-se que a reticulação se deu preferencialmente nos grupos  $C_6-OH$  da quitosana.

Diante do exposto, o presente trabalho teve a finalidade de realizar um estudo comparativo da capacidade de adsorção de íons metálicos potencialmente tóxicos por membranas de quitosana modificadas por reticulação com epícloridrina (CS-ECH) ou glutaraldeído (CS-GLA) (via reação heterogênea e covalente de entrecruzamento), visando à utilização desses materiais em possíveis processos de remediação de águas e/ou efluentes contaminados. Para isso, foram utilizadas soluções aquosas sintéticas multielementares ( $Al^{3+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Zn^{2+}$ ) em variadas concentrações.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Para atender ao objetivo proposto, membranas de quitosana foram produzidas e então reticuladas com ECH ou GLA. As alterações em âmbito químico e morfológico resultantes dessa modificação foram observadas, respectivamente, por espectroscopia na região do infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), acoplada a um elemento de reflexão total atenuada com cristal de diamante (ATR), e por microscopia eletrônica de varredura (SEM) com

sonda para espectrometria de raios X por energia dispersiva (EDS). Os testes de cinética e de equilíbrio de adsorção foram realizados por meio do preparo de soluções multielementares ( $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Zn^{2+}$  e  $Cd^{2+}$ ) com diferentes concentrações (em  $pH 5,0$ ;  $I=0,01 \text{ mol L}^{-1}$  ( $NaNO_3$ ) e  $t=25^{\circ}C$ ) contendo a mesma quantidade de massa de adsorvente. Alíquotas foram extraídas dos Erlenmeyer em tempos regulares até o final do experimento (2.280 min)



para quantificar os metais remanescentes em solução por meio de espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). Em posse dos dados experimentais, as taxas de remoção e o tempo de equilíbrio foram determinados. Os modelos de pseudoprimeira e pseudossegunda

ordens foram aplicados para averiguar qual processo preponderou durante a adsorção dos analitos; e o estudo do equilíbrio de adsorção foi realizado aplicando os modelos de isotermas de Langmuir e Freundlich aos dados experimentais para determinação de  $q_{m\acute{a}x}$ .

## Síntese das membranas de quitosana

Uma solução de 1% em massa de quitosana (GD entre 75 e 85% e peso molecular médio de 122,74 kDa) (Sigma-Aldrich®, St. Louis, Estados Unidos) foi obtida com a dissolução de 5 g do polímero em 495 mL de ácido acético (3% em volume) (Merck®, São Paulo, Brasil), mantendo-se sob agitação magnética (Quimis®, Q221M, Diadema, Brasil) a 140 rpm, em temperatura constante de 25°C, por 24 horas. A solução viscosa resultante com, aproximadamente, 5% (m/v) de quitosana foi filtrada duas vezes com o auxílio de tela de *nylon* para remoção dos materiais insolúveis, obtendo-se um filtrado límpido e homogêneo. Feito isso, 150 g de gel foram vertidos

em placa de petri (13,5 cm de diâmetro) e colocados em estufa a 60°C por 48 horas para evaporação do ácido acético. Em seguida, a placa foi preenchida com NaOH 1 mol L<sup>-1</sup> (Synth®, São Paulo, Brasil) por 24 horas para promover a neutralização dos grupos amino da quitosana. O filme, então, foi retirado da placa e lavado com água ultrapura em abundância (resistividade de 18,2 MΩ.cm) e estocado em água de mesma qualidade a 4°C (PAIVA, 2009). Todas as membranas foram igualmente cortadas em discos (A=4,90 cm<sup>2</sup>) e seccionadas obliquamente para aumentar a superfície de contato.

## Reticulação das membranas de quitosana com epícloridrina ou glutaraldeído

Seguindo a metodologia de Vieira e Beppu (2006), a reticulação heterogênea com ECH (Sigma-Aldrich®, Vetec, São Paulo, Brasil) foi realizada por meio da imersão de 3 g de membranas úmidas de quitosana em 50 mL de solução do reticulador a 0,01 mol L<sup>-1</sup> (preparada em 0,067 mol L<sup>-1</sup> NaOH) a 40°C, mantendo-se sob constante agitação magnética (Solab-SL 91) por 2 horas. Feito isso, os filmes foram lavados com água ultrapura para remover os resíduos de ECH que

não reagiram com a quitosana. Já a reticulação heterogênea com GLA (Synth®, São Paulo, Brasil) foi feita por meio da imersão de 3 g de filme úmido de quitosana em 50 mL de solução do reticulante a 0,75% em massa, sem agitação, em temperatura ambiente por 2 horas. Em seguida, as membranas foram lavadas com água ultrapura para remoção do excesso de GLA (VIEIRA & BEPPU, 2006).

## Métodos de caracterização

### *Espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier*

Foram realizadas nas membranas de CS natural (NCS) e reticuladas as análises de espectroscopia de infravermelho utilizando-se a técnica de FTIR (Varian Espectrometer Modelo 660) acoplada a um elemento de ATR com cris-

tal de diamante (Pike Technologies Glade), para confirmar quais grupos funcionais estavam presentes na NCS antes e após a modificação química. As análises de FTIR foram feitas no espectro da região de 4.000 – 400 cm<sup>-1</sup>.

### *Caracterização morfológica e análise elementar*

Para comparar as mudanças físicas e identificar os componentes químicos das amostras, foram realizadas as análises morfológica e composicional semiquantitativa das membranas (com e sem reticulação) via ca-

acterização de superfície por SEM (JEOL JSM-6010LA), com tensão de aceleração de 2,5 kV, acoplada a analisador de espectrometria de raios X por energia dispersiva (EDS).

## Determinação da capacidade de adsorção

### Tempo de equilíbrio e cinética de adsorção

Para a determinação desses itens, foram preparadas soluções ( $v=100$  mL) multielementares dos analitos ( $Al^{3+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Zn^{2+}$ ) em diferentes concentrações ( $0,25 - 15$   $mg\ L^{-1}$ ), de força iônica  $0,01$   $mg\ L^{-1}$  (determinada com  $NaNO_3$ ), pH  $5,0 \pm 0,1$  (ajuste realizado com soluções de HCl e NaOH) (Quimis®, Q400AS, Diadema, Brasil). Cada solução recebeu 3 discos ( $m=0,368$  g) de quitosana reticulada (ECH/GLA) e, em seguida, foi submetida à agitação magnética (Quimis®, 225M, Diadema, Brasil) constante de 140 rpm por até 48 horas em temperatura ambiente ( $25^\circ C$ ). Feito isso, alíquotas de 2,5 mL foram retiradas em intervalos regulares (15; 30; 60; 120; 240; 480; 1.440 e 2.880 min) até atingir o ponto de equilíbrio, para estudar o efeito do tempo de contato no processo de adsorção. Posteriormente, as amostras foram acidificadas em solução de  $HNO_3$  a 2%, e os metais em solução, quantificados por ICP-OES. A quantidade de íons metálicos adsorvidos no equilíbrio ( $q_e$ ) foi calculada de acordo com a Equação 1:

$$q_e = \frac{(C_o - C_e) \times V}{m} \quad (1)$$

Em que:

$q_e$  = a quantidade ( $mg\ g^{-1}$ ) de íons metálicos adsorvidos pelos discos de quitosana com reticulação (ECH/GLA) no equilíbrio;

$C_o$  e  $C_e$  = as concentrações metálicas ( $mg\ L^{-1}$ ) na solução inicial e após a adsorção, respectivamente;

$V$  = o volume (L) da solução;

$m$  = o peso total (g) dos discos de quitosana utilizados.

O percentual de metal removido em razão da biossorção foi calculado de acordo com a Equação 2:

$$\% \text{ de remoção} = \frac{(C_o - C_e)}{C_o} \times 100 \quad (2)$$

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização das membranas de quitosana natural e reticuladas

#### *Espectroscopia na região do infravermelho com transformada de Fourier-reflexão total atenuada com cristal de diamante*

A identificação das bandas características ou de novos agrupamentos químicos das membranas de CS-ECH e CS-GLA foi realizada por meio da técnica de FTIR (Figura 1). Desse modo, verificou-se quais foram as mudanças ocorridas na estrutura da quitosana após o processo de reticulação. Para CS-ECH, é possível notar modificações nos comprimentos de onda a  $1.031$  (estiramento vibracional C-O de álcoois primários),  $1.075$  (amina alifática),  $1.150$  (estiramento assimétrico da ponte C-O-C),  $1.320$  (grupos N-acetilglucosamina),  $1.377$  (ligação C-N),  $1.419$  (vibrações de deformação do N-H de amina primária),  $1.638$  (estiramento C=O dos grupos de amina I) e  $3.355$   $cm^{-1}$  (estiramento de N-H e estiramento de -OH). Observou-se aumento na intensidade entre  $1.000$  e  $1.300$   $cm^{-1}$ , indicando a formação da ligação (C-O), característica do processo de reticulação com ECH (NGAH *et al.*, 2002). As bandas

$1.075$  e  $1.031$   $cm^{-1}$  também tiveram suas intensidades diminuídas.

Na membrana de CS-GLA é possível observar alterações nas ondas a  $661$ ,  $668$  (estruturas poliméricas),  $1.032$  (estiramento de ligação C-O de álcoois primários),  $1.632$  (estiramento C=O dos grupos de amidas I),  $2.341$  (estiramento C=N),  $2.360$  (amina primária) e  $3.350$   $cm^{-1}$  (estiramento de N-H e estiramento de -OH). O entrecruzamento de CS com GLA se dá a partir da reação entre os grupos -NH<sub>2</sub> e -OH do biopolímero com os grupos -C=O do reticulador, culminando, dessa forma, na perda de uma molécula de água e na formação de ligação imina (C=N) (WANG *et al.*, 2004). Também foi possível observar a diminuição da intensidade do grupo a  $3.350$   $cm^{-1}$ , o que indica, portanto, que o processo de reticulação ocorreu por meio desses grupos (estiramento de N-H e estiramento de -OH). Além disso, houve o aparecimento de duas novas ban-

das, sendo elas a 2.360 e a 2.341  $\text{cm}^{-1}$  (ligação imina), que correspondem à azometina formada após a conversão dos grupos amina da quitosana por meio do processo de reticulação com GLA; e o desaparecimento das bandas que se situam na região de 1.100 a 1.300  $\text{cm}^{-1}$  (grupos aminas que acabam se reduzindo em resposta ao bloqueio por GLA), culminando na formação

### *Espectrometria de raios X por energia dispersiva*

O espectro EDS da membrana sem reticulação indicou a contagem relativa em porcentagem de massa de 60,29% de carbono (C), 11,22% de nitrogênio (N) e 28,49% de oxigênio (O). A presença desses elementos está relacionada com a própria estrutura da quitosana. A amostra CS-ECH revelou percentuais de 62,95% de C; 10,03% de N; e 27,02% de O. Nota-se aumento no percentual de C e ligeira redução no percentual de N e O. Essas variações sinalizam que o processo de reticulação se deu principalmente nos grupos hidroxila do

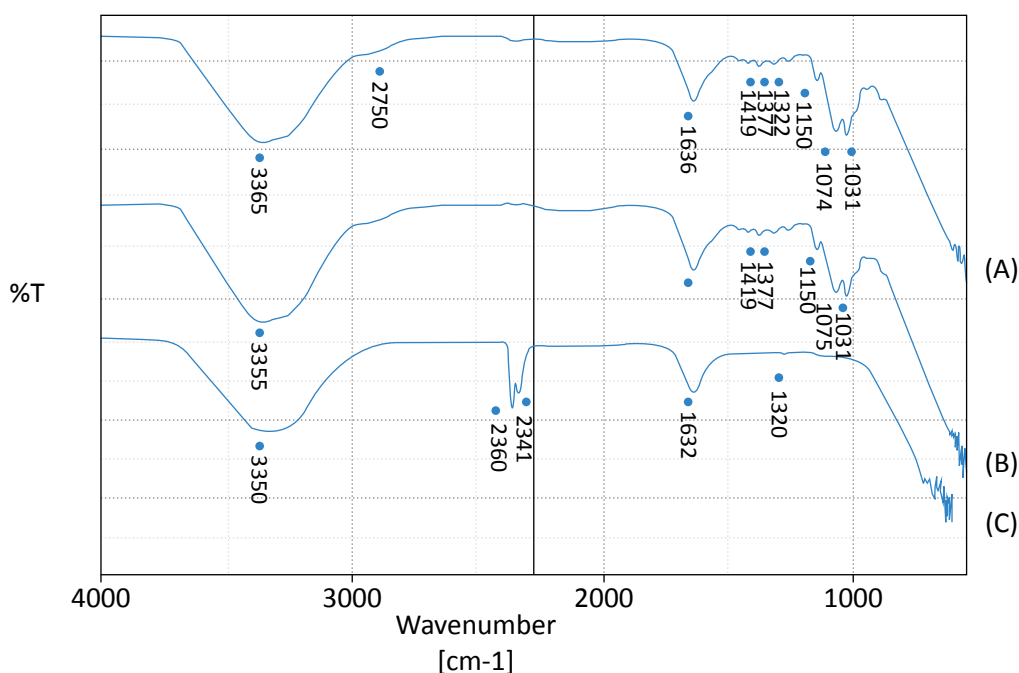
### **Efeito do tempo de contato**

A variação da taxa de remoção (%) (Equação 2) dos metais em função do tempo de contato em CS-ECH e CS-GLA, de modo geral, foi reduzida conforme a con-

da ligação N=C (WANG *et al.*, 2004); portanto, essas modificações ratificam o sucesso da reticulação com GLA. Houve diminuição da banda a 1.632  $\text{cm}^{-1}$  (estiramento C=O dos grupamentos de amidas I) e ocorreram picos na região de 668 a 661  $\text{cm}^{-1}$  referentes ao surgimento de estruturas poliméricas que possuem anel aromático, fruto da reticulação dessa natureza.

polímero e houve também a adição de carbono proveniente do reticulador ECH. Por outro lado, a membrana de CS-GLA apresentou valores para os mesmos elementos de 71,33, 7,10 e 21,57%; verifica-se, portanto, aumento no percentual de C e diminuição dos percentuais de N e O. As aminas foram preferencialmente utilizadas no processo de reticulação com GLA, pois esse grupo constitui o arcabouço das bases de *Schiff*. Resultados semelhantes podem ser conferidos no trabalho de Vieira (2008).

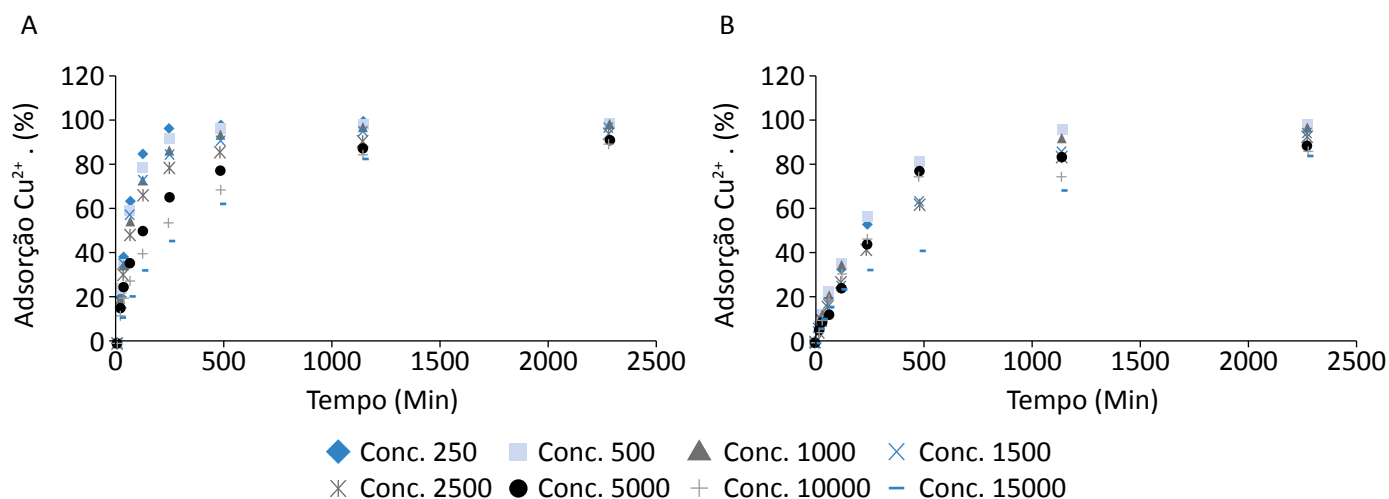
centração das soluções iniciais aumentou, havendo, portanto, efeito de massa nesse experimento (Figuras 2A e 2B).



**Figura 1 – Espectro de absorção no infravermelho de membrana de quitosana natural (A), membrana de quitosana reticulada com epícloridrina (B) e membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído (C).**

Esse fenômeno, por sua vez, pode ter ocorrido em função do aumento progressivo da competição entre os íons metálicos pelos mesmos sítios ativos do adsorvente. Conclui-se, então, que a dosagem do adsorvato pode ser considerada um fator importante por determinar a capacidade adsortiva das membranas em análise. Pelas Tabelas 1 e 2, referentes às taxas de adsorção obtidas no final do experimento (2.280 min), verificou-se que os percentuais de ad-

sorção dos analitos foram maiores em CS-ECH, e que o íon  $\text{Cu}^{2+}$  apresentou os índices mais altos de remoção para todas as concentrações e em ambas as amostras de adsorvente (média de 96% em CS-ECH e 92% em CS-GLA). Além disso, os tempos de equilíbrio obtidos sinalizaram que o processo adsortivo na quitosana reticulada com GLA ocorreu mais lentamente ( $\geq 2.280$  min), assim como foi observado por Vieira (2008).



**Figura 2 – Efeito do tempo de contato nas capacidades de adsorção (%) de membrana de quitosana reticulada com epícloridrina (A) e membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído (B) para íon  $\text{Cu}^{2+}$  (100 mL, [0,25–15,00 mg L<sup>-1</sup>], 0,368 g de adsorvente e pH 5).**

**Tabela 1 – Percentual de adsorção dos elementos  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$  em t=2.280 minutos em diferentes concentrações iniciais (mg L<sup>-1</sup>) de solução multielementar com membrana de quitosana reticulada com epícloridrina.**

Concentração (mg L <sup>-1</sup> )	Íon metálico				
	$\text{Al}^{3+}$	$\text{Cu}^{2+}$	$\text{Pb}^{2+}$	$\text{Cd}^{2+}$	$\text{Zn}^{2+}$
0,25	88%	100%	95%	68%	58%
0,50	88%	100%	75%	57%	46%
1,00	78%	99%	65%	59%	43%
1,50	51%	98%	75%	62%	52%
2,50	45%	94%	64%	53%	40%
5,00	36%	92%	31%	33%	21%
10,00	38%	90%	29%	37%	18%
15,00	68%	93%	39%	48%	25%

CS-ECH: membrana de quitosana reticulada com epícloridrina

## Cinética de adsorção

A fim de identificar o mecanismo cinético responsável por controlar o processo de adsorção, como transferência de massa na solução e reação química, foram realizadas as

análises comparativas dos coeficientes de correlação ( $R^2$ ) e dos valores do teste do  $\chi^2$  das equações de pseudoprimeira e pseudossegunda ordens (Tabelas 3 e 4).

**Tabela 2 – Percentual de adsorção dos elementos  $Al^{3+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Zn^{2+}$  em  $t=2280$  minutos em diferentes concentrações iniciais ( $mg\ L^{-1}$ ) de solução multielementar com membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído.**

Concentração ( $mg\ L^{-1}$ )	Íon metálico				
	$Al^{3+}$	$Cu^{2+}$	$Pb^{2+}$	$Cd^{2+}$	$Zn^{2+}$
0,25	86%	99%	81%	29%	24%
0,50	75%	98%	78%	31%	27%
1,00	62%	97%	65%	30%	25%
1,50	40%	95%	50%	24%	18%
2,50	49%	94%	49%	23%	28%
5,00	59%	89%	66%	32%	28%
10,00	64%	86%	54%	30%	24%
15,00	72%	85%	42%	27%	20%

CS–GLA: membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído

**Tabela 3 – Parâmetros cinéticos de adsorção em membrana de quitosana reticulada com epícloridrina referentes aos modelos cinéticos de pseudoprimeira e pseudossegunda ordens.**

Metal	Con c. ( $mg\ L^{-1}$ )	Pseudoprimeira ordem	$R^2$	$k_1$ ( $min^{-1}$ )	$q_{exp}$ ( $mg\ g^{-1}$ )	$q_{calc}$ ( $mg\ g^{-1}$ )	$\chi^2$
$Al^{3+}$	0,25	$y = -0,0012x + 1,9857$	0,9588	$2,76 \times 10^{-3}$	56,52	96,76	16,73
$Cu^{2+}$	0,25	$y = -0,0035x + 1,8335$	0,9977	$8,06 \times 10^{-3}$	67,69	63,78	0,23
$Pb^{2+}$	0,25	$y = -0,0007x + 1,7011$	0,9622	$1,61 \times 10^{-3}$	62,84	50,24	3,16
$Cd^{2+}$	0,25	$y = -0,0002x + 1,4939$	0,8281	$4,60 \times 10^{-4}$	45,91	31,18	6,95
$Zn^{2+}$	0,25	$y = -0,0002x + 1,3775$	0,8387	$4,60 \times 10^{-4}$	39,57	23,85	10,36
Metal	Conc. ( $mg\ L^{-1}$ )	Pseudossegunda ordem	$R^2$	$k_2$ ( $g\ mg^{-1}\ min^{-1}$ )	$q_{exp}$ ( $mg\ g^{-1}$ )	$q_{calc}$ ( $mg\ g^{-1}$ )	$\chi^2$
$Al^{3+}$	0,25	$y = 0,0168x + 0,4196$	0,9988	$6,72 \times 10^{-4}$	56,52	59,52	0,15
$Cu^{2+}$	0,25	$y = 0,0145x + 0,3595$	0,9994	$5,84 \times 10^{-4}$	67,69	68,96	0,02
$Pb^{2+}$	0,25	$y = 0,0149x + 1,5705$	0,9949	$1,41 \times 10^{-4}$	62,84	67,11	0,27
$Cd^{2+}$	0,25	$y = 0,0216x + 2,072$	0,9925	$2,25 \times 10^{-4}$	45,91	46,29	0,003
$Zn^{2+}$	0,25	$y = 0,0251x + 1,9517$	0,9936	$3,22 \times 10^{-4}$	39,57	39,84	0,001

CS–ECH: membrana de quitosana reticulada com epícloridrina;  $R^2$ : coeficiente de correlação;  $k_1$ : constante de velocidade de adsorção de pseudoprimeira ordem ( $min^{-1}$ );  $k_2$ : constante de velocidade de adsorção de pseudossegunda ordem ( $g\ mg^{-1}\ min^{-1}$ );  $q_{exp}$ : quantidade de metal adsorvida no equilíbrio ( $mg\ g^{-1}$ ) determinada experimentalmente;  $q_{calc}$ : quantidade de metal adsorvida no equilíbrio ( $mg\ g^{-1}$ ) calculada pelo modelo cinético.



### Modelo cinético de pseudoprimeira ordem

O modelo cinético de pseudoprimeira ordem é utilizado em processos de adsorção do soluto de uma solução líquida e tem embasamento na capacidade de adsorção do sólido. A equação linearizada de pseudoprimeira ordem é apresentada na Equação 3 (LAGERGREN, 1898).

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (3)$$

### Modelo cinético de pseudossegunda ordem

O modelo cinético de pseudossegunda ordem é embasado na capacidade de adsorção da fase sólida e descreve o comportamento durante todo o tempo de contato. O modelo linear de pseudossegunda ordem é apresentada pela Equação 4 (HO & MCKAY, 1998):

$$t/q_t = (1/k_2 q_e^2) + t/q_e \quad (4)$$

Se a cinética de pseudossegunda ordem é aplicável, um gráfico  $(t/q)$  versus  $t$  deve mostrar uma relação linear, com coeficiente linear  $(1/k_2 q_e^2)$  e coeficiente angu-

Em que:

$q_e$  e  $q_t$  = a quantidade de metal adsorvida no equilíbrio ( $\text{mg g}^{-1}$ ) e no tempo  $t$  (min), respectivamente;

$k_1$  = a constante de velocidade de adsorção de pseudoprimeira ordem ( $\text{min}^{-1}$ ). Esta pode ser calculada pelo coeficiente angular da reta do gráfico  $\ln(q_e - q_t)$  versus  $t$ .

lar  $1/q_e$ . O valor da constante  $k$  é obtido por meio do coeficiente angular (HO & MCKAY, 1999).

Para  $t=0$ , a taxa inicial de sorção  $h$  é dada pela Equação 5:

$$h = k_2 q_e^2 \quad (5)$$

Em que:

$k_2$  = a constante de velocidade de adsorção de pseudossegunda ordem ( $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$ );

$h$  = a taxa de adsorção inicial ( $\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1}$ ).

**Tabela 4 – Parâmetros cinéticos de adsorção em membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído referentes aos modelos cinéticos de pseudoprimeira e pseudossegunda ordens.**

Metal	Con c. ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Pseudoprimeira ordem	$R^2$	$k_1$ ( $\text{min}^{-1}$ )	$q_{\text{exp}}$ ( $\text{mg g}^{-1}$ )	$q_{\text{calc}}$ ( $\text{mg g}^{-1}$ )	$\chi^2$
$\text{Al}^{3+}$	0,25	$y = -0,0022x + 1,6363$	0,9028	$5,06 \times 10^{-3}$	58,22	43,28	5,15
$\text{Cu}^{2+}$	0,25	$y = -0,0003x + 1,8047$	0,9959	$6,90 \times 10^{-4}$	65,98	63,78	0,07
$\text{Pb}^{2+}$	0,25	$y = -0,0002x + 1,7007$	0,978	$4,60 \times 10^{-4}$	55,00	50,19	0,46
$\text{Cd}^{2+}$	0,25	$y = -0,0002x + 1,2624$	0,9852	$4,60 \times 10^{-4}$	19,57	18,30	0,08
$\text{Zn}^{2+}$	0,25	$y = -0,0002x + 1,1917$	0,9821	$4,60 \times 10^{-4}$	16,55	15,54	0,06
Metal	Conc. ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Pseudossegunda ordem	$R^2$	$k_2$ ( $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$ )	$q_{\text{exp}}$ ( $\text{mg g}^{-1}$ )	$q_{\text{calc}}$ ( $\text{mg g}^{-1}$ )	$\chi^2$
$\text{Al}^{3+}$	0,25	$y = 0,0167x + 0,8178$	0,9984	$3,41 \times 10^4$	58,22	59,88	0,04
$\text{Cu}^{2+}$	0,25	$y = 0,0138x + 2,4041$	0,9875	$7,92 \times 10^{-5}$	65,98	72,46	0,57
$\text{Pb}^{2+}$	0,25	$y = 0,0171x + 2,9578$	0,9859	$9,88 \times 10^{-5}$	53,14	58,47	0,48
$\text{Cd}^{2+}$	0,25	$y = 0,0349x + 9,6683$	0,9434	$1,25 \times 10^{-4}$	19,57	28,65	2,87
$\text{Zn}^{2+}$	0,25	$y = -0,0002x + 1,1917$	0,9821	$3,19 \times 10^{-4}$	16,55	15,54	0,06

CS–GLA: membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído;  $R^2$ : coeficiente de determinação;  $k_1$ : constante de velocidade de adsorção de pseudoprimeira ordem ( $\text{min}^{-1}$ );  $k_2$ : constante de velocidade de adsorção de pseudossegunda ordem ( $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$ );  $q_{\text{exp}}$ : quantidade de metal adsorvida no equilíbrio ( $\text{mg g}^{-1}$ ) determinada experimentalmente;  $q_{\text{calc}}$ : quantidade de metal adsorvida no equilíbrio ( $\text{mg g}^{-1}$ ) calculada pelo modelo cinético.

Por meio da reta do gráfico de  $t/q_t$  versus  $t$  pode-se calcular  $k_2$  pelo coeficiente linear.

A título de exemplo, nas Tabelas 3 e 4 estão apresentadas as equações lineares dos modelos cinéticos de pseudoprimeira e pseudossegunda ordens com seus respectivos coeficientes de correlação para a solução de  $0,25 \text{ mg L}^{-1}$  das amostras de CS–ECH e CS–GLA. Todas as soluções provenientes de CS–ECH apresentaram boa correlação  $R^2$  com a equação de pseudossegunda ordem, ou seja, a etapa limitante determinante do mecanismo cinético pode ser a adsorção química; portanto, ocorre o envolvimento de forças de valência por intermédio do compartilhamento ou da troca de elétrons entre adsorvente e adsorvato (SEPTHUM *et al.*, 2007). O melhor ajuste a esse tipo de mecanismo pôde ser confirmado pelo menor grau de dispersão obtido pelo teste do  $\chi^2$  dos resultados previstos pelo modelo ( $q_{\text{calc}}$ ) em relação aos valores de  $q_e$  determinados experimentalmente ( $q_{\text{exp}}$ ). Já a análise comparativa do  $R^2$  e do  $\chi^2$  das soluções provenientes da amostra de CS–GLA revela que os analitos estudados, exceto pelo íon  $\text{Al}^{3+}$ , apresentaram cinética de adsorção de pseudoprimeira ordem. Esse modelo, geralmente, tem melhor aplicação em tempos acima de 20 a 30 minutos iniciais do processo de adsorção, e a velocidade de remoção do adsorvato da solução é proporcionalmente dependente do número de sítios de ligação disponíveis no adsorvente (HO & MACKAY, 1999). Aliabadi *et al.* (2013) também obtiveram boa correlação dos dados experimentais de adsorção de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$  em membrana de nanofibras formadas por quitosana e poli (óxido de etileno) com o modelo cinético de pseudoprimeira ordem.

Por meio da análise dos parâmetros cinéticos de CS–ECH e CS–GLA é possível observar que o valor da cons-

tante de velocidade de adsorção ( $k$ ) diminui à medida que a ( $C_0$ ) aumenta; portanto, isso pode ter refletido no tempo de equilíbrio (2.280 min) das soluções. A existência de uma quantidade definida de sítios ativos nas superfícies dos adsorventes pode explicar tal fato; então, em concentrações mais baixas, há sítios de coordenação disponíveis para que os íons metálicos sejam adsorvidos sem grandes dificuldades. Já o estudo das velocidades de adsorção obtidas das amostras CS–ECH e CS–GLA revelou que o segundo tipo de adsorvente apresentou valores mais baixos para esse parâmetro, mesmo em baixas concentrações iniciais, o que sinaliza uma adsorção ainda mais lenta. O íon  $\text{Al}^{3+}$  apresentou, em grande parte das soluções e em ambos os tipos de amostras, os maiores valores da constante de velocidade, seguido dos elementos  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$ . A taxa inicial de adsorção ( $h$ ) ( $\text{mg g}^{-1} \text{ min}^{-1}$ ), em média, para íons  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$  em CS–ECH foi, respectivamente, de 20,83; 10,98; 10,31; 6,85 e 6,19. Para os mesmos íons em CS–GLA, os valores obtidos foram, respectivamente, de 6,66; 6,86; 2,86; 3,94 e 2,92. Esse parâmetro sinaliza que a adsorção inicial também apresentou diferenças entre os dois tipos de membrana, tendo a amostra CS–GLA apresentado médias mais modestas para todos os analitos em estudo. O processo de reticulação com GLA provoca a reorganização da estrutura química das cadeias poliméricas (WEBSTER *et al.*, 2007) e isso pode constituir uma possível explicação para o retardamento do processo adsorvativo nesse tipo de membrana, o que justifica os valores reduzidos para os parâmetros cinéticos em CS–GLA. Por outro lado, o íon  $\text{Al}^{3+}$ , independentemente do tipo de adsorvente, obteve a maior taxa inicial de adsorção ( $h$ ). Já o íon  $\text{Cu}^{2+}$  obteve o segundo lugar na média de ( $h$ ) em ambas as amostras.

## Isoterma de adsorção

As isotermas de adsorção descrevem a relação entre adsorvato e adsorvente no equilíbrio (WAN *et al.*, 2010), além de serem o meio mais comum de estabelecer se o processo adsorvativo se trata de quimissorção ou fisissorção. O modelo de Langmuir supõe que a superfície do adsorvente possua sítios energéticos idênticos e que cada molécula do adsorbato ocupe um único sítio, bem como prevê a formação de uma monocamada de cobertura de adsorbato na superfície do adsorvente. Já o modelo de Freundlich descreve uma

adsorção reversível heterogênea, visto que não se restringe a uma monocamada de cobertura do adsorvente (MCKAY, 1996).

De acordo com os coeficientes de determinação calculados para ambos os modelos isotérmicos para as mostras de CS–ECH e CS–GLA (Tabela 5), a isoterma de Langmuir não foi aplicada com sucesso para todas as soluções, portanto, o modelo de Freundlich apresentou melhor ajuste para o processo de adsorção deste trabalho.

A equação matemática utilizada para essa isoterma é expressa pela Equação 6, sendo comumente utilizada sua forma linearizada Equação 7 (SUBRAMAYAN; DAS, 2009):

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (6)$$

$$\ln q_e = \ln K_F + 1/n \ln C_e \quad (7)$$

Em que:

$K_F$  = a constante de Freundlich ( $\text{mg g}^{-1}$ ) que indica a capacidade de sorção do adsorvente.

O parâmetro “n” está relacionado com a distribuição dos sítios energéticos do adsorvente. Esse fator prediz se a isoterma é favorável (sendo os valores entre 0,1 e 1 indicadores de um ambiente que favorece a adsorção). Os valores das constantes de Freundlich e  $1/n$  da equação linearizada podem ser obtidos plotando o gráfico de  $\ln q_e$  versus  $\ln C_e$ .

Os valores do fator (n) obtidos para os íons  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$  para os dois tipos de adsorvente CS–ECH e CS–GLA foram, respectivamente, de 1,88; 2,11; 1,53; 1,61; 1,33 e 1,50; 1,45; 1,32; 1,04; 1,00, sendo esses índices indicadores de adsorção favorável. Os valores de

$1/n$  para os mesmos íons em CS–ECH e CS–GLA foram, respectivamente, de: 0,52; 0,47; 0,65; 0,62; 0,74 e 0,66; 0,68; 0,75; 0,95; 0,99. Se o valor de  $1/n$  está entre 0,1 e 1, o processo de adsorção é descrito por quimissorção; e quanto mais próximo de 0, assume-se que mais heterogênea é a superfície da fase sólida.

Os valores de  $q_{\text{máx}}$  obtidos por CS–ECH para os íons  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$  foram, respectivamente, de 53,87; 13,66; 4,41; 2,31 e 1,66  $\text{mg g}^{-1}$ . Já os valores de  $q_{\text{máx}}$  na amostra de CS–GLA para os mesmos metais foram, respectivamente, de 20,25; 3,42; 2,54; 9,23 e 8,77  $\text{mg g}^{-1}$ . Com esses dados é possível constatar que o íon  $\text{Cu}^{2+}$  foi o analito mais removido em ambos os adsorventes. Entretanto, em CS–GLA, o  $q_{\text{máx}}$  verificado para esse mesmo íon corresponde apenas a 37% do valor obtido por CS–ECH. Já os íons  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Al}^{3+}$ , que foram, respectivamente, o segundo e o terceiro elementos mais removidos por CS–ECH, também apresentaram valores reduzidos em CS–GLA. A diminuição da capacidade de sorção em quitosana reticulada com GLA foi relatada em outros trabalhos (BARONI *et al.*, 2008; WU *et al.*, 2010). Esse fenômeno ocorre possivelmente pelo bloqueio dos grupos aminosídicos livres da quitosana durante a formação das bases *Schiff* no processo de reticulação com GLA.

**Tabela 5 – Coeficientes de determinação das isotermas de Freundlich e Langmuir em membrana de quitosana reticulada com epicloridrina e membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído.**

Metal	Freundlich (CS-ECH)	R <sup>2</sup>	Metal	Freundlich (CS-GLA)	R <sup>2</sup>
$\text{Al}^{3+}$	$y = 0,6506x + 0,6453$	0,859	$\text{Al}^{3+}$	$y = 0,7531x + 0,4054$	0,8363
$\text{Cu}^{2+}$	$y = 0,5293x + 1,7314$	0,9541	$\text{Cu}^{2+}$	$y = 0,665x + 1,3066$	0,9942
$\text{Pb}^{2+}$	$y = 0,473x + 1,1357$	0,9224	$\text{Pb}^{2+}$	$y = 0,6891x + 0,5352$	0,941
$\text{Cd}^{2+}$	$y = 0,747x + 0,2207$	0,9497	$\text{Cd}^{2+}$	$y = 0,9906x - 0,9431$	0,9865
$\text{Zn}^{2+}$	$y = 0,62x + 0,3639$	0,9232	$\text{Zn}^{2+}$	$y = 0,9598x - 0,9655$	0,9742
Metal	Langmuir (CS-ECH)	R <sup>2</sup>	Metal	Langmuir (CS-GLA)	R <sup>2</sup>
$\text{Al}^{3+}$	$y = 0,0005x + 1,9829$	0,3138	$\text{Al}^{3+}$	$y = -5\text{E-}05x + 2,4936$	0,0029
$\text{Cu}^{2+}$	$y = 0,0003x + 0,1196$	0,6456	$\text{Cu}^{2+}$	$y = 0,0007x + 0,1295$	0,9772
$\text{Pb}^{2+}$	$y = 0,0008x + 1,7062$	0,6211	$\text{Pb}^{2+}$	$y = 0,0004x + 1,8942$	0,5492
$\text{Cd}^{2+}$	$y = 0,0004x + 2,8003$	0,3568	$\text{Cd}^{2+}$	$y = 0,0024x + 7,8931$	0,7818
$\text{Zn}^{2+}$	$y = 0,001x + 4,6037$	0,6088	$\text{Zn}^{2+}$	$y = 0,004x + 9,5583$	0,7411

CS–ECH: membrana de quitosana reticulada com epicloridrina; CS–GLA: membrana de quitosana reticulada com glutaraldeído; R<sup>2</sup>: coeficiente de determinação.

O nitrogênio presente nos grupos amina atua como doador de elétrons, de modo que ligações dativas com íons de metais de transição podem ser estabelecidas (NGAH *et al.*, 2005). Em CS–ECH, o processo de reticulação se deu principalmente com os grupos hidroxila da quitosana, portanto, um maior número de grupos amina ( $-\text{NH}_2$ ) ficou disponível para coordenar com os analitos, e isso se traduziu em valores mais elevados de  $q_{\text{máx}}$ . Contudo, os íons  $\text{Cd}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$  foram mais adsorvidos em CS–GLA, contrariando a tendência vista nos demais íons metálicos. Provavelmente, o surgimento de novos sítios de ligação após o entrecruzamento, como ligações imino, terminais

de aldeído não reagidos ou grupos álcoois e hidroxilo não reagidos a partir de quitosana original (VIEIRA & BEPPU, 2006), favoreceu esses analitos. Rangel-Mendez *et al.* (2009), por exemplo, por meio de análise com infravermelho (IR) em quitosana, observaram a coordenação de  $\text{Cd}^{2+}$  com grupos álcoois secundários. Porém, as características intrínsecas dos íons metálicos (propriedades paramagnéticas, *spin*, estado de oxidação, valência) (WEBSTER *et al.*, 2007), do sorvente (carga iônica, área superficial, tamanho do poro, densidade e grupos funcionais livres na superfície) e da solução (pH, temperatura) podem ter grande influência no processo de adsorção.

## CONCLUSÃO

Verificou-se, pela análise de infravermelho nas amostras de quitosana modificadas quimicamente com ECH e GLA, a presença dos grupos funcionais esperados para cada tipo de reticulação; portanto, o processo de entrecruzamento foi realizado com sucesso. Nos ensaios de adsorção, a cinética de pseudossegunda ordem apresentou os maiores coeficientes de correlação para todos os analitos na amostra CS–ECH. Em CS–GLA, a maioria dos íons metálicos obteve boa correlação ( $R^2$ ) com a equação de pseudoprimera ordem, exceto pelo elemento  $\text{Al}^{3+}$ , que apresentou melhor ajuste ao modelo cinético de pseudossegunda ordem. Resultado semelhante foi obtido por Folzke (2013), que avaliou a remoção desse íon em colunas de adsorção preenchidas com material-suporte de não tecido composto de viscose, polipropileno e poliéster impregnado com quitosana. Os dados cinéticos foram ratificados pelo menor grau de dispersividade ( $\chi^2$ ) dos resultados previstos pelo modelo ( $q_{\text{calc}}$ ) em relação aos dados experimentais ( $q_{\text{calc}}$ ) obtidos das soluções de diferentes concentrações iniciais. Em relação à isoterma de adsorção, o modelo de

Freundlich apresentou o melhor ajuste para ambas as amostras estudadas. Com a análise dos percentuais de adsorção em função do tempo de contato, foi possível notar redução da taxa de remoção dos analitos e aumento do tempo de equilíbrio, à medida que a concentração das soluções aumentou, evidenciando, portanto, efeito de massa. O metal que apresentou melhor seletividade para os dois tipos de adsorvente foi o  $\text{Cu}^{2+}$  (média de 96% em CS–ECH e 92% em CS–GLA), e as ordens de afinidade obtidas em CS–ECH e CS–GLA foram, respectivamente, de  $\text{Cu}^{2+} >>> \text{Pb}^{2+} >> \text{Al}^{3+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$  e  $\text{Cu}^{2+} >> \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Al}^{3+}$ . As quitosanas reticuladas com ECH ou GLA mostraram grande potencial para remoção dos íons metálicos estudados em soluções multicomponentes de diferentes concentrações. Contudo, as diferentes seletividades das membranas requerem a pré-identificação dos íons metálicos-alvo para que possam ser aplicadas quer seja em sistemas de tratamento de água e/ou efluentes (por exemplo, coluna de adsorção) ou como agente ligante em processos de monitoramento ambiental.

## REFERÊNCIAS

- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. 2013. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- ALIABADI, M.; IRANI, M.; ISMAEILI, J.; PIRI, H.; PARNIAN, M. J. Electrospun nanofiber membrane of PEO Chitosan for the adsorption of nickel, cadmium, lead and copper ions from aqueous solution. *Chemical Engineering Journal*, v. 220, p. 237-243, 2013. DOI: 10.1016/j.cej.2013.01.021
- BADAWI, M. A.; NEGM, N. A.; KANA, M. A.; HEFNI, H. H.; MONEEM, M. A. Adsorption of aluminum and lead from wastewater by chitosan-tannic acid modified biopolymers: Isotherms, kinetics, thermodynamics and process mechanism. *International Journal of Biological Macromolecules*, v. 99, p. 465-476, 2017. DOI: 10.1016/j.ijbiomac.2017.03.003

- BARONI, P.; VIEIRA, R. S.; MENEGHETTI, E.; SILVA, M. G.; BEPPU, M. M. Evaluation of batch adsorption of chromium ions on natural and crosslinked chitosan membranes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 152, n. 3, p. 1155-1163, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.099>
- BENASSI, J. C.; LAUS, R.; GEREMIAS, R.; LIMA, P. L.; MENEZES, C. T. B.; LARANJEIRA, M. C. M.; PEDROSA, R. C. Evaluation of remediation of coal mining wastewater by chitosan microspheres using biomarkers. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 51, n. 4, p. 633-640, 2006. DOI: 10.1007/s00244-005-0187-4
- BEPPU, M. M.; ARRUDA, E. J.; SANTANA, C. C. Síntese e caracterização de estruturas densas e porosas de quitosana. *Polímeros*, 1999. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-14281999000400027>
- BERGER, J.; REIST, M.; MAYER, J. M.; FELT, O.; PEPPAS, N. A.; GURNY, R. Structure and interactions in covalently and ionically crosslinked chitosan hydrogels for biomedical applications. *European Journal of Pharmaceutics and Biopharmaceutics*, v. 57, n. 1, p. 19-34, 2004. [https://doi.org/10.1016/S0939-6411\(03\)00161-9](https://doi.org/10.1016/S0939-6411(03)00161-9)
- CRINI, G.; MORIN-CRINI, N.; FATIN-ROUGE, N.; DÉON, S.; FIEVET, P. Metal removal from aqueous media by polymer-assisted ultrafiltration with chitosan. *Arabian Journal of Chemistry*, v. 10, p. S3826-S3839, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.05.020>
- FOLZKE, C. T. *Estudo da remoção de alumínio de água para abastecimento utilizando quitosana*. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2013.
- GONSALVES, A. A.; ARAÚJO, C. R.; SOARES, N. A.; GOULART, M. O.; DE ABREU, F. C. Diferentes estratégias para a reticulação de quitosana. *Química Nova*, v. 34, n. 7, p. 1215-1223, 2011.
- GREEN, D. R. *Perry's Chemical Engineers' Handbook*. [s.l.]: McGraw-Hill, 2007.
- GUPTA, K. C.; JABRAIL, F. H. Glutaraldehyde and glyoxal cross-linked chitosan microspheres for controlled delivery of centchroman. *Carbohydrate Research*, v. 341, n. 6, p. 744-756, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.carres.2006.02.003>
- HO, Y. S.; MCKAY, G. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, v. 34, n. 5, p. 451-465, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5)
- HO, Y. S.; MCKAY, G. Sorption of dye from aqueous solution by peat. *Chemical Engineering Journal*, v. 70, n. 2, p. 115-124, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0923-0467\(98\)00076-1](https://doi.org/10.1016/S0923-0467(98)00076-1)
- IGBERASE, E.; OSIFO, P. Equilibrium, kinetic, thermodynamic and desorption studies of cadmium and lead by polyaniline grafted cross-linked chitosan beads from aqueous solution. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 26, p. 340-347, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.12.007>
- ISLAM, S.; BHUIYAN, M. R.; ISLAM, M. N. Chitin and chitosan: structure, properties and applications in biomedical engineering. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 25, n. 3, p. 854-866, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10924-016-0865-5>
- KOEDRITH, P.; KIM, H.; WEON, J. I.; SEO, Y. R. Toxicogenomic approaches for understanding molecular mechanisms of heavy metal mutagenicity and carcinogenicity. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 216, n. 5, p. 587-598, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2013.02.010>
- KYZAS, G. Z.; KOSTOGLU, M. Green adsorbents for wastewaters: a critical review. *Materials*, v. 7, n. 1, p. 333-364, 2014.
- KYZAS, G. Z.; SIAFAKA, P. I.; LAMBROPOULOU, D. A.; LAZARIDIS, N. K.; BIKIARIS, D. N. Poly(itaconic acid)-grafted chitosan adsorbents with different cross-linking for Pb (II) and Cd (II) uptake. *Langmuir*, v. 30, n. 1, p. 120-131, 2014. DOI: 10.1021/la402778x
- LAGERGREN, S. Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe. *Handlingar Band*, 1898, v. 24, p. 1-39, 1898.



- LAUS, R.; DE FÁVERE, V. T. Competitive adsorption of Cu (II) and Cd (II) ions by chitosan crosslinked with epichlorohydrin-triphosphate. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 19, p. 8769-8776, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.057>
- MCKAY, G. *Use of adsorbents for the removal of pollutants from wastewaters*. Boca Raton: CRC Press, 1996.
- MGBEMENA, N.; OBODO, G. A. Bioaccumulation of heavy metals in some fish samples from Oguta Lake, Imo State, Nigeria. *Journal of Chemical Society of Nigeria*, v. 40, n. 2, 2015.
- MONIER, M.; ABDEL-LATIF, D. A.; EL-REASH, Y. A. Ion-imprinted modified chitosan resin for selective removal of Pd (II) ions. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 469, p. 344-354, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2016.01.074>
- MOTAWIE, A. M.; MAHMOUD, K. F.; EL-SAWY, A. A.; KAMAL, H. M.; HEFNI, H.; IBRAHIEM, H. A. Preparation of chitosan from the shrimp shells and its application for pre-concentration of uranium after cross-linking with epichlorohydrin. *Egyptian Journal of Petroleum*, v. 23, n. 2, p. 221-228, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2014.05.009>
- NGAH, W. S. W.; AB GHANI, S.; KAMARI, A. Adsorption behavior of Fe(II) and Fe(III) ions in aqueous solution on chitosan and cross-linked chitosan beads. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 4, p. 443-450, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.022>
- NGAH, W. S. W.; ENDUD, C. S.; MAYANAR, R. Removal of copper(II) ions from aqueous solution onto chitosan and cross-linked chitosan beads. *Reactive and Functional Polymers*, v. 50, p. 181-190, 2002. [https://doi.org/10.1016/S1381-5148\(01\)00113-4](https://doi.org/10.1016/S1381-5148(01)00113-4)
- OSIFO, P. O.; WEBSTER, A.; VAN DER MERWE, H.; NEOMAGUS, H. W.; VAN DER GUN, M. A.; GRANT, D. M. The influence of the degree of cross-linking on the adsorption properties of chitosan beads. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 15, p. 7377-7382, 2008. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.01.053
- PAIVA, R. G. *Obtenção e caracterização de membranas multicamadas de quitosana e alginato contendo cobre*. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.
- RANGEL-MENDEZ, J. R.; MONROY-ZEPEDA, R.; LEYVA-RAMOS, E.; DIAZ-FLORES, P. E.; SHIRAI, K. Chitosan selectivity for removing cadmium (II), copper (II), and lead (II) from aqueous phase: pH and organic matter effect. *Journal of Hazardous Materials*, v. 162, n. 1, p. 503-511, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.073>
- RINAUDO, M. Chitin and chitosan: properties and applications. *Progress in Polymer Science*, v. 31, n. 7, p. 603-632, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2006.06.001>
- ROUQUEROL, J.; ROUQUEROL, F.; LLEWELLYN, P.; MAURIN, G.; SING, K. S. *Adsorption by powders and porous solids: principles, methodology and applications*. Elsevier, 2013.
- SAHIN, M.; KOCAK, N.; ARSLAN, G.; UCAN, H. I. Synthesis of crosslinked chitosan with epichlorohydrin possessing two novel polymeric ligands and its use in metal removal. *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials*, v. 21, n. 1, p. 69-80, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007%2Fs10904-010-9421-2>
- SEPTHUM, C.; RATTANAPHANI, S.; BREMNER, J. B.; RATTANAPHAN, V. An adsorption study of Al(III) ions onto chitosan. *Journal of Hazardous Material*, v. 148, n. 1-2, p. 185-191, 2007.
- SHAKER, M. A.; YAKOUT, A. A. Optimization, isotherm, kinetic and thermodynamic studies of Pb (II) ions adsorption onto N-maleated chitosan-immobilized TiO<sub>2</sub> nanoparticles from aqueous media. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, v. 154, p. 145-156, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2015.10.027>
- SUBRAMANYAM, B.; DAS, A. Linearized and non-linearized isotherm models comparative study on adsorption of aqueous phenol solution in soil. *International Journal of Environmental Science & Technology*, v. 6, n. 4, p. 633-640, 2009.

- THAKUR, V. K.; VOICU, S. I. Recent advances in cellulose and chitosan based membranes for water purification: a concise review. *Carbohydrate Polymers*, v. 146, p. 148-165, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2016.03.030>
- UDDIN, M. K. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal*, v. 308, p. 438-462, 2017. DOI: 10.1016/j.cej.2016.09.029
- VIEIRA, R. *Adsorção competitiva dos íons cobre e mercúrio em membranas de quitosana natural e reticulada*. 162f. Tese (Doutorado)–Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.
- VIEIRA, R. S.; BEPPU, M. M. Interaction of natural and crosslinked chitosan membranes with Hg (II) ions. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 279, n. 1, p. 196-207, 2006. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2006.01.026
- WAN, M. W.; KAN, C. C.; ROGEL, B. D.; DALIDA, M. L. Adsorption of copper (II) and lead (II) ions from aqueous solution on chitosan-coated sand. *Carbohydrate Polymers*, v. 80, n. 3, p. 891-899, 2010. DOI: 10.1016/j.carbpol.2009.12.048
- WANG, T.; TURHAN, M.; GUNASEKARAN, S. Selected properties of pH-sensitive, biodegradable chitosan poly(vinyl alcohol) hydrogel. *Polymer International*, v. 53, p. 991-918, 2004. <https://doi.org/10.1002/pi.1461>
- WANG, J.; CHEN, C. Chitosan-based biosorbents: modification and application for biosorption of heavy metals and radionuclides. *Bioresource Technology*, v. 160, p. 129-141, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.110>
- WEBSTER, A.; HALLING, M. D.; GRANT, D. M. Metal complexation of chitosan and its glutaraldehyde cross-linked derivative. *Carbohydrate Research*, v. 342, n. 9, p. 1189-1201, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.carres.2007.03.008>
- WU, F. C.; TSENG, R. L.; JUANG, R. S. A review and experimental verification of using chitosan and its derivatives as adsorbents for selected heavy metals. *Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 4, p. 798-806, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.10.018>
- WU, X.; COBBINA, S. J.; MAO, G.; XU, H.; ZHANG, Z.; YANG, L. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 9, p. 8244-8259, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6333-x>
- YANG, O.; KIM, H. L.; WEON, J. I.; SEO, Y. R. Endocrine-disrupting chemicals: review of toxicological mechanisms using molecular pathway analysis. *Journal of Cancer Prevention*, v. 20, n. 1, p. 12-24, 2015. <https://dx.doi.org/10.15430%2FJCP.2015.20.1.12>
- YONG, S. K.; SHRIVASTAVA, M.; SRIVASTAVA, P.; KUNHIKRISHNAN, A.; BOLAN, N. Environmental applications of chitosan and its derivatives. In: VOOGT, P. (Org.). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer International Publishing, 2015. v. 233. p. 1-43.
- YONG, S. K.; SKINNER, W. M.; BOLAN, N. S.; LOMBI, E.; KUNHIKRISHNAN, A.; OK, Y. S. Sulfur crosslinks from thermal degradation of chitosan dithiocarbamate derivatives and thermodynamic study for sorption of copper and cadmium from aqueous system. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 2, p. 1050-1059, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5654-5>

# VALORAÇÃO AMBIENTAL DE UM RIO URBANO: UMA APLICAÇÃO DO MÉTODO DE VALORAÇÃO CONTINGENTE EM LAGES, SANTA CATARINA

ENVIRONMENTAL VALUATION OF AN URBAN RIVER: AN APPLICATION OF THE CONTINGENT VALUATION METHOD IN LAGES, SANTA CATARINA, BRAZIL

**Gabriel Nathan  
Nicola Mombach**

Bolsista de Iniciação Científica,  
Universidade do Estado de Santa  
Catarina (UDESC) – Lages (SC), Brasil.

**Júlia Wahrlich**

Engenheira ambiental e mestranda  
em Ciências Ambientais, UDESC –  
Lages (SC), Brasil.

**Ana Paula Coelho Clauberg**

Engenheira ambiental e mestranda  
em Ciências Ambientais, UDESC –  
Lages (SC), Brasil.

**Lucas Silveira Beninca**

Engenheiro ambiental pela UDESC –  
Lages (SC), Brasil.

**Flávio José Simioni**

Professor do Programa de Pós-  
Graduação em Ciências Ambientais  
da UDESC – Lages (SC), Brasil.

## Endereço para correspondência:

Flávio José Simioni – Avenida Luiz de  
Camões, 2.090 – Conta Dinheiro –  
CEP 88520-000 – Lages (SC), Brasil –  
E-mail: flavio.simioni@udesc.br

**Recebido:** 29/06/2017

**Aceito:** 14/03/2018

## RESUMO

O Rio Carahá é um dos principais rios urbanos de Lages, Santa Catarina, cuja qualidade da água está comprometida pela disposição inadequada de esgoto sanitário e lixo doméstico. Avenidas contornam suas margens e, frequentemente, ocorre o transbordo, afetando a população ribeirinha. Em função dessa problemática, o presente trabalho objetivou estimar o valor ambiental dado pela população de Lages para sua preservação, por meio de aplicação do método de valoração contingente (MVC), bem como avaliar as diferenças de percepção ambiental considerando a estratificação das pessoas de acordo com a sua relação com o recurso ambiental analisado ou a influência deste no seu dia a dia, considerando sua localização geográfica. Os dados foram coletados mediante a aplicação de questionários utilizando-se o método *referendum* e analisados por regressão logística (*logit*) e pela análise de componentes principais (ACP). Os resultados demonstram disposição a pagar (DAP) negativa para 61% dos entrevistados, sendo que 48% foram caracterizados como um voto de protesto. Os valores do benefício individual estimados pela regressão logística foram de R\$ 2,95, considerando toda a amostra, e de R\$ 20,18, quando foram retirados os votos de protesto, indicando forte influência destes nos resultados. A ACP mostrou-se adequada e proporcionou uma visão mais holística, sobretudo quando se deseja comparar diferentes grupos sociais que compõem a amostra.

**Palavras-chave:** recurso hídrico; regressão logística; análise de componentes principais.

## ABSTRACT

The Carahá River is one of the main urban rivers of Lages, Santa Catarina, Brazil, whose water quality is compromised by the inadequate disposal of sanitary sewage and household waste. Avenues surround its banks, and often overflow occurs affecting the riverine population. The objective of this study was to estimate the environmental value given by the population of Lages for its preservation through the application of the contingent valuation method (CVM), as well as to evaluate the differences in environmental perception considering the stratification of people according to its relation or influence with the evaluated environmental resource, considering its geographic location. Data were collected through the application of questionnaires using the referendum method and analyzed by logit regression and principal component analysis (PCA). The results show negative willingness to pay (WTP) for 61% of the interviewees, with 48% being characterized as a “protest vote”. The value of the individual benefit estimated by the logistic regression was R\$ 2.95, considering the entire sample, and R\$ 20.18, when the protest votes were removed, indicating strong influence of the protest votes in the results. The PCA was adequate and provided a more holistic view, especially when the aim is to compare different social groups that make up the sample.

**Keywords:** water resource; logistic regression; principal component analysis.

## INTRODUÇÃO

O surgimento das cidades esteve, em grande medida, vinculado com a relação entre a população e os rios. No Brasil, estes têm sofrido fortes ações antrópicas, decorrentes da falta de planejamento urbano e de ocupações irregulares. Estudos apontam evidências de que as mudanças climáticas ocorrem principalmente graças à ação do homem e, independentemente de antrópicas ou não, elas podem aumentar as chances de ocorrência e/ou força de eventos naturais extremos (IPCC, 2013).

Nesse contexto, a relação da população com os rios urbanos sofre profundas alterações, ou seja, de um cenário em que os rios eram úteis (pelo fornecimento de água, alimentos etc.) para outro em que recebem esgoto e lixo, revertendo-se em problemas para os moradores ribeirinhos, sobretudo com alagamentos e inundações. Isso reflete um conflito entre o desenvolvimento das cidades e a preservação dos rios urbanos. Contudo, estudos demonstram que a ligação entre economia e meio ambiente pode ser vantajosa para ambos, visto que não são mais considerados como lados opostos a serem escolhidos (HASSELMANN *et al.*, 2013).

Tendo em vista a dinâmica entre economia e meio ambiente, Ciriacy-Wantrup (1947) propôs, de forma pioneira, que a prevenção da erosão do solo geraria benefícios ao mercado, e que uma maneira de estimar esses benefícios seria por meio da disposição a pagar (DAP) de indivíduos. Davis (1963) fez a primeira aplicação prática do método e, desde então, este foi aprimorado (ARROW *et al.*, 1993) e tem ganhado popularidade devido a sua flexibilidade e aplicabilidade (XIE & ZHAO, 2018).

Modelos econométricos são mais comumente utilizados para determinar a DAP, levando em consideração as características dos respondentes, como variáveis socioeconômicas e outras informações, relacionadas ao aspecto avaliado (MAJUMDAR *et al.*, 2011; OLIVEIRA & MATA, 2013; LO & JIM, 2015). A valoração do meio ambiente tem como propósito incorporar os custos e benefícios gerados pelas atividades econômicas, para que os agentes econômicos possam tomar decisões mais coerentes no que diz respeito à utilização dos recursos naturais (MATTOS *et al.*, 2000).

A abordagem mais utilizada para determinar a DAP para os bens públicos é o método de valoração contingente (MVC), que consiste em estimar os valores econômicos relacionados à DAP ou a aceitar utilizando respostas às perguntas da pesquisa (OERLEMANS *et al.*, 2016). Akhtar *et al.* (2017) discutem que a ferramenta apresenta ao consumidor oportunidades hipotéticas para comprar bens públicos, contornando certa ausência de mercado real para eles. Segundo Carson e Hanemann (2005), a valoração contingente ajuda a identificar o interesse do público e auxilia na tomada de decisão. Venkatachalam (2004) discorre sobre a importância do MVC e sobre a sua aplicabilidade futura, ressaltando que o instrumento resulta em informações úteis quando é conduzido de forma cuidadosa.

Integrante da Bacia do Rio Canoas e cruzando o perímetro urbano de Lages, o Rio Carahá é de grande importância para o desenvolvimento da cidade, porém esse recurso natural vem sendo impactado por diversos problemas ambientais consequentes da reduzida taxa de saneamento regional e de influências culturais arraigadas na população, como a disposição de lixo doméstico nas suas margens. Além disso, possui uma pequena e insuficiente faixa de mata ciliar, implicando o agravamento das consequências das inundações e enchentes que ocorrem em épocas de chuvas intensas. Reis *et al.* (2009) observaram que os dois principais motivos para um evento de enchente ter ocorrido em 2008 foram a pequena largura da faixa ciliar do rio e a sua arborização irregular. Ainda, segundo os mesmos autores, a densidade e a riqueza das espécies arbóreas nas margens do rio são baixas e há trechos de até 2 km de extensão destituídos de espécies nativas.

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi estimar o valor ambiental dado pela população de Lages à preservação do Rio Carahá, por meio da aplicação do MVC, bem como avaliar as diferenças de percepção ambiental considerando a estratificação das pessoas de acordo com a sua relação com o recurso ambiental analisado ou a influência deste no seu dia a dia, considerando sua localização geográfica.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área estudada

O Rio Carahá localiza-se no perímetro urbano da cidade de Lages, Região Serrana de Santa Catarina, e é afluente do Rio Caveiras, que integra a Bacia Hidrográfica do Rio Canoas (Figura 1).

O município de Lages possui, segundo dados de 2016 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), população estimada de 158.732 habitantes e extensão de 2.631,504 km<sup>2</sup>. A base da economia sustenta-se pela agricultura e pecuária, com impacto significativo da indústria madeireira, principalmente pela produção de papel e celulose. Ainda segundo dados do IBGE (2016), Lages encerrou o ano de 2014 com produto interno bruto (PIB) *per capita* de R\$ 26.792,76 e, em 2010, o índice de desenvolvimento humano (IDH) era de 0,770. Também de acordo com o IBGE, em 2010, 84,9% da cidade possuíam esgotamento sanitário adequado, es-

tando entre as 50 melhores do Estado (de 295 totais) e 800 melhores no país (de 5.570 totais) no quesito.

Em decorrência do processo de urbanização, o Rio Carahá apresenta rodovias em suas margens e as áreas próximas são povoadas. É afetado pelo despejo de esgoto doméstico e industrial ao longo do seu percurso, bem como pela disposição inadequada de lixo, o que compromete a qualidade da água e a vida dos cidadãos, sobretudo em períodos de chuvas intensas, quando ocorre o transbordo do rio (Figuras 2A e 2B), provocando alagamentos que atingem as residências da população ribeirinha. De acordo com Antunes *et al.* (2014), a nascente do rio se encontra em uma área de afloramento e recarga do aquífero guarani, sendo considerado classe 4 desde a nascente, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

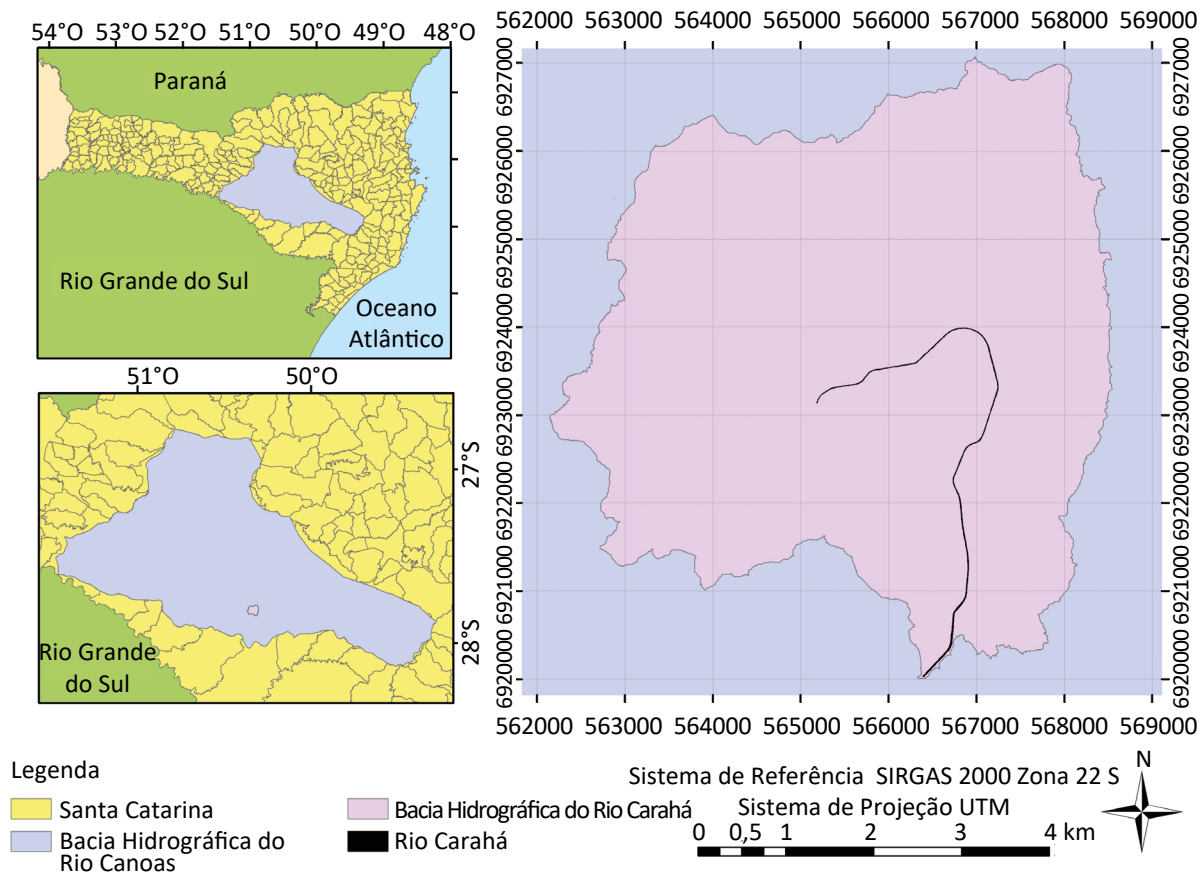


Figura 1 – Mapa de localização do Rio Carahá.



## População e amostra

O tamanho da amostra foi definido para estimar a proporção de respostas quanto à DAP, considerando erro máximo de 7%, com nível de confiança de 95%. Assim, foram entrevistadas, durante o período de setembro a novembro de 2016 e fevereiro de 2017, 177 pessoas residentes em Lages. Neste estudo, a amostra foi estratificada em três grupos de interesse:

- Marginal afetado (MA), com n=75, considerados aqueles que residem próximos ao rio e já sofreram de alguma maneira com os impactos relacionados às enchentes e às inundações;

## Estratégia de coleta de dados e variáveis de análise

Foi aplicado o MVC, utilizando um questionário como instrumento de coleta de dados, adaptado de Simioni *et al.* (2016). Inicialmente, os entrevistados foram esclarecidos sobre qual era o propósito da pesquisa e sobre a situação atual do recurso ambiental estudado.

Em seguida, foi obtido o perfil socioeconômico dos entrevistados, utilizando estas informações como variáveis explicativas:

- Marginal não afetado (MNA), com n=69, aqueles que residem próximos ao curso do rio, porém não sofrem problemas diretos com a sua influência;
- Distante do rio (DR), com n=33, para aqueles que residem distantes do curso d'água aqui relacionado e não sofrem influência direta.

Markantonis *et al.* (2013) demonstram a importância de subdividir as amostras dependendo do grau de interesse em relação ao recurso estudado em vez de utilizar amostragem aleatória.

- Idade: representa a idade, em anos, da pessoa entrevistada;
- Gênero: atribuído 1 para masculino e 2 para feminino;
- Educação: a variável foi medida considerando o nível de escolaridade do entrevistado, atribuindo-se 0 para os casos em que o respondente não estudou, 1 para os que apresentaram ensino fundamental incompleto, 2 para ensino fundamental completo,



Fonte: Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (2017).

Figura 2 – (A) Rio Carahá com vazão normal; (B) Rio Carahá com transbordo.

3 para ensino médio incompleto, 4 para ensino médio completo, 5 para ensino superior incompleto, 6 para ensino superior completo, 7 para aqueles com pós-graduação incompleta, 8 para mestrado e 9 para doutorado;

- Renda: representa a renda mensal familiar bruta, atribuindo-se 0 para os casos em que a família não possui renda, 1 para as famílias com renda de até 1 salário mínimo (SM), 2 para renda de 1 a 2 SMs, 3 para renda de 2 a 5 SMs, 4 para renda de 5 a 10 SMs, 5 para renda de 10 a 20 SMs, 6 para renda de 20 a 30 SMs e 7 para as famílias com renda superior a 30 SMs.

A DAP dos respondentes para recuperação e manutenção do Rio Carahá foi considerada como variável dependente, obtida a partir de uma situação hipotética, na qual o valor sugerido seria adicionado à conta de luz do entrevistado. Os valores propo-

### Tratamento estatístico dos dados

Para a identificação do valor destinado ao recurso ambiental, as informações foram analisadas preliminarmente por meio de estatísticas descritivas. Posteriormente, os dados foram submetidos à construção de modelos de regressão *logit*, que permite realizar predição para variáveis dependentes dicotômicas a partir de um conjunto de variáveis explicativas.

Com o modelo de regressão foi possível identificar quais variáveis aumentam a probabilidade de os indivíduos contribuírem. As estimativas de probabilidade (não lineares) situam-se dentro do intervalo zero e um, dado que o efeito marginal de uma variável sobre a probabilidade depende do comportamento de outras variáveis. O modelo de regressão *logit* é especificado pela Equação 1.

$$\text{Logit} : p = \Pr[Y = 1] = \frac{1}{1 + e^{-X\beta}} \quad (1)$$

Onde:

Y corresponde à variável dependente e indica se o indivíduo concorda ou não com o valor da DAP proposto pelo método *referendum* (0=não; 1=sim);

tos foram: R\$ 2,00; R\$ 5,00; R\$ 10,00; R\$ 20,00 e R\$ 50,00, utilizando o método *referendum*, isto é, o entrevistado respondeu se estaria disposto a contribuir (0=não; 1=sim) com o valor sugerido. Os valores foram estipulados com base nos dados obtidos em uma pré-amostra, em que entrevistas foram feitas em forma de lances livres. Nesses casos, o campo “valor” foi deixado em aberto e os entrevistados manifestavam livremente sua DAP (valor), conforme suas limitações financeiras e a importância atribuída ao caso.

Nos casos em que a resposta do entrevistado foi negativa, questionou-se sobre qual seria a justificativa para a resposta, motivada por uma limitação financeira e/ou incapacidade de pagamento ou se refletia um voto de protesto. De forma complementar, com o intuito de qualificar a resposta do entrevistado, buscou-se identificar a percepção dos entrevistados quanto aos problemas e benefícios relacionados ao Rio Carahá que afetam sua qualidade de vida.

X é o conjunto de variáveis independentes (parâmetros) que influenciam;

Pr é a probabilidade de o indivíduo apresentar DAP positiva; e

β são os coeficientes dos parâmetros estimados.

O modelo de regressão foi aplicado considerando todas as variáveis independentes (idade, localização, gênero, escolaridade, renda e preço), com e sem os votos de protesto. Para avaliar o poder de predição dos modelos, foram utilizados: a função log-verossimilhança Log-Likelihood (-2LL), o R<sup>2</sup> de Cox e Snell e o teste de Hosmer-Lemeshow (H<sub>L</sub>), conforme descrevem Ribas e Vieira (2011). As regressões foram realizadas no *software* Minitab Statistical, versão 16.

Para verificar quais variáveis estavam associadas às respostas “sim” e “não”, bem como aos diferentes grupos de localização geográfica — MA, MNA e DR, os dados também foram submetidos à análise estatística multivariada. No primeiro caso, o objetivo foi identificar quais variáveis independentes contribuem para explicar o comportamento dos indivíduos ao expressarem

sua DAP; e, no segundo caso, foi distinguir (separar) os grupos (MA, MNA e DR) a partir de seus componentes principais, dando igual ênfase a todas as variáveis ao mesmo tempo. Para a seleção do modelo de resposta, verificou-se o comprimento do gradiente (resposta em

relação ao eixo), optando-se pela análise de componentes principais (ACP), usando o *software* CANOCO, versão 4.5, conforme metodologia descrita por Ter Braak e Smilauer (1998).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da pesquisa indicaram que 38,98% dos entrevistados estão dispostos a contribuir para a manutenção do Rio Carahá, enquanto 61,02% indicaram DAP zero. As estatísticas descritivas e a participação percentual das respostas “sim” e “não”, com e sem os votos de protesto, são apresentadas na Tabela 1. Observa-se que a retirada dos votos de protesto resultou na elevação da DAP para 72,63%, sobretudo nos grupos MA e DR. De maneira geral, os dados revelam o predomínio de baixo nível de escolaridade e renda dos entrevistados.

A Figura 3 apresenta a participação percentual de respostas “sim” de acordo com o preço sugerido. Nota-se que, para preços de até R\$ 20,00, tal variação não foi preponderante para influenciar a decisão de contribuir do entrevistado, contudo, houve queda significativa para o maior preço sugerido.

A alta frequência de respostas “não” (108, totalizando 61,02% dos entrevistados) para DAP foi observada em estudos similares (SAZ-SALAZAR & GUAITA-PRADAS, 2013; CHEN & HUA, 2015) e classificada em dois motivos principais: “sem condições financeiras” ou voto de protesto. O primeiro caso relaciona os entrevistados que geralmente ganhavam até 2 SMs e não tinham condições de apresentar DAP positiva, verificada em 22,22% dos entrevistados. No caso dos votos de protesto, as justificativas apresentadas foram: “o governo deveria financiar este tipo de investimento” (56,48%); “não confia na efetivação da contribuição pela organização não governamental — ONG” (12,04%); “já existem altas cargas tributárias” (37,04%); “existe muita corrupção” (7,41%). Com exceção dos votos relacionados a ONGs (12,04%), o restante dos votos de protesto (87,94%) está relacionado ao governo e, possivelmente, foi influenciado pela situação político-econômica brasileira, gerando desconforto em parte da nação para com o governo no período em que este estudo foi realizado. Resultados semelhantes também foram encontrados por Saz-Salazar e Guaita-Pradas (2013),

em que 32,6% das respostas foram consideradas forma de protesto; e também por Chen e Hua (2015), com 61,7% das respostas apresentando falta de confiança no governo.

Outro fator levado em consideração foi a possível insegurança por parte dos entrevistados sobre o resultado do suposto projeto de manutenção e recuperação do rio, visto que a iniciativa seria paga pelos participantes. Van Houtven *et al.* (2017) citam que a DAP é sensível à magnitude do projeto em questão, uma vez que, dependendo da sua apresentação, um interesse maior poderia ser despertado por parte da população entrevistada, afetando a DAP. No presente trabalho não houve manifestação de desconfiança quanto à magnitude do projeto, porém 12,04% dos moradores não acreditam na sua execução.

O alto índice de respostas consideradas como nulas ou votos de protesto é muito comum em trabalhos que utilizam o MVC (COSTA *et al.*, 2015). Ao analisar 10 trabalhos brasileiros que utilizam a DAP, Costa *et al.* (2015) observaram que apenas 3 obtiveram percentuais de votos de protesto em relação aos de respostas “não” abaixo de 50%, sugerindo existir uma grande relação entre a não contribuição e a desconfiança do respondente com o poder público ou, ainda, a alta carga tributária já existente.

Os resultados do modelo de regressão *logit*, com e sem votos de protesto, são apresentados na Tabela 2. As variáveis significativas foram: idade, localização e preço ( $p < 0,05$ ). Em relação à variável idade, resultados semelhantes foram encontrados por Silveira *et al.* (2013) e diferentes por Justo e Rodrigues (2014). De modo análogo, resultados semelhantes e divergentes relacionados às variáveis escolaridade e renda podem ser encontrados na literatura e, segundo Hildebrand *et al.* (2002), possivelmente são atribuídos às diferenças culturais, econômicas e sociais.

**Tabela 1 – Participação percentual e estatísticas descritivas das variáveis explicativas para a valoração do Rio Carahá, com e sem votos de protesto.**

Variável	Categorias da variável	Com votos de protesto (n=177)		Sem votos de protesto (n=95)	
		Sim (38,98%)	Não (61,02%)	Sim (72,63%)	Não (27,37%)
Idade ( $\mu$ ; $\sigma$ )	--	39,94 (15,28)	47,67 (19,95)	39,94 (15,28)	52,23 (17,67)
Localização (%) <sup>1</sup>	MA	20,34	22,03	37,89	6,32
	MNA	10,73	28,25	20,00	21,05
	DR	7,91	10,73	14,74	0,00
Escolaridade (%) <sup>1</sup>	Analfabeto	0,00	0,56	0,00	1,05
	Fundamental incompleto	9,04	20,90	16,84	16,84
	Fundamental completo	4,52	7,34	8,42	2,11
	Médio incompleto	3,95	5,08	7,37	1,05
	Médio completo	9,04	10,73	16,84	4,21
	Superior incompleto	5,65	9,04	10,53	2,11
	Superior completo	5,08	3,39	9,47	0,00
	Pós-graduação	1,69	3,39	3,16	0,00
	Mestrado	0,00	0,56	0,00	0,00
	Doutorado	0,00	0,00	0,00	0,00
Renda (%) <sup>1</sup>	Nenhuma renda	0,00	0,56	0,00	1,05
	Até 1 SM	11,30	22,03	21,05	18,95
	1 a 2 SMs	5,08	14,12	9,47	5,26
	2 a 5 SMs	19,21	17,51	35,79	3,16
	5 a 10 SMs	2,26	4,52	4,21	1,05
	10 a 20 SMs	0,56	2,26	1,05	0,00
	20 a 30 SMs	0,56	0,00	1,05	0,00
	Mais de 30 SMs	0,00	0,00	0,00	0,00
Gênero (%) <sup>1</sup>	Masculino	21,47	28,25	40,00	7,37
	Feminino	17,51	32,77	32,63	20,00
Preço (%) <sup>1</sup>	R\$ 2,00	10,17	12,43	18,95	3,16
	R\$ 5,00	6,78	14,69	12,63	7,37
	R\$ 10,00	11,86	7,91	22,11	3,16
	R\$ 20,00	7,91	11,86	14,74	5,26
	R\$ 50,00	2,26	14,12	4,21	8,42

$\mu$ : média;  $\sigma$ : desvio padrão; MA: marginal afetado; MNA: marginal não afetado; DR: distante do rio; SM: salário-mínimo; <sup>1</sup>Os dados representam as parciais da participação percentual obtida em “sim” e “não”, por exemplo: a soma dos grupos MA (20,34%), MNA (10,73%) e DR (7,91%) totaliza 38,98% de resposta “sim”, com votos de protesto.

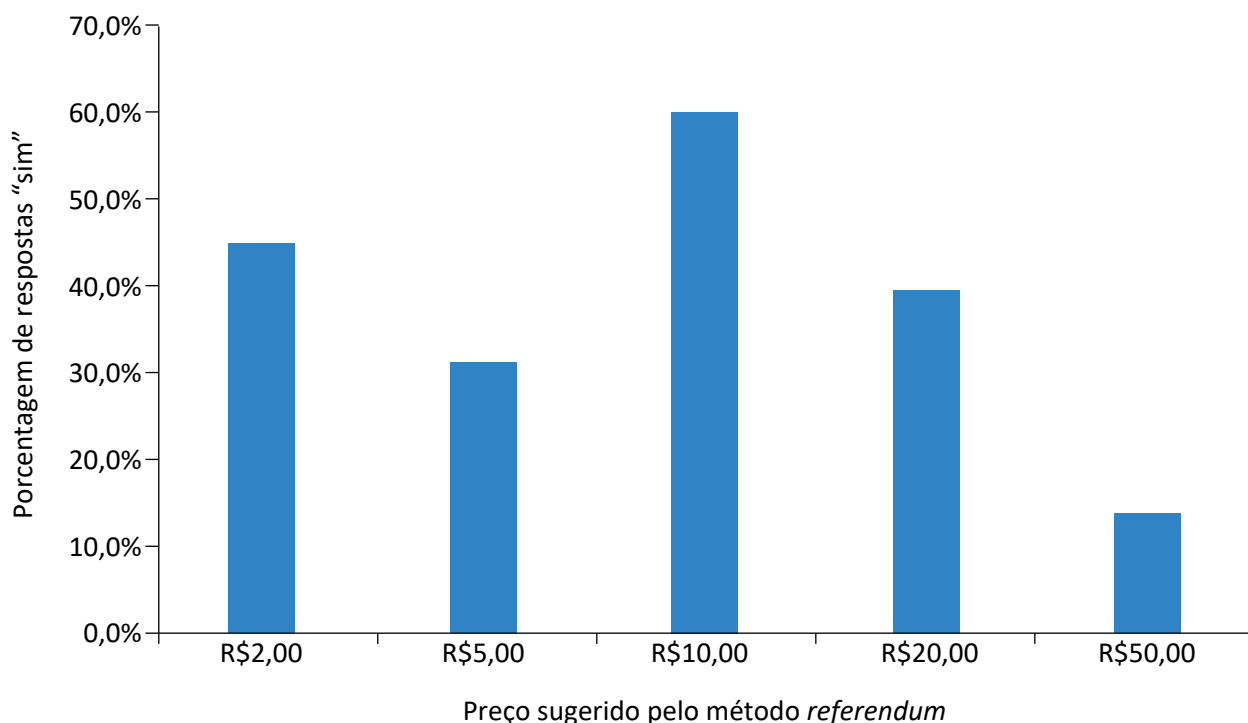


Figura 3 – Porcentagem de respostas “sim” de acordo com o valor sugerido pelo método referendun.

Tabela 2 – Regressão logit para a valoração do Rio Carahá, com e sem os votos de protesto.

Variáveis	Regressão logit					
	Modelo 1 Com votos de protesto (n=177)			Modelo 2 Sem votos de protesto (n=95)		
	Coefficiente	Wald	valor p	Coefficiente	Wald	Valor p
Constante	2,111	2,14	0,032	6,176	2,85	0,004
Idade	-0,027	-2,51	0,012	-0,047	-2,34	0,019
Localização	-0,455	-1,95	0,050	-1,417	-2,53	0,011
Gênero	-0,274	0,80	0,423	-1,157	-1,72	0,086
Escolaridade	0,001	0,01	0,990	0,445	1,72	0,086
Renda	0,136	0,73	0,463	0,618	1,51	0,132
Preço	-0,035	-3,02	0,003	-0,067	-3,01	0,003
-2LL	-107,245 (p<0,001)			-34,850 (p<0,000)		
R <sup>2</sup>	0,0938			0,3749		
H <sub>L</sub>	7,065 (p<0,53)			11,540 (p<0,173)		

MA: marginal afetado; MNA: marginal não afetado; DR: distante do rio.



A análise do poder preditivo dos modelos pelo valor de -2LL revelou significância estatística ( $p < 0,01$ ), apresentando melhora na predição com a retirada dos votos de protesto, passando de -107,245 para -34,850. Considerando o  $R^2$  como indicador, houve melhora de 9,38 e 37,49% na predição para os modelos 1 e 2, respectivamente. O  $R^2$  revela o quanto as variáveis explicativas contribuem para o poder de predição, comparando-se com o modelo que se constitui tão somente do intercepto, indicando o grau de acerto da regressão logística. Um terceiro método para avaliar o grau de confiabilidade dos modelos é o teste de Hosmer Junior *et al.* (2013), cujo resultado indica que não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre os valores preditos e os observados; logo, os modelos produzem estimativas confiáveis. Por fim, o modelo 1 apresenta 69,8% de probabilidade de resultados corretamente preditos e o modelo 2 chega a 88%.

Considerando somente as variáveis significativas ( $p < 0,10$ ), o valor do benefício individual é de R\$ 2,95 para toda a amostra ( $n=177$ ), e de R\$ 20,18 quando são retirados os votos de protesto. Nota-se que a retirada dos votos de protesto aumentou consideravelmente o valor do benefício individual, o que revela significativa alteração do resultado obtido pelo MVC. As alterações

dos resultados da DAP foram relatadas no trabalho de Dziegielewska e Mendelsohn (2007), em que os autores destacaram que a retirada dos votos de protesto pode aumentar mais de 3 vezes o valor da DAP. Lo e Jim (2015) sugerem rever o uso do MVC e empregar outras técnicas quando os votos de protesto são maiores do que 50% da amostra, dado o comprometimento dos resultados. No presente trabalho, o grupo de entrevistados que apresentaram o voto de protesto ( $n=85$ ), isto é, 48% da amostra, tinha idade variando entre 19 e 50 anos (59,8%), sendo a maioria do sexo masculino, com baixa escolaridade e baixa renda.

A análise multivariada considerando a DAP dos entrevistados, com e sem votos de protesto, é apresentada na Figura 4. Em ambos os casos, observa-se que a DAP positiva está associada aos entrevistados que apresentam renda e escolaridade maiores. Em um estudo realizado por Costa e Souza (2016) para a valoração de uma unidade de conservação em Cuiabá, Mato Grosso, verificou-se que a maior parte dos entrevistados que apresentaram resposta positiva possuía renda de até cinco SMs. Os autores concluíram que as pessoas com maiores níveis de renda estão menos dispostas a contribuir monetariamente, atribuindo esse comportamento ao maior peso dos tributos em suas rendas.

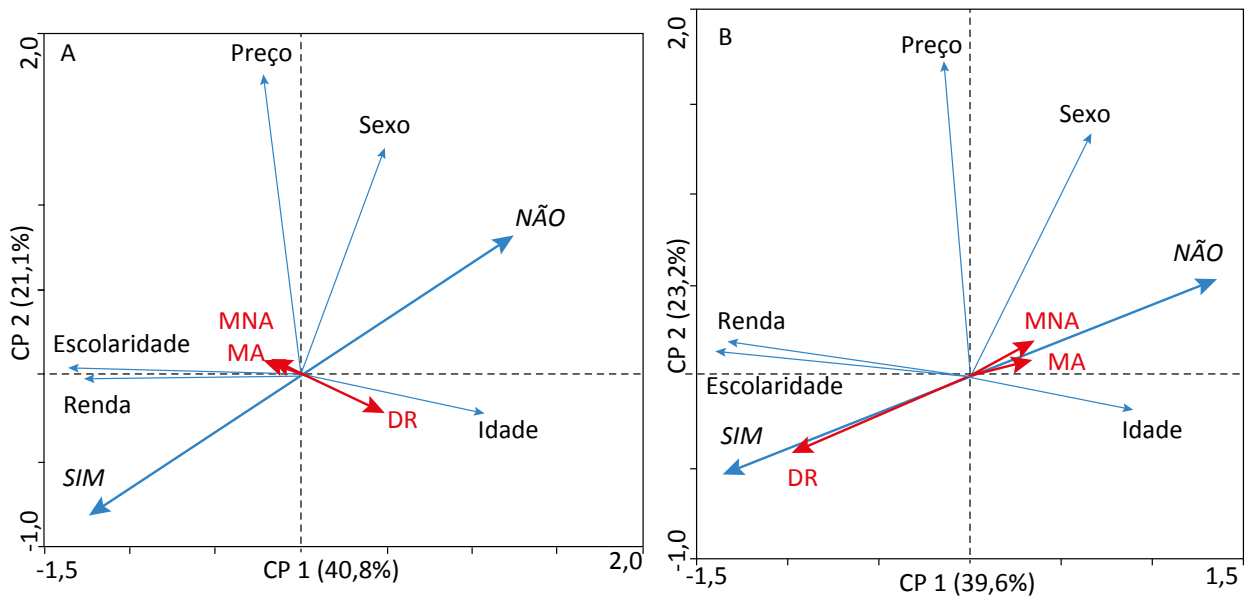


Figura 4 – Relação entre os componentes principais, em A com votos de protesto e em B sem os votos de protesto, discriminando as respostas “sim” e “não” ao método referendário e os diferentes grupos de localização dos entrevistados e suas variáveis respostas (idade, gênero, preço, renda, escolaridade e disposição a pagar “sim”).

Não se identifica associação dos grupos de localização geográfica (MA, MNA e DR) com a DAP na presença dos votos de protesto (Figura 4A); contudo, com a retirada desses (Figura 4B), há clara relação entre o grupo DR e a DAP “sim”, bem como dos grupos MA e MNA com a resposta “não” ao método *referendum*.

Oliveira e Mata (2013) afirmaram que uma minoria é apta de senso crítico e tende a não contribuir para a manutenção e revitalização do recurso natural, devido à alta carga tributária que já paga e à presença de corrupção e desvio de dinheiro vivenciadas atualmente no Brasil. Markantonis *et al.* (2013) afirmaram também que a DAP possui relação com a renda do indivíduo e se o mesmo é diretamente afetado ou não pela enchente, como também pelo nível de conhecimento do problema. Outra semelhança entre os estudos é evidenciada na disparidade do valor da DAP (preço) com as respostas “sim”, quando o valor mais citado não foi um dos menores possíveis e a variável “preço” não demonstra relação direta com a resposta “sim” ou “não”.

A análise dos dados descritivos considerando as diferentes percepções dos grupos avaliados quanto à sua localização geográfica (MA, MNA e DR) é apresentada na Tabela 3. Constata-se que os grupos MA e DR apresentaram comportamento semelhante quanto à DAP, com 48 e 42,42% de respostas “sim”, respectivamente. Por outro lado, o grupo MNA foi o que apresentou a menor contribuição, com 72,46% respondendo “não”.

A análise dos dados da Tabela 3 evidencia que o grupo MA é o que apresenta os menores níveis de escolaridade e renda, e esses indicadores melhoram à medida que se afasta do rio, revelando que a população próxima dali é mais carente.

A ACP resultou em diferentes associações entre os grupos avaliados e as variáveis respostas quando os votos de protesto são excluídos das análises. Na primeira situação, com os votos de protesto (Figura 5A), os entrevistados distantes do rio (DR) diferenciaram-se dos demais caracterizados por aqueles com maior idade e do sexo feminino. Entretanto, sem os votos de protesto (Figura 5B), os três grupos

avaliados foram diferentes entre si. Nessa situação, o grupo DR caracteriza-se por escolaridade e renda maiores, conferindo maior DAP, o que reflete maior percepção ambiental.

Nota-se que os resultados comparados por grupo de localização geográfica também foram significativamente afetados pelos votos de protesto. Para o grupo MA, 33 respostas dos 39 participantes que apresentaram DAP negativa, ou seja, 84,6%, configuraram-se como voto de protesto. Para os grupos MNA e DR, os valores foram de 60 e 100%, respectivamente. Assim, a alta incidência de votos de protesto explica a alteração dos resultados demonstrados na Figura 5, tal como evidenciado por Lo e Jim (2015).

Em relação aos problemas ligados ao Rio Carahá, as enchentes foram apontadas por 118 entrevistados (66,7% da amostra) como o principal. A propagação de vetores de doenças e o mau cheiro foram elencados por 92 entrevistados (52% da amostra). Conforme relatam Antunes *et al.* (2014), o odor ruim é proveniente do descarte inadequado de lixo e esgoto.

Quanto aos benefícios, foram apontadas as facilidades proporcionadas pelo trânsito na Avenida Belizário Ramos, às margens do rio, por 42 entrevistados (23,7%), seguido do lazer (11,3%) e do uso da ciclovía (8%). Cerca de 25% dos entrevistados não relataram qualquer problema ou benefício proporcionado pelo rio.

Considerando a análise das respostas dos entrevistados relacionadas aos problemas e benefícios proporcionados pelo rio, fica evidente que os moradores não percebem seus atributos ambientais como um recurso natural, seja pelas funções ambientais ou pelas funções urbanas relacionadas à água, o que explica a alta porcentagem de respostas “não” ao método *referendum* e a alta incidência de votos de protesto, delegando ao poder público a responsabilidade pela preservação do rio. Assim, caracterizam-se as dificuldades relacionadas à preservação de rios urbanos, em função do que eles representam para a população.

## CONCLUSÃO

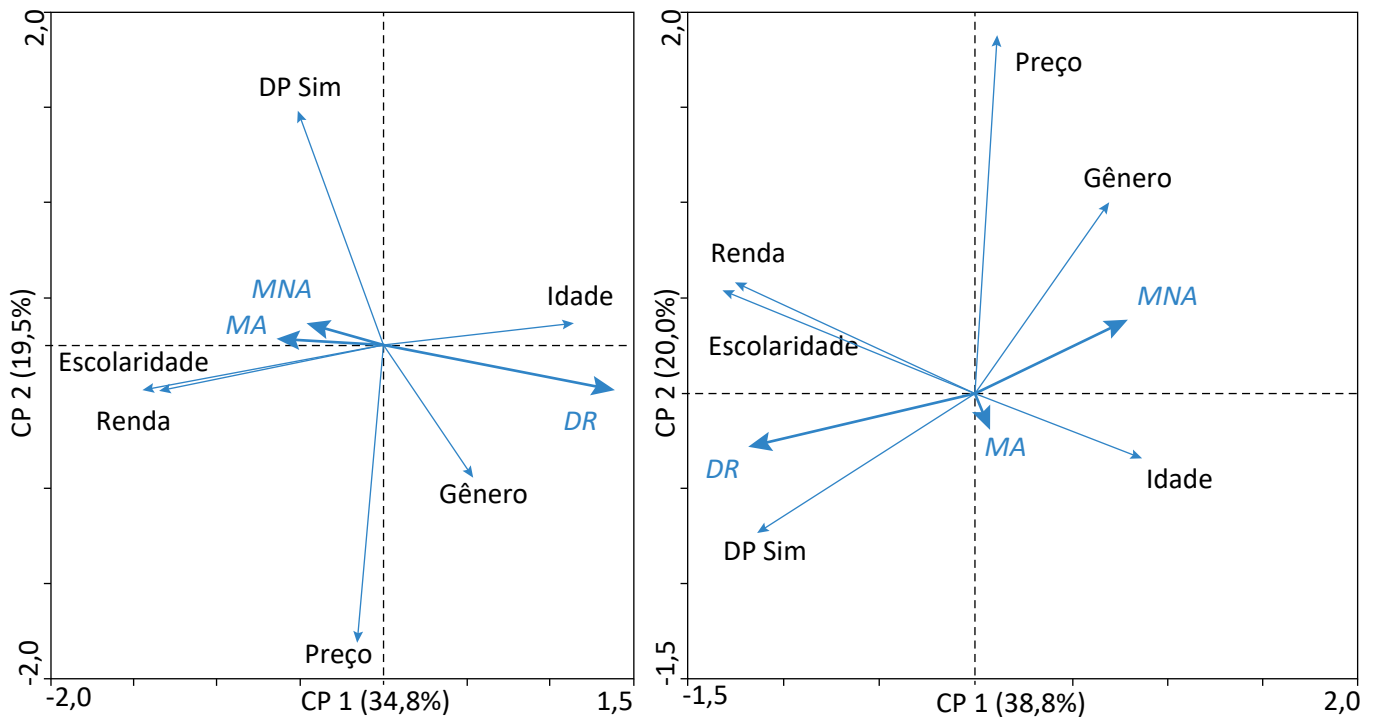
A discussão da preservação dos recursos hídricos tem sido cada vez mais acentuada nos últimos anos. Os

rios representam fonte de água para abastecimento humano (via rede pública), sobretudo para as popu-

**Tabela 3 – Participação percentual e estatísticas descritivas das variáveis explicativas considerando os grupos de localização em relação ao Rio Carahá.**

Variável	Categorias da variável	MA (n=75)		MNA (n=69)		DR (n=33)	
		Sim (48%)	Não (52%)	Sim (27,54%)	Não (72,46%)	Sim (42,42%)	Não (57,58%)
Idade ( $\mu$ ; $\sigma$ )		40,44 (16,56)	48,92 (19,10)	45,03 (18,54)	50,58 (20,21)	45,30 (18,90)	45,29 (18,53)
Escolaridade (%) <sup>1</sup>	Analfabeto	0,00	1,33	0,00	0,00	0,00	0,00
	Fundamental incompleto	17,33	17,33	4,35	34,78	0,00	0,00
	Fundamental completo	8,00	4,00	2,90	7,25	0,00	15,15
	Médio incompleto	1,33	4,00	4,35	5,80	9,09	6,06
	Médio completo	12,00	14,67	8,70	10,14	3,03	3,03
	Superior incompleto	2,67	5,33	1,45	8,70	21,21	18,18
	Superior completo	5,33	2,67	2,90	2,90	9,09	6,06
	Pós-graduação	1,33	1,33	2,90	2,90	0,00	9,09
	Mestrado	0,00	1,33	0,00	0,00	0,00	0,00
	Doutorado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Renda (%) <sup>1</sup>	Nenhuma renda	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00
	Até 1 SM	17,33	22,67	5,80	30,43	9,09	0,00
	1 a 2 SMs	5,33	9,33	5,80	18,84	3,03	15,15
	2 a 5 SMs	22,67	14,67	13,04	18,84	24,24	24,24
	5 a 10 SMs	2,67	2,67	1,45	2,90	3,03	12,12
	10 a 20 SMs	0,00	2,67	0,00	0,00	3,03	6,06
	20 a 30 SMs	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00
	Mais de 30 SMs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gênero (%) <sup>1</sup>	Masculino	22,67	20,00	14,50	33,33	33,33	36,36
	Feminino	25,33	32,00	13,04	39,13	9,09	21,21
Preço (%) <sup>1</sup>	R\$ 2,00	12,00	8,00	7,25	1,45	12,12	15,15
	R\$ 5,00	6,67	16,00	7,25	30,43	6,06	9,09
	R\$ 10,00	12,00	6,67	8,70	18,84	18,18	3,03
	R\$ 20,00	12,00	8,00	4,35	18,84	6,06	18,18
	R\$ 50,00	5,33	13,33	0,00	2,90	0,00	12,12

$\mu$ : média;  $\sigma$ : desvio padrão; MA: marginal afetado; MNA: marginal não afetado; DR: distante do rio; SM: salário-mínimo; <sup>1</sup>Os dados representam as parciais da participação percentual obtida em “sim” e “não”, por exemplo: a soma dos gêneros masculino (22,67%) e feminino (25,33%) totaliza 48% de resposta “sim” para o grupo MA.



MA: marginal afetado; MNA: marginal não afetado; DR: distante do rio.

**Figura 5 – Relação entre os componentes principais, em (A) com votos de protesto e em (B) sem votos de protesto, discriminando os diferentes grupos de localização dos entrevistados e suas variáveis respostas (idade, gênero, preço, renda, escolaridade e disposição a pagar “sim”).**

lações urbanas; contudo, sofrem diferentes tipos de impactos decorrentes da atividade antrópica. A valoração desses recursos naturais é uma das ferramentas que podem refletir sua importância no cenário das políticas públicas que envolvem esforços para sua recuperação e preservação. Nesse contexto, os objetivos deste estudo foram estimar o valor ambiental dado pela população de Lages para a preservação do Rio Carahá, por meio da aplicação do MVC, e avaliar as diferenças de percepção ambiental considerando a estratificação das pessoas de acordo com a sua relação com o recurso ambiental analisado ou a influência deste no seu dia a dia.

Na estimativa do valor ambiental, a DAP foi negativa para 61% dos entrevistados, sendo que 48% representavam voto de protesto. O modelo *logit* resultou em estimativa do valor do benefício individual de R\$ 2,95, considerando toda a amostra, e de R\$ 20,18, quando

foram retirados os votos de protesto, melhorando significativamente o poder preditivo do modelo. Na maior parte dos casos, o protesto esteve vinculado à obrigação do governo para com a preservação do recurso ambiental estudado. O impacto nos resultados também foi percebido pela ACP, sobretudo quando foram comparados os grupos de localização geográfica em relação ao rio. Sem os votos de protesto, o grupo DR, com maior renda e escolaridade, apresentou melhor percepção ambiental (maior associação à DAP “sim”).

A ACP usada no presente trabalho, associada aos modelos de regressão logística, mostrou-se excelente ferramenta estatística para demonstrar as relações existentes entre a DAP e as variáveis respostas, bem como para entender o comportamento de diferentes grupos da amostra. Assim, possibilita uma visão mais abrangente das relações entre as variáveis, sendo recomendado o seu uso para outros estudos nesta área do conhecimento.

## REFERÊNCIAS

- AKHTAR, S.; SALEEM, W.; NADEEM, V. M.; SHAHID, I.; IKRAM, A. Assessment of willingness to pay for improved air quality using contingent valuation method. *Global Journal of Environmental Science and Management*, v. 3, n. 3, p. 279-286, 2017. DOI: 10.22034/gjesm.2017.03.03.005
- ANTUNES, C. M. M.; BITTENCOURT, S. C.; RECH, T. D.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade das águas e percepção de moradores sobre um rio urbano. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 32, p. 75-87, 2014.
- ARROW, K. J.; SOLOW, R.; PORTNEY, P. R.; LEAMER, E. E.; RADNER, R.; SCHUMAN, H. Report of the national oceanic and atmospheric administration (NOAA) panel on contingent valuation. *Federal Register*, v. 58, n. 10, p. 4601-4614, 1993.
- CARSON, R.; HANEMANN, W. M. Contingent valuation. *Handbook of Environmental Economics*, v. 2, p. 821-936, 2005. [https://doi.org/10.1016/S1574-0099\(05\)02017-6](https://doi.org/10.1016/S1574-0099(05)02017-6)
- CHEN, W. Y.; HUA, J. Citizens' distrust of government and their protest responses in a contingent valuation study of urban heritage trees in Guangzhou, China. *Journal of Environmental Management*. v. 155, p. 40-48, 2015. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.03.002
- CIRIACY-WANTRUP, S. V. Capital returns from soil conservation practices. *Journal of Farm Economics*, v. 29, n. 4 parte II, p. 1181-1196, 1947. DOI: 10.2307/1232747
- COSTA, M. E. L. da; MELO E SOUZA, R. A. T. de; RIBEIRO, A. R.; PASA, M. C. Respostas de protesto na disposição a pagar espontânea e induzida nas técnicas de lances livres e referendo pelo método de valoração contingente. *Biodiversidade*, v. 14, n. 1, p. 117-144, 2015.
- COSTA, M. E. L.; SOUZA, R. A. T. de M. Utilização de variáveis binárias como explicativas para a disposição a pagar manifestada pelos frequentadores de uma unidade de conservação urbana em Cuiabá – MT. *Biodiversidade*, v.15, n. 2, p. 62-74, 2016.
- DAVIS, R. K. *The value of outdoor recreation: an economic study of the maine woods*. Dissertação (Doutorado) – Universidade de Harvard, Cambridge, 1963.
- DZIEGIELEWSKA, D. A.; MENDELSON, R. Does “No” mean “No”. *Environmental and Resource Economics*, p. 71-87, 2007. DOI: 10.1007/s10640-006-9057-4
- HASSELMANN, K.; JAEGER, C.; LEIPOLD, G.; MANGALAGIU, D.; TÁBARA, J. D. *Reframing the problem of climate change: from zero sum game to win-win solutions*. Nova York: Routledge, 2013.
- HILDEBRAND, E.; GRAÇA, L. R.; HOEFLICH, V. A. “Valoração contingente” na avaliação econômica de áreas verdes urbanas. *Revista Floresta*, v. 32, n. 1, p. 121-132, 2002. <http://dx.doi.org/10.5380/rev.v32i1.2353>
- HOSMER JUNIOR, D. W.; LEMESHOW, S.; STURDIVANT, R. X. *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons, 2013. v. 398.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades, 2016*. 2016. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/sc/lages/panorama>>. Acesso em: 10 maio 2017.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge/New York: University Press, 2013.
- JUSTO, W. R.; RODRIGUES, C. P. B. Valoração econômica do Parque Ecológico Estadual do Sítio Fundão, Crato, CE. *Revista de Política Agrícola*, n. 1, p. 4-17, 2014.
- LO, A. Y.; JIM, C. Y. Protest response and willingness to pay for culturally significant urban trees: Implications for Contingent Valuation Method. *Ecological Economics*, v. 114, p. 58-66, 2015. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2015.03.012



- MAJUMDAR, S.; DENG, J.; ZHANG, Y.; PIERSKALLA, C. Using contingent valuation to estimate the willingness of tourists to pay for urban forests: a study in Savannah, Georgia. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 10, n. 4, p. 275-280, 2011. DOI: 10.1016/j.ufug.2011.07.006
- MARKANTONIS, V.; MEYER, V.; LIENHOOP, N. Evaluation of the environmental impacts of extreme floods in the Evros River basin using contingent valuation method. *Natural Hazards*, v. 69, n. 3, p. 1535-1549, 2013. DOI: 10.1007/s11069-013-0762-3
- MATTOS, K. M. da C.; FERRETI FILHO, N. J.; MATTOS, A. Uma abordagem conceitual sobre a valoração econômica de recursos naturais. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 3. *Anais...* Mato Grosso do Sul, 2000.
- NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A.; ARRUDA, F. S. T. Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo? *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, v. 17, n. 2, p. 81-115, 2000.
- OERLEMANS, L. A. G.; CHAN, K. Y.; VOLSCHENK, J. Willingness to pay for green electricity: a review of the contingent valuation literature and its sources of error. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 66, p. 875-885, 2016. DOI: 10.1016/j.rser.2016.08.054
- OLIVEIRA, K. T. L. L.; MATA, H. T. da C. Qual o valor de uma praia limpa? Uma aplicação do método de valoração contingente no bairro Rio Vermelho, Salvador-BA. In: ENCONTRO DE ECONOMIA BAIANA, 9., Salvador. *Anais...* Salvador: UFB/SEI, 2013.
- REIS, C. A. M.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; SOUZA, S. T.; FERREIRA, C. J. S. M.; MICHELON, B.; MORO, L. Diagnóstico da vegetação arbórea e proposta de arborização do Rio Carahá na cidade de Lages, SC. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, v. 4, n. 3, p. 130-142, 2009.
- RIBAS, J. R.; VIEIRA, P. R. da C. *Análise multivariada com o uso do SPSS*. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2011.
- SAZ-SALAZAR, S. del; GUAITA-PRADAS, I. The drivers' routes as environmental assets: a contingent valuation approach. *Land Use Policy*, v. 32, p. 78-88, 2013. DOI: 10.1016/j.landusepol.2012.10.006
- SILVEIRA, V. C.; CIRINO, J. F.; PRADO FILHO, J. F. do. Valoração econômica da área de proteção ambiental estadual da Cachoeira das Andorinhas – MG. *Revista Árvore*, v. 37, p. 257-266, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000200007>
- SIMIONI, F. J.; MOMBACH, G. N. N.; DONADEL, C.; ALVARENGA, R. A. F. Environmental valuation of an artificial lake in Brazil: an application of the contingent valuation method. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 42, p. 121-132, 2016. DOI: 10.5327/Z2176-947820160170
- TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. C. Reference manual and user's guide to Canoco for windows: software for canonical community ordination (version 4). Nova York: Microcomputer Power, 1998.
- VAN HOUTVEN, G. L.; PATTANAYAK, S. K.; USMANI, F.; YANG, J. C. What are households willing to pay for improved water access? Results from a meta-analysis. *Ecological Economics*, v. 136, p. 126-135, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2017.01.023
- VENKATACHALAM, L. The contingent valuation method: a review. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 24, n. 1, p. 89-124, 2004. DOI: 10.1016/S0195-9255(03)00138-0
- XIE, B. C.; ZHAO, W. Willingness to pay for green electricity in Tianjin, China: Based on the contingent valuation method. *Energy Policy*, v. 114, p. 98-107, 2018. DOI: 10.1016/j.enpol.2017.11.067



